



Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére



AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS HATÁSA
AZ ERDŐK BIOLÓGIAI SOKFÉLESÉGÉRE

AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS HATÁSA AZ ERDŐK BIOLÓGIAI SOKFÉLESEGÉRE

Tanulmánygyűjtemény

Szerkesztette:
KORDA MÁRTON

Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság
Budapest, 2016

Szakmai segédlet erdőgazdálkodók és erdőkezelők számára.

A kézirat lezárva: 2016. május

Szerkesztette: KORDA MÁRTON

Lektorálta:

BARTHA DÉNES és VARGA ZOLTÁN

Angol nyelvi lektor: ZÖLEI ANIKÓ

Borító tervek és tipográfia: GÓR ANDRÁS

Címlap fotók:

BÖLÖNI JÁNOS, CSÓKA GYÖRGY, DULAI DÁVID, GÁLHIDY LÁSZLÓ, GÓR ÁDÁM,
KORDA MÁRTON, KUTSZEGI GERGELY, NÉMETH TAMÁS, ÓDOR PÉTER, SCHMOTZER ANDRÁS

Témaköröket elválasztó fotók:

CSÓKA GYÖRGY, DULAI DÁVID, KORDA MÁRTON

E kötet megjelenését az
Európai Unió Life programjának (LIFE13 INF/HU/001163)
támogatása tette lehetővé.



ISBN 978-615-5241-19-2

© A szerzők

© Duna–Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság

Minden jog fenntartva. A kiadó engedélye nélkül nem sokszorosítható,
valamint elektronikus keresőrendszerekben nem tárolható és publikálható.

Nyomdai előkészítés / Typeset: Kitaibel Bt.
Nyomás / Printed by: Primerate Kft.

Tartalomjegyzék

Bevezetés	8
A jelenlegi erdőgazdálkodási módok áttekintése (<i>Tímár Gábor</i>)	11
The overview of the present silvicultural methods (<i>Gábor Tímár</i>)	
A GOMBA- ÉS NÖVÉNYVILÁG VÉDELME ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS – VESZÉLYFORRÁSOK ÉS VÉDELMI LEHETŐSÉGEK	31
MUSHROOM- AND PLANT CONSERVATION AND FOREST MANAGEMENT – THREAT FACTORS AND CONSERVATION POSSIBILITIES	
Erdőgazdálkodási javaslatok a nagygombák funkcionális és faji sokféleségének megőrzésére (<i>Kutszegi Gergely és Papp Viktor</i>)	33
Conservation of macrofungal biodiversity in managed forests: recommendations for management (<i>Gergely Kutszegi & Viktor Papp</i>)	
Erdőgazdálkodás hatása az erdei moha- és zuzmóközösség biodiverzitására (<i>Ódor Péter</i>)	57
Effects of forest management on the biodiversity of bryophytes and lichens (<i>Péter Ódor</i>)	
Zárt erdők lágyszárú fajainak védelmi lehetőségei (<i>Bartha Dénes</i>)	71
Protection possibilities of herbaceous plants in closed forests (<i>Dénes Bartha</i>)	
Felnyíló erdők lágyszárú fajainak védelmi lehetőségei – különös tekintettel az erdőssztyepp-erdők megőrzésére (<i>Kun András és Bölöni János</i>)	89
Options to protect the herbaceous species of the forest-steppe (<i>András Kun & János Bölöni</i>)	
AZ ÁLLATVILÁG VÉDELME ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS – VESZÉLYFORRÁSOK ÉS VÉDELMI LEHETŐSÉGEK	107
ANIMAL SPECIES CONSERVATION AND FOREST MANAGEMENT – THREAT FACTORS AND CONSERVATION POSSIBILITIES	
A hangyák szerepe a magyarországi erdei ökoszisztémákban (<i>Mikó Ágnes és Csóka György</i>)	109
Role of ants in the Hungarian forest ecosystems (<i>Ágnes Mikó & György Csóka</i>)	
A szaproxilofág bogarak (Coleoptera) szerepe a holtfa lebontásában (<i>Merkel Ottó</i>)	129
The role of saproxylic beetles (Coleoptera) in the decomposition process of deadwood (<i>Ottó Merkl</i>)	
Erdei fa- és cserjefajok szerepe a herbivor rovarok fajgazdagságának fenntartásában (<i>Csóka György és Ambrus András</i>)	155
Role of forest woody plants in maintaining species richness of herbivore insects (<i>György Csóka & András Ambrus</i>)	

Pionír fafajok alkotta erdőtársulások szerepe domb- és hegyvidéki erdei életközösségek lombfogyasztó rovar fajegyütteseinek szemszögéből (<i>Ambrus András</i>)	193
The importance of the communities of pioneer tree species in the forested ecosystems of colline and submountainous regions from the point of view of the macrolepidoptera fauna (<i>András Ambrus</i>)	
Hogyan segíthet az erdészeti gyakorlat megőrizni a talajfelszíni ragadozó ízeltlábúak diverzitását? (<i>Elek Zoltán, Bérces Sándor, Szalkovszki Ottó, Ódor Péter</i>)	203
How the forest management practices can support the diversity of ground-dwelling predatory arthropods? (<i>Zoltán Elek, Sándor Bérces, Ottó Szalkovszki & Péter Ódor</i>)	
Indikátor lepke- és egyenesszárnyú-fajok megőrzése az erdőkhöz kötődő tartósan fátlan élőhelyeken (<i>Ambrus András és Kenyeres Zoltán</i>)	215
Conservation of indicator Lepidoptera- and Orthoptera-species in treeless habitats (<i>András Ambrus & Zoltán Kenyeres</i>)	
Az erdőgazdálkodás hatásai az erdei kisvízfolyásokra (<i>Tóth Balázs és Szalóky Zoltán</i>)	227
The effects of forest management on streams (<i>Balázs Tóth & Zoltán Szalóky</i>)	
Az erdőgazdálkodási gyakorlat hatása közösségi jelentőségű kételtű- és hüllőfajokra (<i>Halpern Bálint és Harnos Krisztián</i>)	243
Effects of forest management on Natura2000 selection criteria amphibian and reptile species (<i>Bálint Halpern & Krisztián Harnos</i>)	
Javaslatok a fokozottan védett nagytestű madárfajok erdei fészkelőhelyeinek védelmére (<i>Pongrácz Ádám és Horváth Márton</i>)	259
Recommendations for the protection of the nesting habitat of large, strictly protected bird species (<i>Ádám Pongrácz & Márton Horváth</i>)	
Erdei élőhelyek madárvilágának helyzete és kezelési javaslatok – különös tekintettel a közösségi jelentőségű fajokra (<i>Zölei Anikó és Selmeczi Kovács Ádám</i>)	281
Status and management suggestions for forest-dwelling birds with a focus on Natura 2000 species (<i>Anikó Zölei & Ádám Selmeczi Kovács</i>)	
Denevérek az erdei életközösségekben (<i>Estók Péter és Görföl Tamás</i>)	311
Bats in forests (<i>Péter Estók & Tamás Görföl</i>)	
A magyarországi pelefafajok élőhelyigénye az erdőgazdálkodás tükrében (<i>Bakó Botond Zoltán</i>)	323
Habitat Preference of Hungarian Dormouse Species from the perspective of Forest Management (<i>Botond Zoltán Bakó</i>)	
Erdei élőhelyekhez kötődő, természetvédelmi problémát okozó, idegenhonos, inváziós állatfajokról (<i>Váczai Olivér</i>)	343
Invasive alien species from forestry point of view (<i>Olivér Váczai</i>)	
AZ ÁLLATVILÁG VÉDELME ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS – ESETTANULMÁNYOK	353
ANIMAL SPECIES CONSERVATION AND FOREST MANAGEMENT – CASE STUDIES	
Futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) vizsgálata a Szigetköz puhafás ligeterdeiben (1999–2004) (<i>Szél Győző és Kutasi Csaba</i>)	355
Investigations of Ground Beetles of White Willow Forest in the Szigetköz (NW Hungary) (<i>Győző Szél & Csaba Kutasi</i>)	
Esettanulmány a díszes tarkalepke (<i>Euphydryas maturna</i>) Kemelyi-erdő menti populációjának felméréséről és az erdőgazdálkodás természetvédelmi vonatkozásairól (<i>Örvössy Noémi</i>)	381
A case study of the conservation aspects of local forestry in the Kemelyi-forest, based on the population survey of Scarce fritillary (<i>Euphydryas maturna</i>) (<i>Noémi Örvössy</i>)	

A vágásos üzem módú erdőgazdálkodás hatása a magyar tavaszi-fésűsbagolyra (<i>Dioszeghyana schmidtii</i>) (Korompai Tamás)	395
The impact of cutting-silvicultural system on <i>Dioszeghyana schmidtii</i> (Tamás Korompai)	
Hódok a Szigetközben (Czabán Dávid)	403
Beavers in Szigetköz wetland area (Dávid Czabán)	
AZ ÉLŐHELYEK VÉDELME ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS – VESZÉLYFORRÁSOK ÉS VÉDELMI LEHETŐSÉGEK	419
HABITAT CONSERVATION AND FOREST MANAGEMENT – THREAT FACTORS AND CONSERVATION POSSIBILITIES	
A lécek szerepe az erdőgazdálkodásban és az erdők természetvédelmi kezelésében (Gálhidy László) . . .	421
Role of gaps in forest management and forest conservation management (László Gálhidy)	
Ártéri erdők és cserjések (Kevey Balázs)	459
Riparian forests (Balázs Kevey)	
Láperdők, lápcserjések és patakmenti ligeterdők (Baranyai-Nagy Anikó és Baranyai Zsolt)	485
Streamside riverine and swamp woodlands (Anikó Baranyai-Nagy & Zsolt Baranyai)	
Erdőssztyepp-erdők kezelése (Kun András, Rév Szilvia, Verő György, Nagy István és Demeter László). . . .	501
Management of forest-steppe (András Kun, Szilvia Rév, György Verő, István Nagy & László Demeter)	
Erdei mikroélőhelyek és védelmük lehetőségei az erdőgazdálkodás során (Tímár Gábor)	533
Forest microhabitats, and possibilities of their conservation in silviculture (Tímár Gábor)	
AZ ÉLŐHELYEK VÉDELME ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS – ESETTANULMÁNYOK	549
HABITAT CONSERVATION AND FOREST MANAGEMENT – CASE STUDIES	
Beerdősülő területek, gyepek – erdő mozaikok, szegélycserjések (esettanulmányok) (Schmotzer András)	551
Spontaneous forests, forest – grassland mosaics and thickets (András Schmotzer)	
Közösségi jelentőségű erdei élőhelyek spontán regenerációjának esélyei a Cserhátban – lehetőségek és veszélyek (Zagyvai Gergely).	575
Chances and risks of spontaneous regeneration in potential site of forest habitats of community interest in Cserhát Hill (Gergely Zagyvai)	
Az erdei biodiverzitást meghatározó tényezők az Őrségi Nemzeti Parkban (Ódor Péter)	603
Drivers of forest biodiversity in Őrség National Park (Péter Ódor)	
A hazai kopárfásítások áttekintése a Keszthelyi-hegységben bekövetkezett feketefenyő pusztulás kapcsán (Óvári Miklós).	625
Overview of the Hungarian afforestation processes respect to the degraded plantations of black pine in the Keszthely-mountains (Miklós Óvári)	
Szálalás lehetőségei és korlátai a zánkai száraz tölgyesekben (Siffer Sándor)	647
Possibilities and limitations of single-tree selection in dry oak forests near Zánka (Sándor Siffer)	
Névmutató	659

Bevezetés

Korda Márton

*Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytan és Természetvédelmi Intézet,
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4. E-mail: korda.marton@gmail.com*

A hazai természetvédelemben nem új keletű az erdők védelmének ügye. Elég, ha Kaán Károly „*Természetvédelem és a természeti emlékek*” című alapvető művének „*Rezervációra ajánlatos helyek*” fejezetét áttekintjük, melyben számos erdőt, illetve erdőkhöz kötődő értéket javasol oltalomra (KAÁN 1932), de ugyanezt támasztja alá az a tény is, hogy Magyarország első védett területe – az 1939-ben védetté vált Debreceni Nagyerdő Természetvédelmi Terület – ugyancsak erdő volt. A védetté nyilvánítások tehát 1939-től napjainkig – az aktuális politikai és gazdasági helyzet függvényében különböző intenzitással – folyamatosan zajlottak, melynek eredményeként ma az országos jelentőségű védett természeti területek kiterjedése meghaladja a 848 ezer hektárt, melynek csaknem a fele (46%) erdő. A természetvédelmi szempontok érvényesítésének új lehetőségeként jelentek meg az Európai Unióhoz való csatlakozásunk előfeltételeként kijelölt Natura 2000 területek, melyek között jelentős kiterjedésű erdőterületek is előfordulnak. Azonban Kaán Károly elképzeléseivel ellentétben a természetvédelmi oltalmat nyert erdeink túlnyomó többsége nem rezervátumként vált védetté, hanem az elsődleges védelmi rendeltetés mellett továbbra is szolgálja a gazdasági célokat is. Ez a kettősség jelentős konfliktushelyzetet teremt a két cél eléréseért – a leggyakrabban nem ugyanannál a szervezetnél – dolgozó szakemberek között. Mindehhez hozzáadódott még a társadalom részéről egy egyre nyilvánvalóbban megfogalmazódó elvárás az erdőkkel, illetve az erdőgazdálkodókkal szemben, melynek lényege, hogy az erdők a szükséges faanyag megtermelése mellett minél sokrétűbben töltsenek be rekreációs szerepet is. Az így kialakult helyzet végül egy paradigmaváltási folyamatot indított el, mely jelenleg is zajlik. Ennek a lényege, hogy a klasszikus növénytermesztési modell (vetés-aratás elve) szerint végzett, hagyományosnak tekintett vágásos erdőgazdálkodás helyett – bizonyos esetekben és feltételek mellett – alternatív megoldások kidolgozását kezdték meg az érintett szakterületek képviselői, melyeket összefoglalóan a folyamatos erdőborítás mellett megvalósuló erdőgazdálkodásnak nevezzük. Mind-

ezen eredményeként lassan kibontakozik a multifunkcionális erdőfenntartás, mely a fent említett igények mindegyikét egyszerre képes szolgálni. Az ilyen irányú törekvések megjelenése, fejlődése és letisztulása jól nyomon követhető a témában napvilágot látott szakirodalom áttekintésével. A különböző szaklapokban megjelenő számos publikáció mellett több összefoglaló jellegű munka is részletesen foglalkozik a témával. Ezek között elsőként KESZTHELYI és mtsai (1995) „*Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére*” című könyve jelent meg, majd néhány évvel később BARTHA (2001) szerkesztésében „*A természetszerű erdők kezelése, a kultúr- és származékerdők megújítása*” című kötet látott napvilágot. A két kötet megjelenése között fontos esemény volt, hogy 1996-ban kihirdették az úgynevezett zöld törvényeket, köztük a 1996. évi LIII. törvényt a természet védelméről és az 1996. évi LIV. törvényt az erdőről és az erdő védelméről. Ezek – témánkhoz kapcsolódó – legjelentősebb törekvései a vágásterületek kiterjedésének, illetve a fafaj-összetételnek szabályozása és a vágásérettségi korok megemlése volt. A természetközeli erdőgazdálkodás hazai terjedésének mérföldköve volt az 1999-ben megalakuló Pro Silva Hungaria Közhasznú Egyesület, melynek létrejöttét az tette lehetővé, hogy ekkorra már egyre nagyobb körben váltak ismertté és elismertté a Pro Silva szemléletű gazdálkodás alapelvei. (Az alapelveket BESZE és mtsai (1999) részletezik.) A Pro Silva Hungaria a kezdetektől fogva mindig is nagy hangsúlyt fektetett nézeteinek, elveinek terjesztésére, kommunikálására, melynek eredményeként több alapvető irodalom látott napvilágot. Már a megalakulást követő évben az MME-vel közösen megjelentette a „*Természet-Erdő-Gazdálkodás*” című kötetet (FRANK 2000), mely a fent említett irodalmaktól eltérően az erdei élőhelyek főbb szerkezeti elemei felől közelítette a kérdést. A természetközeli erdőgazdálkodás következő mérföldkövének számított az 1996-os erdő-törvényt váltó 2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról, illetve ennek végrehajtási rendelete. Témánk szempontjából kimagasló jelentőségű újítás volt, hogy bevezette

az erdő természetességi állapotának megállapítására szolgáló kategóriarendszert, bevezette az átalakító üzemmód fogalmát és minden eddigénél nagyobb hangsúlyt fektetett a száraló üzemmódra, illetve a folyamatos erdőborításra. E törvény hatálybalépését követően – jelentős ellenállások mellett – minden eddigénél nagyobb teret nyertek a természetközeli erdőgazdálkodás optimális módszereit, illetve hatásait vizsgáló kutatások a gazdálkodói és a tudományos (kutatói) szférában egyaránt. Megjegyzendő, hogy már az 1990-es évek elején megkezdődtek az ilyen irányú kísérletek, melyek jellemzően lokális kezdeményezések voltak, de a 2000-es évek első évtizedének közepétől-végétől ezek szinte országos léptékűvé váltak, és a síkvidéki tájaktól a középhegységig, a száraz termőhelyeken álló erdőtől a nedvesekig mindenütt megkezdődtek a kutatások. (Ezeket, illetve a témában megjelent számos publikációt jelen kötetben Gálhidy László részletesebben tárgyalja *„A lékek szerepe az erdőgazdálkodásban és az erdők természetvédelmi kezelésében”* című fejezetben.) Ennek köszönhetően a 2010-es évekre már olyan mennyiségű tapasztalat gyűlt össze, mely lehetővé, sőt indokoltá tette gyakorlati tapasztalatokat is felvontató összefoglaló jellegű munkák megjelentetését. A sorban elsőként a Nyugat-magyarországi Egyetem gondozásában 2009 és 2012 között megjelent négy kötetes *„Múlt és Jövő”* sorozat említendő. BARTHA (2012) a gyakorlati javaslatok megfogalmazása mellett számos elvi kérdést is tisztáz. A következő VARGA (2013) tankönyve volt, mely kifejezetten a folyamatos erdőborítás mellett megvalósuló gazdálkodás lehetőségeit tárgyalja. Itt kell megemlíteni a Nyugat-magyarországi Egyetem által kiadott 6 kötetes *Silva naturalis* periodikát is, mely a témához kapcsolódó egyes részterületeket behatóan tárgyalja. A témával részletesen foglalkozó munkák között kiemelendő FRANK és SZMORAD (2014) kötete, mely a természetvédelmi oltalom alatt álló erdők kezeléséről szól, és mely hiánypótlóan gyakorlati megközelítésű, mind természetvédelmi, mind erdőgazdálkodási és jogi oldalról is. A 2015-ig összegyűlt tudás már azt is lehetővé tette, hogy kifejezetten az erdőgazdálkodóknak és az erdészeti szakszemélyzetnek szóló gyakorlati útmutató jelenjen meg, mely az egyes értékek, illetve értékcsoportok megőrzése szempontjából kedvező gazdálkodási alternatívákra ad iránymutatást (ASZALÓS és GÁLHIDY 2015).

A kötet, melyet kezében tart a Tisztelt Olvasó, ugyancsak a gyakorlati megközelítést kívánja erősíteni. Hangsúlyozandó, hogy a tartalmi és szerkezeti tervezése egybeesett több átfogó jellegű munka megjelenésével, melyek bizonyos témákat a legfrissebb eredmények alapján részletesen feldolgoztak. Ilyen FRANK és SZMORAD (2014) fent ismertetett kötete mellett HARASZTHY (2014) szerkesztésében megjelent sokszerzős munka is, mely a közösségi jelentőségű fajok és élőhelyek monografikus feldolgo-

zását adja közre, de ide sorolható CSISZÁR és KORDA (2015) által szerkesztett kézikönyv is, mely az inváziós fajok visszaszorításával foglalkozik. Mindezt azért fontos megemlíteni, mert a tervezés a fenti művek tartalmát figyelembe véve történt, így az azokban részletezett témákat itt legfeljebb csak érintjük, nem ismételjük. Ennek megfelelően nem olvashatunk részletesen az erdőkre vonatkozó jogszabályi háttérrel, fajok kapcsán nem találunk morfológiai jellemzéseket és nem kapunk részletes útmutatást az egyes inváziós fajok visszaszorításával kapcsolatban sem, de minden esetben, ahol szükséges, utalunk arra, hogy ezeket az információkat hol le lehetők fel.

A szakértői csoport a fentiek figyelembevételével egy klasszikus tanulmánykötet összeállítása mellett döntött, mely az erdőt, mint élőhelyet közelíti meg. Célunk az volt, hogy az erdei élőhelyet, illetve az ott előforduló élőlényeket a gyakorlati természetvédelem szempontjából csoportosítsuk. Ennek megfelelően egy csoportba olyan élőhelyeket, illetve élőlényeket soroltunk, melyekre az erdőgazdálkodás hasonló hatással van, illetve amelyek védelme azonos, vagy hasonló módszerekkel valósítható meg. Ezzel magyarázható, hogy bizonyos esetekben rendszertanilag egymástól távol eső párosítások is előfordulnak (pl.: mohák és zuzmók, lepkék és egyenesszárnyúak, futóbogarak és pókok, vagy a fekete gólya a ragadozók között stb.), de meggyőződésünk, hogy ez elősegíti a tárgyalt természeti értékek hatékonyabb gyakorlati védelmét.

A kötet kapcsán ki kell még hangsúlyoznunk azt is, hogy elsődleges feladata a meglévő gyakorlati tudás összegyűjtése és közreadása. Ennek megfelelően célunk az volt, hogy a kiválasztott témák elismert szakértőit kérjük fel a fejezetek megírására, akik saját tapasztalataik mellett széleskörűen rálátnak az adott terület szakirodalmi háttérére is. Így az egyes fejezetek irodalomjegyzékének terjedelme tájékoztatást nyújt az adott téma kutatottságáról is.

A kötet másik célja, hogy a fenti összefoglaló jellegű munkák mellett esettanulmányokat is közreadjon. Ezeket úgy válogattuk össze, hogy az erdőgazdálkodáshoz és a gyakorlati természetvédelemhez is kapcsolódjanak, és olyan témát tárgyaljanak, melyek újdonságnak tekinthetők ebben a megközelítésben. Így olvashatunk pl. száraz tölgyesekben zajló száralásról, az erdőgazdálkodás ritka lepkefajokra gyakorolt hatásáról, a cserjésekről vagy az erdei biodiverzitás soktényezős vizsgálatáról.

Fontos azt is megemlíteni, hogy szándékosan nem szabtuk szigorú kereteket az egyes fejezeteknek, sem szerkezeti, sem pedig terjedelmi szempontból. A szerkezet kapcsán ennek az az oka, hogy a gyakran nagyon különböző témákat csak erőltetve lehetett volna egységes szerkezetben közölni. A terjedelmet tekintve azért volt erre szükség, mert a tárgyalt témákkal kapcsolatban nagyon változó mennyiségű információ áll rendelkezésre, így nem akartuk sem

azt, hogy fontos adatok maradjanak ki, sem pedig azt, hogy feleslegesek növeljék a terjedelmet.

A kötet tartalma három nagy csoportba sorolható, így a folyamatos erdőborítással általánosságban foglalkozó fejezetek, illetve botanikai és zoológiai témákat tárgyaló írások. Ez utóbbi két témakör esetében egyaránt találunk adott témákat átfogóan tárgyaló fejezeteket és esettanulmányokat is.

Irodalomjegyzék

- ASZALÓS, R. és GÁLHIDY, L. (szerk.) (2015): *Natura 2000 erdőterületek kezelése. Gyakorlati útmutató erdőgazdálkodók és erdészeti szak személyzet számára. Bábakalács Füzetek 20.* – Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger, 57 pp.
- BARTHA, D. (szerk.) (2001): *A természetszerű erdők kezelése, a kultúr- és származékerdők megújítása.* – A KöM Természetvédelmi hivatalának tanulmánykötetei 7. – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 286 pp.
- BARTHA, D. (2012): *A magyarországi erdők fenntartása.* – In: KOZÁK L. (szerk.): *Természetvédelmi élőhelykezelés.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 195–198.
- BESZE, P. FARKAS, J. és MÁRTA, V. (szerk.) (1999): *Pro Silva.* – Pro Silva Hungaria, Eger, 15 pp.
- CSISZÁR, Á. és KORDA, M. (szerk.) (2014): *Özönnyvények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3.* – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 pp.
- FRANK, T. és SZOMARD F. (2014): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek 2.* – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 pp.
- HARASZTHY, L. (szerk.) (2014): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* – Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, 955 pp.
- KAÁN, K. (1932): *Természetvédelem és természeti emlékek.* – Kir. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 312 pp.
- KESZTHELYI, I., CSAPODY, I. és HALUPA, L. (1995): *Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére.* – A KTM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 3. – Kanalgém Nyomdaipari és Kiadó Kft., Budapest, 251 pp.
- VARGA, B. (szerk.) (2013): *A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai.* – Pro Silva Hungaria, Eger, 245 pp.

Mindezen előzmények eredményeként összesen 45 szerző, két lektor és a szerkesztő munkája eredményeként 30 fejezet látott napvilágot, melyeket e kötet formájában abban a reményben nyújtunk át az érintett szakembereknek, hogy sikerrel mozdítja elő az erdei biodiverzitás védelmének ügyét.

A jelenlegi erdőgazdálkodási módok áttekintése

A hagyományos és újszerű erdőgazdálkodás útjai, alapvető hatásai és természetvédelmi szempontú javításának lehetséges irányai

Tímár Gábor

2623 Kismaros, Gálhegy u. 88. E-mail: timarg9@gmail.com

A hazai erdőgazdálkodás elmúlt évtizedei alapvetően a tervszerű, vágásos erdőgazdálkodás megszilárdításáról szóltak. Eközben a természetvédelem gyakorlatában is kevés erőfeszítés jutott az erdők természetességi állapotának általános javítására. Ennek kulcsát a tanulmány szerzője a faállomány szintű szerkezeti változatosság lehetséges legnagyobb mértékű növelésében látja, mely bizonyítottan kihat az erdő természetességének szinte minden elemére, miközben gazdasági károkkal sem feltétlenül jár. Ez az írás az alapfogalmak tisztázása után az üzemszerű erdőgazdálkodás folyamatát (előhasználatok, véghasználatok, felújítás) próbálja áttekinteni, megkeresve benne azokat a pontokat és módszereket, melyek a fenti cél elérésében reálisan a segítségünkre lehetnek. Teszi ezt azért is, mert a tapasztalat szerint a természetvédelmi szakemberek és az erdővel foglalkozó kutatók jelentős része sincsen tisztában ezekkel, így ajánlani, vagy előírni sem szokták. A módszereket rendszerezve megpróbáljuk a közelmúlt hazai gazdálkodási kísérleteit is bemutatni.

Kulcsszavak: erdőgazdálkodás, faállomány szintű változatosság, folyamatos erdőborítás

Bevezetés

A hazai erdőgazdálkodás komoly utat járt be az elmúlt száz-százötven évben. A hagyományos, rendszertelen, az erdőt sokszor kíméletlenül kiéltő használatokból tervszerű, vágásos gazdálkodás lett, mely utóbb maga is sokat finomodott. Ez a folyamat ma is tart: emelkednek a vágáskorok, aprózódnak az erdő-részletek (és ezzel a homogén egységek), értékelhető mennyiségben marad hagyásfa és holtfa az erdőben, elfogadott szempont az elegység, sok helyen komoly harc folyik a tájidegen fajok ellen, védett természeti területeken egyre nagyobb a természetvédelmi szervek érdekérvényesítő képessége. Az utóbbi évtizedben komoly teret nyert az az újszerű erdőgazdálkodás, melyet összefoglalóan talán leginkább a folyamatos erdőborításra való törekvéssel jellemezhetünk. Mindezeknek a változásoknak a jogszabályi alapja is egyre következetesebben fogalmazódik meg. Ezt legkarakteresebben a 2009-es erdőtörvényben a természetesség fogalmának bevezetése és használata, valamint az üzemmódváltási kötelezettség fejezi ki.

A hazai erdőkezelés uralkodó, a szakmába egyelőre kitörölhetetlenül bevésődött formája minden változás ellenére a vágásos erdőgazdálkodás maradt, melyet számos – legalábbis jórészt jogos – kritika ér (ld. pl. STANOVÁR 1996). Ezek közül a mindennapi élmény szintjén is a legnyilvánvalóbb hiányosság az általa (faállomány léptékben) előállított homogén erdőkép. Az erdőgazdálkodásnak az erődinamikai folyama-

tokra és az annak következtében kialakuló természetes erdőképre gyakorolt hatásáról egy mondatban azt lehetne mondani, hogy a gazdálkodás szinte minden szinten egyszerűsíti a természetes viszonyokat. A természetes bolygatások hatásait kiküszöböli és helyette mesterséges, nagyterületű zavarásokat (tarvágások, végvágások, egyenletes bontásokon alapuló felújítóvágások, gyéritések stb.) hoz létre. Az eredetileg több fafajú, vegyes korú, mozaikos és szerkezeti elemekben gazdag, változatos természetes dinamikát mutató erdők helyén egy főfafajból álló, nagy területen homogén, egykorú állományokat létesít. A mesterséges zavarások után nem engedi a természetes erdőfejlődés lefolyását, helyette mesterséges beavatkozással alakítja ki az új erdőt, faállományt. Ezt az alapjellemezőt a megszokott keretek között a legjóindulatúbb gazdálkodói igyekezet sem tudta eddig kikezdeni. Pedig nem sok hiányzik ehhez: a változatosságot elősegítő módszerek irodalma ismert (bár a közelmúltig igen szűkös volt), időnként erdészeti szakmai berkekben is komolyan szorgalmazták ezeket, és történtek gyakorlati kísérletek is. A reformkísérletre kitűnő példa a „Magyarország erdőgazdasági tájainak erdőfelújítási, erdőtelepítési irányelvei és eljárásai” című sorozat (DANSZKY 1963–64), de az itt megfogalmazott ajánlások korukat messze megelőzőnek bizonyultak.

A vágásos erdőkép és a sematikus gazdálkodás töretlen uralmának fennmaradásában a hazai intézményes természetvédelem sem teljesen vétlen. Az erdők kezelésével kapcsolatos természetvédelmi szemlé-

let evolúcióját mutatja KESZTHELYI és mtsai (1995), majd BARTHA (2001) könyve (mindkettő a hivatalos természetvédelem kiadványa): előbbi még alig, utóbbi merészebben távolodik el a vágásos erdőgazdálkodás elveitől és gyakorlatától. Az üzemszerű erdőgazdálkodás természetvédelmi ellenpólusát mindmáig a beavatkozások hiánya, a kiemelten értékes (szükségszerűen kicsi) területeken a teljes érintetlenségre törekvés jelenti. Az átmenetet (a szükséges kompromisszumokat) a mindennapokban legfeljebb egyes elemek (pl. védett fajok és ezek lelőhelyei, kiemelt erdőrészek) védelme, gazdálkodásból való kivonása jeleníti meg. A faállomány léptékű változatosság ugyanakkor, mint önmagában vett érték, ritkán élvez prioritást, és így nincs (eddig nem volt) kellő erőfeszítés az erdőgazdálkodás ilyen irányú befolyásolására.

Annak ellenére igaz ez, hogy ma már jól körülírt ténynek vehető: a fafaj- és általában a fajösszetétel szükséges, de önmagában nem elégséges feltétele az erdő természetességének. Nagyon lényeges szempont emellett (állomány szinten) a faállomány-szerkezet változatossága (PITKÄNEN 1997, FERRIS és HUMPHREY 1999, SOMOGYI 2000, 2002, SÓDOR és mtsai 2000, STANDOVÁR 2002, LINDENMAYER és mtsai 2006), aminek pozitív összefüggését az erdő egyéb szintjeinek és összetevőinek természetességével hazai esettanulmányok is igazolták (pl. KENDERES és mtsai 2005, BARTHA és mtsai 2006). A témával kapcsolatos további számos részletet tárgyal PETERKEN (1996). Az egyik állományszerkezeti elemnek tekinthető holtfa jelenléte sokkal hangsúlyosabban jelenik meg a jogszabályokban és a természetvédelem gyakorlatában is (jelentőségét ld. pl. CSÓKA 2000, CSÓKA és LAKATOS 2014), aminek nyilvánvalóan bizonyos kiemelt fajok, illetve fajcsoportok ismerete adott alapot. E téren némi szemléleti és gyakorlati lemaradás a holtfa minősége (korhadtsági foka) és mérete tekintetében van, pedig ennek fontossága is hazai kutatásokkal igazolt (előbbi összefoglalás mellett pl. ÓDOR és STANDOVÁR 2001).

Az üzemszerű erdőgazdálkodás másik ellenpólusa a természetvédelmi erdőkezelés lenne (illetve elvi síkon az erdőéltetés, ld. AGÓCS és MOLNÁR 1996) – ez azonban a közelmúltig szinte semmilyen teret nem kapott. Első meghatározása néhány éve látott napvilágot (BARTHA 2012), úttörő értékű részletes kifejtése FRANK és SZMORAD (2014) munkájában jelent meg, gyakorlata pedig mindmáig igen szűkös. Erre nézve egyelőre a hazai jogszabályi és tulajdonosi/kezelői keretek is igen hiányosak.

A természetközeli és a természetes folyamatokra alapozott erdőgazdálkodás fogalmáról, a korábbi meghatározásokról részletes bemutatás és kritika olvasható Bodoncz László tollából (KERESZTES és MEGGYESFALVI 2006 kötetében). A hazai erdőgazdálkodás történetéről, természetességgel kapcsolatos problémáiról, a legutóbbi reform jellegű törekvésekről remek összefoglalás és több esettanulmány

található GÁLHIDY (2008) füzetében, valamint Gálhidy László jelen kötetben közölt tanulmányában is. A folyamatos erdőborítás nyilvántartásáról további történeti adalékok és az országos helyzet (elsősorban üzemmód szempontú) elemzése olvasható CZIROK és SZOLNYIK (2014) írásában.

Az utóbbi időben – a gyakorlatot inkább követve, mint előtte járva – örömdetesen gyarapodott a szájalással, illetve az ilyen jellegű tevékenységgel kapcsolatos szakirodalom. A korábbi irodalomról ad (elsősorban fogalmi) áttekintést CZIROK (1999) írása, a fogalmakat igyekszik tisztázni MADAS és mtsai (2005) cikke, egy fafaj adottságairól és lehetőségeiről szól CSÉPÁNYI (2008a) írása, a Pro Silva szemléletű gazdálkodásról CSÓKA (2005) összeállítás. Talán érdemes még kiemelni REININGER (2010) szájalással kapcsolatos külföldi tapasztalatokat összegző könyvét, valamint BARTHA és mtsai (2014) kötetét, melynek nagy része gyakorlati gazdálkodási példákat, kisebb részben természetvédelmi kezelési kísérleteket mutat be, és kritikus szakmai véleményeket sem hallgat el. A témának sem a hazai elméletét, sem a gyakorlatát nem tartjuk kellően letisztultnak – ami önmagában a legkevésbé sem hiba. Ma már azonban mind az erdőszeti, mind a természetvédelmi szakma területén kellő ismertséggel bír. Az erdőgazdálkodást átható valós, belső kényszer híján viszont várhatóan még sokáig nem lesz jellemző erdőkezelési forma (de még gyakori sem). Ehelyütt ezért elsősorban nem a szájalással szeretnénk foglalkozni. Példák felvetésén túl nem célszerű technológiai részletkérdésekben sem elmerülnünk, ezek ugyanis igen nagy (természetes és elvárható) változatosságot mutatnak.

A természetvédelem eszköze döntő részben a mások által, alapvetően más célból folytatott erdőgazdálkodás befolyásolása marad (legalábbis faállomány szinten). Jelen írás elsősorban azt kívánja bemutatni, hogy ezt a szokásos (döntő részben vágásos) keretek között milyen irányokban érdemes megtenni, a hagyományos természetvédelmi értékek megőrzése mellett általános (tehát többé-kevésbé minden tájhoz fajú állományban) célként megjelölve a faállomány léptékű változatosságra való törekvést. Ebben látjuk ugyanis azt a lehetőséget, amely az üzemszerű (tehát általános és nagy területen folytatható) erdőgazdálkodás keretei között is többé-kevésbé mindenütt megvalósítható, és bizonyítottan kedvező irányba mozdítja el az erdők természetességi állapotát. Előre leszögezhetjük, hogy ehhez nem kell messzire eltávolodni az erdőszeti szakma hagyományos értékrendjétől és módszereitől. Igyekszünk felvázolni a vágásos gazdálkodás témánk szempontjából legfontosabb alapelveit, menetét, jellemezni annak módszereit, és ebben megtalálni azokat a pontokat, ahol érdemi, előremutató változásokat lehet generálni. Hosszú távú problémákkal (elsősorban a ma divatos témának számító klímaváltozással) itt nem tudunk foglalkozni, bár az elvárásokat és módszereket nagyrészt azonosnak gondoljuk. Kiindulópontként

bátran ajánljuk viszont az alábbiakban megfogalmazottak jelentős részét azok számára is, akik természetvédelmi indíttatásból kívánják erdejüket kezelni (lényegében függetlenül attól, hogy a gazdasági szempontokat félre kívánják-e tenni).

Alapfogalmak

A hazai erdészet az új utak keresése közben meglehetősen (talán szükségszerű) fogalmi zűrzavarba keveredett, melyet máig nem sikerült teljesen letisztítani. Ezért, és a továbbiak jobb megértése érdekében az alábbiakban a témánkkal kapcsolatos alapfogalmakat igyekszünk minél pontosabban meghatározni. A gyakorlat jobb megértése érdekében a hagyományos szóhasználatról igyekszünk nem túlságosan eltávolodni.

A beavatkozások célja szerinti alapvető csoportok

Erdőgazdálkodás: Az erdő fenntartására, közcélú funkcióinak biztosítására, őrzésére, védelmére, az erdővagyon bővítésére, valamint az erdei haszonvételek gyakorlására irányuló tevékenységek összessége. Jelenleg döntően nyereségérdekelt rendszerben működik. Hozzá tartozik a közjóléti (ritkán oktatási-kutatási, szaporítóanyag-termelési, talaj-, víz-, település-, honvédelmi, védett érték fenntartási) funkciók ellátása, és szorosan összefügg vele a vadgazdálkodás is.

A természetes folyamatokra alapozott erdőgazdálkodás a lehetséges mértékben igyekszik az erdő (adott körülmények között működő) természetes folyamataira alapozni, illetve azokat figyelembe venni (a lehető legkisebb mértékben sérteni). Jellemző, hogy az erdőnevelés és az erdő felújításának folyamatai időben is szétválaszthatatlanul összekapcsolódnak. Értelmezési kérdés, hogy ebbe a természetes felújítással működő vágásos gazdálkodás beletartozik-e. Mindenképpen ide vonhatók viszont a folyamatos erdőborítás melletti gazdálkodást biztosító módszerek, eljárások.

Természetvédelmi erdőkezelés: A beavatkozás kizárólag természetvédelmi indíttatású, célja a természetvédelmi célkitűzések megvalósítása [a természeti értékek védelme; az adott erdőterületen lévő őshonos (potenciális) erdőtársulás fenntartása; az erdő természetességi állapotának javítása; az erdődinamikai folyamatok érvényesülésének biztosítása; az erdő természetes változatosságának, a kompozicionális és a strukturális diverzitás kialakulásának elősegítése; az erdei életközösség megóvása; a természetes erdei élőhelyi elemek fenntartása, kialakítása (pl. álló és fekvő holtfa, gyökértányér)]. A természetvédelmi erdőkezelés alapvetően nem erdőgazdálkodási tevékenység. (FRANK és SZMORAD 2014 p. 11)

Az erdőgazdálkodással kapcsolatban hosszú ideje használt, sokat vitatott és rendkívül ambivalensen megítélt fogalom a **természetközeli erdőgazdálkodás**. Az

angol nyelvű szakirodalomban hagyományosan használt **close-to-nature**, illetve az újabban meghonosodó **nature-oriented forest management** jelentése nagyjából konszenzusos, körülbelül úgy értendő, ahogy fentebb a természetes folyamatokra alapozott erdőgazdálkodást definiáltuk. A „természetközeli” fogalom hazai használatával kapcsolatos elvi kérdés leginkább az volt, hogy a természetes felújítás önmagában elegendő kritériuma-e. Gyakorlati téren a választóvonal a rövid vágásfordulóú ernyős felújítógázás előtt vagy után húzható meg (mely a mesterséges felújítással párosuló tarvágásos gazdálkodás egyetlen közelmúltig használatos üzemszerű gyakorlati alternatívája volt hazánkban). Az ernyős felújítógázással kapcsolatos problémákat alább részletezzük. ROTH (1935), KRUTZSCH (1952) és BRUCHÁNIK (2006) kritikájával egyetértve magunk úgy gondoljuk, hogy a természetközeli erdőgazdálkodás fogalmát egyértelműbbé, használhatóbbá és nemzetközileg is érthetőbbé tenné, ha e módszer hazai gyakorlatát nem értenénk bele.

A beavatkozások alapvető jellege, a létrehozott erdőkép szerinti erdőgazdálkodási csoportok

Vágásos erdőgazdálkodás: Vágás- (helyesebben inkább véghasználati) ciklusokra épülő erdőgazdálkodás (véghasználat – erdőfelújítás – állománynevelés). Alapvető jellemzője a korosztályos (egy, illetve kevés korú), horizontális és vertikális térszerkezetét tekintve is homogén faállomány. Az erdőgazdálkodás hagyományos, hazánkban kb. 150 éve kialakult és elterjedt módszere, melynek során a faállományt egy (tarvágás) vagy több (fokozatos felújítógázás, esetleg szálalógázás) lépésben letermelik. Az így létrejött vágásterületen az állomány az időközben megjelenő természetes újulatból, vagy mesterséges felújítás révén jön létre ismét. Nagy általánosságban a növénytermesztés sémjáját, a vetés-aratás elvét követi az erdőben.

Folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás: A gazdálkodás alapvető jellemzője a véghasználatok, és ebből fakadóan a vágásciklusok hiánya. Az erdőkép szükségszerű jellemzője a többkorúság, a változatos térszerkezet. A 2009-es erdőtörvény ide sorolja az átalakító, szálaló és faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódokban folyó erdőgazdálkodást, illetve erdőfenntartást.

A kétféle gazdálkodás közötti elvi különbség gyakorlatba ültetésének problémáiról BRADSHAW (1992) írása ajánlható (kicsit részletesebben ld. a lékes gazdálkodásnál).

A jelenleg használatos, jogszabályban rögzített üzemmódok

Átalakító üzemmódban minden erdőművelési tevékenységnek és fakitermelési módnak a vágásos üzemmódról a szálaló üzemmódra, a folyamatos erdőborításra való áttérést kell biztosítania.

Faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód: Az erdőben a természeti folyamatok szabad érvényesülése, a folyamatos erdőborítás biztosítása a cél, fakitermelés legfeljebb kísérleti, erdővédelmi vagy erdőfelújítási céllal folytatható (2009-es Evt.).

Szálaló üzemmód: A vágásciklusokat mellőző, folyamatos erdőborítást fenntartó gazdálkodás és folyamatokként létre jövő erdőalak. Legfontosabb jellemzője a faállomány (többé-kevésbé) folyamatos koreloszlása (így tehát egy meghatározható nagyságú területen minden korosztályú faegyed megtalálható). Ebben az üzemmódban vágásterület nélkül, az egész erdőn, illetve egy részén végeznek folyamatos fakitermelést (felújítási terület keletkezése nélkül). A 2009-es erdőtörvény szálaló üzemmódban engedi nyilvántartani a szálalás jellegű beavatkozásokkal egy vágásciklusban átalakítható (átszállalható) erdőt is.

Vágásos üzemmód: Vágásciklusokra (véghasználat – erdőfelújítás – állománynevelés) épülő erdőgazdálkodás, illetve az így kialakított és fenntartott erdőalak. Alapvető jellemzője a korosztályos (egy, illetve kevés korú) faállomány. Ebben az üzemmódban az erdő egy határozott vágásterületén végeznek véghasználatot és ennek következményeként felújítási terület is keletkezik.

A véghasználatok alapvető módjai (a vágásos gazdálkodásban)

Fokozatos felújítógazdálkodás: A *véghasználat* azon módja, amikor az idős állományt több lépésben távolítják el, a természetes újulat megjelenése szerint. Szakaszai: bontóvágás(ok) + végvágás. Csoportosítani a bontóvágások térbeli elhelyezkedése (kiindulása, illetve mintázata) szerint szokás.

Szálalógazdálkodás: Lényegében *fokozatos felújítógazdálkodás*, de olyan hosszan elnyújtva, hogy a felújítás (és a véghasználat) időtartama a 30 évet meghaladja, a faállomány végső vágáskorának a felét megközelíti.

Tarvágás: A *véghasználat* azon módja, amikor egy adott területen (rendszerint egy erdőrészletben, vagy annak meghatározott részén) az idős állományt egy lépésben teljesen kivágják. Esetleges hagyásfák kivételével idős fa nem marad.

A felújítások alapvető módjai (véghasználat esetén)

Mesterséges erdőfelújítás: Vetett maggal vagy/és ültetett csemetével, dugvánnyal végzett *erdőfelújítás*. A szaporítóanyag származását elvileg szabályok korlátozzák.

Természetes erdőfelújítás: Helyben hullott magból, vagy (és) ott keletkezett sarjból származó újulatra alapozott *erdőfelújítás*. A *véghasználat* módja szerint lehet csoportosítani (*tarvágásos, fokozatos felújítógazdálkodásos, szálalógazdálkodásos*). Ide tartozik az akácok gyökérsarjra történő felújítása is.

Egyéb fogalmak

Előhasználatok, állománynevelés: A faállomány méretének (korának) és minőségének megfelelően elvégzett fakitermelések (a jelen gyakorlatban alapvetően tisztítás + törzskiválasztó gyérités + növedékfokozó gyérités). Céljuk a faállomány megfelelő gyéritésén (szelekcióján) keresztül a minőség javítása, az értékes (egészséges, méretes, egyenes, hengeres, ágtiszta törzsű) faegyedek kiválogatása, illetve kialakítása (és fenntartása) a véghasználat koráig. A szelekció lehet pozitív és negatív. A 2009-es Evt. szerint biztosítani kell, hogy az erdő élőfakészlete ezen munkák során csak átmenetileg csökkenjen, továbbá hogy az erdő talaja és az erdei életközösség maradandó kárt ne szenvedjen.

Erdőfelújítás: Új faállomány kialakítása a régi helyén. Lehet *mesterséges és természetes erdőfelújítás*. Módját, idejét, választható fafajait jogszabályokban és szakmai útmutatókban lefektetett szabályok korlátozzák, valamint azt a korábbi állomány *véghasználat* is befolyásolja.

Erdőirtás: A faállomány végleges kivágása (eltávolítása) úgy, hogy a helyén fátlan terület marad. Jogszabály szerint csak művelési ág változással együtt lehetséges, a jelen gyakorlat szerint csak kivételes esetben, csereerdősítéssel, vagy anyagi kompenzációval együtt végezhető.

Erdősítés: Az *erdőtelepítés* és *erdőfelújítás* együtt (és összefoglalóan). Új faállomány kialakítása a kivágott helyén, vagy fátlan területen.

Erdőtelepítés: Új faállomány kialakítása ott, ahol eddig nem volt (lényegében: erdő kialakítása korábban más művelési ágban fenntartott területen). Szigorúan értelmezve csak az erdőtörvénynek megfelelő (területű, záródású, fajú), és bejegyzett erdőgazdálkodó által végzett *erdősítés* számít erdőtelepítésnek.

Fakitermelés: A fa tőtől való elválasztása (tekintet nélkül a körülményekre), erdőterületen belüli feldolgozása, valamint a kitermelt (feldolgozott) faanyag erdőben történő mozgatása.

Fásítás: Az Evt. erdő kritériumainak nem megfelelő (tehát erdőre vonatkozó előírásainak hatálya alá nem tartozó) faállomány, illetve annak létrehozása. További kivételek: szabad rendelkezésű erdő, energiaültetvény.

Hagyományos erdőkielégítési módok: Jogszabályok hiányában (illetve azoktól függetlenül, korábbi időszakokban) végzett beavatkozások: *erdőirtás*; tüzelőanyag-nyerés; minőségi faanyag (épületfa) kitermelés; lábönkiszárítás („aszalás”); erdei legeltetés; makkoltatás; alomgyűjtés; lombtakarmány-nyerés; cserzőkéreg-termelés; mezőgazdasági elő- és közteshasználat; faszénégetés; hamuzsírforrás; erdei gyümölcsök, gombák, gyógynövények, mohák, zuzmók, toboz, stb. gyűjtése; egyéb erdőhasználati módok (gyanta-, fenyőkorom-, kátrány-, szurok-, faecet- és terpentinyerés, fenyőszesz-gyártás, stb.); vadászat.

Készletgondozó fahasználat: Előhasználat jellegű, az erdő szerkezetét károsan nem befolyásoló, általában gyakoribb visszatéréssel végrehajtott, folyamatos használatot biztosító fakitermelés. Ennek során legfeljebb a faállomány folyónövedékének megfelelő bruttó fatérfogat termelhető ki.

Minőségi csoportos gyérítés: A faegyedeknek (az erdőben létező, egymást segítő) csoportjaira alapozó, azokat egységként kezelő előhasználat. Mivel nem értékes faegyedekből kíván egyenletes hálózatot kialakítani, hanem az értékes egyedeket tartalmazó csoportokat próbálja a lehetséges és szükséges leghosszabb ideig fenntartani, szükségképpen egyenlőtlen záródást, csoportos horizontális és változatos vertikális szerkezetet alakít ki.

Pro Silva szemléletű gazdálkodás: A Pro Silva azokat az erdőgazdálkodási stratégiákat támogatja, amelyek oly módon optimalizálják az erdei ökoszisztémák fenntartását, védelmét és használatát, hogy az erdők tartamosan és gazdaságosan tölthessék be ökológiai, szociális és gazdasági szerepüket. A Pro Silva által támogatott erdőgazdálkodás piaci és nem-piaci célokat egyaránt szolgál, és a teljes erdei ökoszisztémát figyelembe veszi (BESZE és mtsai 1999). A Pro Silva alapelvek gyakorlati teendőit nem lehet azonosítani a száraló üzemmóddal (CSÉPÁNYI 2007).

Rendszeres (tervszerű) erdőgazdálkodás: A hatályos jogszabályoknak megfelelően elkészített és közösen elfogadott erdőterv (korábban: üzemterv) szerinti erdőgazdálkodás. Először az 1879-es erdő-törvény írta elő minden nem magántulajdonú erdő üzemtervezését, az 1935-ös törvény pedig ezt teljes körűen kiterjesztette. A korábbi (1996. évi LIV.) erdőtervtörvényt 2009-ben váltotta le az új (2009. évi XXXVII. tv.), ma ez adja az erdőgazdálkodás és az erdészeti igazgatás aktuális keretét.

Szálalás: Szálaló erdőt fenntartó, illetve (önmagában) kialakító gazdálkodás. A 2009-es Evt. szerint: a folyamatos erdőborítás fenntartása mellett végrehajtott – vegyes korú és szerkezetű erdő kialakítását és fenntartását célzó – fakitermelés, amelynek mértéke a készletgazdálkodáson alapul. Ennek során erdőfelújítási kötelezettség nem keletkezik (elvileg az erdő a fakitermelésekkel párhuzamosan fokozatosan megújul). A szálaló erdő ilyen értelmű kialakítását az alábbiakban átszálalásnak nevezzük.

Véghasználat: Az idős faállomány egy, vagy több (esetleg sok) lépésben történő teljes kivágása. Az erdőfelújítással szorosan összefüggő tevékenység.

A hazai üzemszerű erdőgazdálkodás néhány alapelve

Az alábbiakban az üzemszerű (a gyakorlatban általánosan folytatott) erdőgazdálkodás három olyan meghatározó és önálló alapelvét emeljük ki, melyek kizárólagos gyakorlati alkalmazását írásunk alapcélkitűzése, a faállomány léptékű változatosságra való törekvés szempontjából károsnak tartunk. Ugyanakkor időszerűnek érezzük e három alapelv gazdasági (így általános erdőgazdálkodási és szakigazgatási) szempontból való újraértékelését is.

Zárt faállományok

A hagyományos erdőkielégés számos módszere (elsősorban az erdei legeltetés, makkoltatás, lombtakarmány nyeres, gyümölcstermesztés) a faállományok felnyílásához vezetett, illetve nyíltan tartását feltételezte (a hagyományos erdőkielégési módokról és hatásokról részletesebben ld. BARTHA és OROSZI 1995, BARTHA 2003). Ez pusztán fatermesztési szempontból nyilvánvaló értékvesztést jelent, túlzott formája pedig a (zárt)erdei életközösség visszaszorulását eredményezi. A rendszertelen fagazdálkodással kiegészülve ez a XIX. századra valóban a hazai erdők túlzott felnyílásához vezetett. Ma ennek az ellentéte igaz: a termőhelyi okokból nyílt erdők kivételével minden faállományt felújítástól véghasználatig a lehetséges maximális mértékben zártan igyekeznek tartani. Ez a gyakorlat természetes módon eredményezi az erdőkhöz lazán kötődő (természetes zavarástűrő, nyílt erdei, erdőszegély-) fajok visszaszorulását. Az ilyen növények egy részét máig irtandó gyomnak tekintik (a felújítás sikeres befejezése után is). A jelenlegi jogszabályi keretek lehetővé tennék nyíltabb (vagy akár kis fátlan) foltok fenntartását, a folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodás pedig szükségszerűen (átlagosan) nyíltabb felső szintet (idős faállományt) eredményez.

Főfafajok

Az elsődlegesen értékes, erdőalkotó fafajok (leginkább a kocsányos és kocsánytalan tölgy) a hagyományos erdőkielégés során visszaszorultak, részben a célirányos kitermelés (és a felújításra/visszapótlásra való törekvés hiánya), részben az általános gazdálkodási módszerek áttételes hatása (bizonyos fokú termőhely romlás, a könnyebben újuló fajok előretörése) révén. A bükköt rossz felhasználhatósága miatt még a XX. sz. első felében is igyekeztek visszaszorítani, akár a cser javára is. A folyamat visszafordítása hasznos volt, de a helyzet mára az ellentétébe fordult: a tölgyesekben és bükkösökben ma az elegyfajok ritkák

(beleértve időnként a gyertyános-tölgyesek gyertyán fafaját is), és inkább ezekért kell harcolni. Az egyetlen kivételt talán a cser jelenti, mely a cseres-tölgyesekben is gyakran nyomja el a kocsánytalan tölgyet, és (másodlagosan) gyertyános-tölgyes termőhelyen is állományalkotó lehet. Ezekben az esetekben a tölgy felkarolása a cserrel szemben (erdőfelújításban és a gyérítések során) ma is indokolt. Külön problémakör (elméleti és gyakorlati téren is) a gyertyános-tölgyesek termőhelyi optimumán a gyertyán visszaszorítása a felújítások és állománynevelések során.

A probléma mögött gyakran csak a gazdálkodói megszokás és presztízs áll, de sajnos az a jogszabályokban és a szakigazgatási gyakorlatban is kódolva van: ezek is szinte kizárólag a néhány főfafajt tartják szem előtt (különösen az erdőfelújításokban). A jelenleg gazdaságilag is nehezen érthető, hiszen számos elegyfa (pl. vadgyümölcsök, kőrisek, juharok, szilek) faanyaga akár értékesebb is lehet, mint az ugyanolyan termőhelyen favorizált főfafajoké, továbbá növekedési tulajdonságaik is kedvezőbbek lehetnek, illetve jobban kihasználhatóvá tennék őket. Utóbbira legjobb példa lehetne a kezdetben gyorsabban növekvő értékes elegyfák növedékfokozó gyérítés korrigáló történő nagyobb arányú fenntartása, majd azok előhasználati hasznosítása. Elviekben jogszabály nem tiltja, és biológiailag sem lenne kifogásolható elegyfákból nagyobb foltok, állományrészek, vagy akár egész erdőrészeket faállományának célirányos kialakítása és fenntartása, ilyenre (termőhelyi okok hiányában) mégis elenyészően kevés példa van. Nagyobb szerepet kaphatnának az elegyfák a tájidegen fajok leváltásában is (akár rövidebb vágásfordulóú úgynevezett előállományként is).

Magról történő felújítás

A hagyományos erdőkielések szinte minden formája nehezítette a faállomány magról történő felújulását, és így az erdőkben a sarj eredet szinte teljes egyeduralmához vezetett (kivételt talán csak a fenyvesek, illetve a minőségi faanyag termelésére hivatott tilalmas erdők jelentettek). A sokszori sarjaztatás kétségkívül gyakran a fák egészségi és a faanyag minőségi romlásához vezetett, továbbá lehetővé tette a rövid vágásforduló fenntartását (és így az idős faállományok hiányát). Mindez oda vezetett, hogy az 1950-es években a sarjasok a felszámolandó rontott erdők egyik típusaként lettek meghatározva (pl. MAJER 1958). Ezt a későbbi munkák (pl. DANSZKY 1963–64) is gyakran átvették, bár szinte mindenhol megemlítik, hogy a sarjerdőknek nem minden típusa rontott erdő. Ennek ellenére a tuskósarj eredet (különösen a főfafajok esetében, az égett leszámítva) máig üldözendő jelenségnek számít, nemcsak állomány, hanem egyedi szinten is.

A sarj eredet többféle természetvédelmi jelentőséggel bír:

- bizonyos ritka fajok számára nélkülözhetetlen mikroélelőhelyet teremt (bekorhadó sarjtuskó);

- segítheti ritkább fafajok fennmaradását (állomány szinten);
- segítheti a helyi genetikai anyag (pl. tölgy hibridek, berkenye kistajok) fennmaradását akár táji-országos szinten is;
- állomány szinten alkalmazva kiválthatja a mesterséges felújítást, így szükségtelenné teszi a talaj-előkészítést (főleg a tuskózást, szántást), biztosítva egy sor populáció túlélését.

Fentiek mellett gazdaságilag sem feltétlenül alábecsülendő, a sarj eredetű faegyedek korai erősebb növekedése segíti a felújítások záródását és a vadkár mérséklését, továbbá gyérítési korban a méretesebb faanyag kinyerését. Megfelelő gazdálkodás mellett véghasználati korig akár el is tűntethető az állományból, így a minőségi-műszaki problémák jórészt kiküszöbölhetők. A jogszabályok egyébként sarjról történő felújítást csak a mézgás éger (tuskósarjról), hazai nyár, akác (gyökérsarjról) esetében engedélyeznek, de a talajvédelmi, mezővédő, vagy bányászati rendeltetésű, valamint a felnyíló erdőre kivétel tehető. Utóbbi az alföldi tölgyesek egy részére életképes felújítási megoldást jelenthetne! Sarjeredetű egyedek véghasználatig való fenntartását indokolhatja az is, hogy ezek általában korábban, gyakrabban és (ebben a korban) többet teremnek a mageredetűeknél, így a természetes felújulásban értékes szerepük lehet.

Az erdőgazdálkodás folyamata

Az alábbiakban az üzemszerű (elsősorban a vágásos) erdőgazdálkodás menetét mutatjuk be, kiemelve azokat a lehetőségeket, melyek – a gazdasági hasznosítástól sem eltávolodva – növelhetik annak természetközelségét, hozzájárulhatnak az erdő természeti értékének növeléséhez, elsősorban a jelen írásban alapértéknek tekintett állomány szintű szerkezeti változatossághoz. A faállomány fejlődésének és a kapcsolódó erdőgazdálkodás menetének fázisait az 1. táblázat foglalja össze, konkrétabb bükkös és akácós példát a 2. táblázat mutat be.

Állománynevelések, előhasználatok

A vágásos erdőgazdálkodás véghasználatának – erdőfelújításának eredménye egy többé-kevésbé egykorú, a célállomány fafajait kívánatos mennyiségben tartalmazó fiatalos. Ez az állomány azonban (különösen természetes felújítás esetén) rendszerint jelentékeny mértékű változatosságot is magába foglal:

- faji sokszínűség: spontán megjelent, részben pionír jellegű elegyfajok; kultivált elegyfajok; vágásterületek cserjéi, lágyszárú növényei és állatai;
- morfológiai (genetikai) sokszínűség: eltérő növekedési erélyű, fenológiai ritmusú, valamint különleges megjelenésű, pl. villás, böhöncös, odvasodásra hajlamos fák;

1. táblázat. A faállomány életfázisai, az erdőgazdálkodás folyamata a vágásos rendszerben

életfázis	méret (cser, tölgy, bükk) (h: fmagasság, d: mellmagassági átmérő)	jellemző folyamat	erdőgazdálkodási munkák
újulat	h= -0,5 m	újulat megjelenése	felújítás – véghasználat, telepítés
csemetés	h=0,5–2 m	záródás	ápolás
fiatalos (+sűrűség)	d=2–5 cm, h=2–5 m	gyors magassági növekedés, differenciálódás, elhalás	befejezett ápolás, tisztítás
vékonyrudas	d=5–10 cm, h=5–10 m	gyors magassági növekedés, differenciálódás, elhalás	tisztítás (tisztítóvágás)
rudas	d=10–20 cm	erős vastagsági növekedés	törzskiválasztó gyérítés
szálas	(d=20–40 cm)	mérsékelt méretnövekedés, erős értéknövekedés	növekedésfokozó gyérítés (nyesés)
lábás	(d=40– cm)	magtermés	véghasználat – felújítás
túltartott		elhalás, összeroppanás, felújulás	(véghasználat)

- térbeli változatosság: fel nem újult, zártabb és nyíltabb, árnytűrő fákat kisebb vagy nagyobb mértékben tartalmazó foltok.

Fenti változatosság fokozottan érvényesül spontán kialakult (önerdősült) állományok esetében, de valamelyest megtalálható a mesterséges felújítás után is, és létrehozható erdőtelepítés során is (ez utóbbiról később).

Az erdőgazdálkodás keretei között a természetvédelmi cél az lehet, hogy a fenti változatosságot (illetve annak kívánatos elemeit) tovább vigyük a faállomány későbbi életfázisaiba. A faji sokszínűség természetes úton is csökken (rövid életű fajok és nyílt területek fajai eltűnnek), de a morfológiai – méretbeli, valamint az állományszintű térbeli változatosság növelhető is. Ezt nevezi SCHÜTZ (2001) az állomány-átalakítás differenciálódási szakaszának (ld. még CSÉPÁNYI 2007).

Fontos hangsúlyozni, hogy a különböző előhasználati (faállomány nevelési) módok üzemtervi alkalmazása, illetve engedélyezése csak a faállomány korához (fázisához) kötődik, önmagában nem határozza meg a tényleges megvalósítás módját, így a beavatkozás eredményét sem. A kívánatos cél érdekében az előírások, illetve a tényleges terepi munkák a megfelelő módon befolyásolandók. A vágásos gazdálkodás

során az előhasználatok közé sorolt beavatkozások kívánatos módon történő végrehajtása kulcseleme egy kedvezőbb jövőbeni erdőkép kialakításának és a legjobb (legkevésbé rossz) véghasználati mód, vagy a szálas majdani megvalósításának. E tárgykorben jó esettanulmány olvasható SZMORAD (2014) írásában.

A differenciálás lehetséges módjai:

- egyes fafajok védelme, illetve visszaszorítása;
- egyes szerkezeti elemek védelme (pl. álló és fekvő holtfa, odvas fák, böhöncös fák);
- egyes különleges területrészek védelme (pl. meredek, kőgorgeteges területek, különleges élőhelyek);
- a vertikális szerkezet befolyásolása: alsó koronaszint, esetleg cserjeszint védelme, illetve kialakulásának elősegítése (pl. a megfelelő fafajok, vagy megfelelő szociális helyzetű fák védelmével);
- horizontális szerkezet befolyásolása: a kívánatos (a leggyakrabban csoportos) szerkezet irányába történő alakítás.

Tisztítás

Ide sorolható a csemetés ápolása és a tisztítóvágás is. A hagyományos erdőgazdálkodás során a tisztítás elsősorban negatív szemléletű válogatás, célja a tőszám

2. táblázat. Vágásos állománynevelés bükkösökben és akácokban (példák lassan és gyorsan növekvő fafajok állományaira)

állomány nevelés	fejlődési korszak	Bükkös			Akác		
		kor (év)	magasság (m)	átmérő (cm)	kor (év)	magasság (m)	átmérő (cm)
Újulatápolás	csemetés	1–5 (7)	–0,5		1–3	–2	
Befejezett ápolás	fiatalos	6–10 (12)	0,5–2	–2	3–5	1–4	2–5
Tisztítás	sűrűség	11–15 (19)	2–5	2–5	6–14	5–13	5–12
Tisztítóvágás	vékonyrudas	16–25 (30)	5–8	5–10	(10–15)		
Törzskiválasztó gyérítés	rudas	26–40 (50)	8–	10–20	15–20	(10)14–	13–20
Növedékfokozó gyérítés	szálas	41–100		20–50	(21–25)		
Véghasználat	lábás	101–		50–	30–		

apasztása a hibásnak tekintett (nemkívánatos fafajú, beteg, töben elágazó, az érték-fafajok növekedését akadályozó) egyedek lehetséges mértékű eltávolításával (úgy, hogy közben a faállomány zártsága fennmarad). Szakszerű tisztítás eredményeként az uralkodó koronarétegben csak a gazdálkodás céljainak megfelelő fák állnak, a gyengébb minőségű fák inkább csak az alsó rétegekben (alászorulva) találhatóak (SOLYMOS 1973). Szakszemélyzet a kivágandó fákat nem jelöli (a 2009-es Evt szerint ez nem is kötelező), a válogatás (előzetes megbeszélés és esetleg mintaterületes bemutatás után) a fakitermelőkre van bízva. A kivágott fák rendszeren az állományban maradnak, a vastagabb törzsrészeket esetleg elviszik. Gyakori gazdálkodási hiba (konzervatív gazdasági szempontból) az alászorult egyedek eltávolítása, a kialakuló színteztettség megszüntetése, ritkább a cserjék kivágása. A fenti, sematikus gazdálkodás egyértelmű következménye a bevezetőben említett változatosság csökkentése (bizonyos szempontból esetleg a megszüntetése).

Természetvédelmi szempontból kiemelten kívánatos lehet ilyenkor:

- árnytűrő, a jövőbeni alsó koronaszintet betöltő fajok megőrzése (abban a mennyiségben, hogy ez a szint kialakuljon);
- néhány nyíltabb folt fenntartása;
- a jogszabályi kereteket nem feszegető méretű és mennyiségű fátlan foltok fenntartása (amennyiben inváziós fajok ezeket nem veszélyeztetik);
- tájidegen, különösen inváziós fajok (lehetséges mértékű) eltávolítása. A végleges kipusztítás záloga a tájhonos fajokból álló zárt állomány kialakulása és fennmaradása, így ahol ilyen még nincs, ott a teljes kivágásra fölösleges törekedni (vegyszerhasználat esetén is).
- ritkább fajokból megfelelő mennyiség és hálózat fenntartása, ide értve a gazdálkodási gyakorlatban hagyományosan kifejezetten nemkívánatos pionír fákat is (utóbbiakat elszórtan vagy foltokban különösen a nyíltabb részeken és a szegélyeken célszerű megtartani, kiemelhető a kecskefűz és a rezgő nyár);
- ritka/védett (erdei) fajok megőrzése;
- tájidegen fajú állományok esetében fontos a tájhonos fajok minél teljesebb körű megőrzése.

A természetvédelmi szempontból is elfogadható tisztítás így nem csökkenti a faji változatosságot (eltekintve attól, hogy eltávolítja a tájidegen elemeket), valamint nem csökkenti (esetleg növeli) a térbeli változatosságot.

Törzskiválasztó gyérités

A hagyományos erdőgazdálkodás során a törzskiválasztó gyérités inkább pozitív szemléletű válogatás, célja az érték-fajok jó minőségű egyedeinek (javafák) kiválasztása, megsegítése (koronafejlődésük elő-

segítése) a növekedésüket akadályozó fák kivágásával. További elvi cél a megfelelő állományszerkezet kialakítása, az állékonyság fokozása, a hibásnak tekintett (nemkívánatos fafajú, beteg, böhöncös, törzsen elágazó) egyedek lehetséges mértékű eltávolítása (a kívánatos záródás fenntartása mellett). A 2009-es Evt. szerint a kivágandó fákat (a faültetvények és kultúrerdők kivételével) jelölni kell. A kivágott fákat rendszeren hasznosítják. Az erdőnevelés hagyományos elveivel is ellenkező, gyakori gazdálkodási hiba az alsó szintbeli egyedek, illetve csak az alászorult fák eltávolítása, ritkább a cserjék kivágása. Az ilyen gazdálkodás egyértelmű következménye a bevezetőben említett változatosság további csökkentése (bizonyos szempontból esetleg a megszüntetése).

Természetvédelmi szempontból kiemelten kívánatos lehet ilyenkor:

- alsó szint(ek) védelme;
- nyíltabb foltok fenntartása, és/vagy kialakítása;
- ritka/védett állatfajok számára fontos különleges (böhöncös, villás, odvas, sarj) fából megfelelő mennyiség és hálózat fenntartása;
- méretes álló és fekvő holtfából megfelelő mennyiség és hálózat megőrzése;
- tájidegen, különösen inváziós fajok (lehetséges mértékű) eltávolítása;
- ritkább fajokból megfelelő mennyiség és hálózat fenntartása;
- ritka/védett fajok megőrzése;
- tájidegen fajú állományok esetében fontos a tájhonos fajok minél teljesebb körű megőrzése (az alsó és a cserjeszintben is).

Az állományok biológiai értékét nagyban növeli a méretbeli (főleg átmérő-) változatosság megőrzése/növelése az átlagnál vékonyabb és vastagabb egyedek egy részének megkímélése révén. A későbbi átalakítás/szálalás megkezdését segíti a csoportos állományszerkezet kialakítása. Bár az elsődleges érték-fajok (tölgyek, bükk, cser) magtermő korukat ekkor még nem érik el, elvileg ebben a fázisban már van értelme lékek kialakításának, korábban termő értékes fajok (pl. juharok, hársak, kőrisek, vadgyümölcsök) felújításával, vagy a még nem termő fajok mesterséges bevitelével (pl. makk vetéssel/alákapálással). Ez a korszerkezetet nagyban gazdagítja.

A természetvédelmi szempontból is elfogadható törzskiválasztó gyérités így nem csökkenti a meglévő faji változatosságot (eltekintve attól, hogy eltávolítja a tájidegen elemeket), valamint növeli a tér-, kor- és méretbeli változatosságot.

Növedékfokozó gyérités

A hagyományos erdőgazdálkodás során a növedékfokozó (más néven: növekedésfokozó) gyérités pozitív szemléletű válogatás, célja elvileg az érték-fajok jó minőségű, véghasználatig fenntartható egyedei-

nek növekedését akadályozó fák lehetséges mértékű eltávolítása (a kívánatos záródás fenntartása mellett). Szakszemélyzet a kívágandó fákat jelöli, a kitermelt (méretes, értékes) faanyagot hasznosítják. A fenti szelekciós elv következetes alkalmazása mérsékelt záródás-csökkentést és alacsony kihozatalt jelentene. A gyakorlatban sok esetben a növedékfokozó gyérítés célja a véghasználat előtti komolyabb bevétel képzés is, így rendszerint nagyobb fajlagos kihozattal és záródás-csökkentéssel jár. Rosszul kivitelezve az utolsó ilyen beavatkozás lesz a (esetleg az első) bontóvágás is. Az erdőnevelés hagyományos elveivel is ellenkező, gyakori gazdálkodási hiba az alsó szintbeli egyedek eltávolítása, ritkább a cserjék kivágása. A gyakorlatban a beavatkozás szinte mindig együtt jár a lábön álló, sőt gyakran a már fekvő holtfa, továbbá a beteg fák teljes eltávolításával, holtott ebben a fázisban jelennek meg az olyan átmérővel rendelkező száraz törzsek, melyek már az erdei odulakók számára is egyértelműen hasznosíthatók. A korábbi beavatkozások az elegyfákat már a lehetséges mértékben rendszerint eltüntették, vagy az alsó szintbe szorították, így ez a gyérítés elsősorban a fajon belüli (alaktani) és az állományszintű térbeli változatosságot csökkenti.

Természetvédelmi szempontból kiemelten kívánatos lehet ilyenkor minden a törzskiválasztó gyérítésnél említett beavatkozás / korlátozás, az alábbiakkal kiegészítve:

- a felújítás tényleges megindítása, így az állomány átalakításának megkezdése;
- a csoportos állományszerkezet, illetve a térbeli mozaikosság kialakításának megkezdése, vagy folytatása;
- inváziós fa- és cserjefajok teljes eltávolítása (a cserjeszintben és újulatban is);
- tájidegen fafajú állományok esetében a tájhonos fafajok megőrzése (az újulatban is).

Az állományok biológiai értékét nagyban növeli a méretbeli változatosság megőrzése/növelése. A növedékfokozó gyérítés valójában már a véghasználat előkapuja. Az üzemszerű gazdálkodás elveinek szemantik alkalmazása a tarvágásos, vagy ernyős fokozatos felújítógázásos véghasználatához optimális. Az ettől térbelileg eltérő, elnyújtott véghasználat (fokozatos felújítógázás, száralógázás, esetleges állomány-átalakítás) végigvitelét ugyanakkor segíti az annak megfelelő (csoportos, vonalas, sávós) állományszerkezet kialakítása (illetve az erre való törekvés) a gyérítés során.

Itt kell megemlékezni a minőségi csoportos gyérítés módszeréről, melyet az egyéb fogalmak között fentebb már definiáltunk. E módszer biológiai alapja az egymást segítő faegyedekből álló csoportok („biocsoportok”) létezése. A csoportokon belül inkább a segítség, mint a versengés jellemző, csoporton belüli gyérítés így a megmaradó egyedek túlélő-átörökítő

képességét is csökkentheti. A gyérítés így csoportok közötti egyedekre, vagy teljes gyengébb csoportokra terjed ki. A módszer önmagában nem biztosítja a folyamatos erdőborításra való áttérést (nem is célja ez, bővebben ld. KATÓ 1989), de megtöri a homogén állományképet, növeli az állományok belső változatosságát.

Ebben a fázisban már az elsődleges érték-fajok (tölgyek, bükk, cser) is eléri magtermő korukat, így már kifejezetten adekvát feladat a lékek kialakítása, illetve a záródás olyan mértékű csoportos megbontása, ami a felújulást feltételekben lehetővé teszi. Amennyiben a magtermés még nem kellő mértékű (pl. a zárt állomány, kis koronaméret miatt), az újulat mesterséges bevitele sem kizárt (pl. makk vetéssel/ aláképálással). Ez a folyamat már valójában a vágásos erdőképet átalakítását jelenti, egyelőre (definíció szerint) vágásos vagy átalakító üzemmódban, de később a száralógázásra való áttérést sem kizárva. Az átalakító vagy száralógázásra való áttérésnek egyébként ez az optimális fázisa, utóbbi esetben értelem szerűen a beavatkozást már száralógázásnak kell nevezni (ez azonban a tényleges kivitelezést nem feltétlenül változtatja meg). Az átalakítás/átzáralógázás választott módszere szerint így csoportos, lékes, vonalas, sávós, vagy valamilyen kombinált térbeli elrendezéssel kell kivitelezni a részben újulatképződéssel is járó beavatkozást.

A természetvédelmi szempontból is elfogadható növedékfokozó gyérítés így nagyban növeli a tér-, kor- és méretbeli változatosságot, valamint nem csökkenti a meglévő faji változatosságot (eltekintve attól, hogy eltávolítja a tájidegen elemeket).

Készletgondozó használat

Jogszabályi definíciója fent az egyéb fogalmaknál szerepel. Felújítási kötelezettséget nem keletkeztető, inkább előhasználat jellegű beavatkozás, melyet a gyakorlatban inkább gyenge fatermőképességű, gazdaságilag kevésbé értékes, vágásos rendszerben nehezen kezelhető, magántulajdonú erdők esetében szoktak fahasználati lehetőségként alkalmazni. A gyakorlati kivitelezésre a definícióban foglaltakon és a fentiekben túl nincsenek megkötések, így (amellett, hogy a gazdálkodót bevételi lehetőséghez juttatja) vágásos erdőképet esetén lehetőséget ad az erdő biológiai változatosságát növelő, átalakító/átzáralógázásos jellegű beavatkozásokra. Ennek lehetséges irányait, módszereit elsősorban a faállomány kora határozza meg, a tisztításnál és gyérítéseknél fent, illetve a száralógázásos és száralógázásos jellegű beavatkozásokról lentebb leírtak szerint. Változatos kor- és térszerkezet esetén lehetőség van a valódi száralógázás (száralógázásos erdőképet fenntartó/javító) beavatkozásokra is. Lehetőségeit tekintve jelenleg nem kellően kihasznált fahasználati mód!

Véghasználati módok

A véghasználat az erdő képét és jövőjét alapvetően meghatározó gazdálkodási beavatkozás. Fontos előre tisztázni, hogy bár definíció szerint a vágásos gazdálkodás kelléke, megfelelően kivitelezve átmenetet jelent a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodáshoz és ennek erdőképehez, akár vágásos üzemmódban is. Ehhez (az üzemmódon túl, illetve helyett) a gazdálkodási részleteket kell a lehetséges mértékben előre átgondolni, rögzíteni, a tapasztalatok birtokában időről-időre újragondolni, és a terepi megvalósítást folyamatosan ellenőrizni.

A véghasználatok gyakorlatilag minden klasszikus módszere régen kimunkált. Alapos összefoglalásuk, bemutatásuk legjobban ROTH (1935) máig hiánypótló munkájában olvasható. Ennek felszínes átlapozásával is látható, hogy a ma nálunk alkalmazott eljárások (néhány ritka kivételtől és az újszerű, folyamatos erdőborításra törekvő módszerektől eltekintve) igen szűk szeletét jelentik a klasszikus, elméletileg is megalapozott, és gyakorlatban is kipróbált módszereknek. Ez utóbbiak összefoglalását az alábbiakban mutatjuk be, MAJER (1967) nyomán a 3. táblázatban.

Lenti táblázat összesen 21 módszert tartalmaz, melyek közül ma hazánkban üzemszerűen kettőt alkalmaznak (tarvágás, ernyős fokozatos felújítógágás). A fent leírt, és alább vázlatosan ismertetett módszerekkel kapcsolatban szemléleti alapként nem árt előre leszögezni, hogy sarkos típusokként kezelendők, a tő melletti gyakorlatban szabadon alakíthatók, kombinálhatók. Ismeretük azért is fontos, hogy kiinduló alapként ajánlhatók legyenek.

A különböző véghasználati módok ökológiai hatásával kapcsolatban fájó ismerethiányok mutatkoznak. Míg a tarvágásokra vonatkozóan rendelkezünk (jóllehet döntő részben külhoni, a mieinktől jelentősen eltérő erdőkben végzett) tanulmányokkal és összefoglaló irodalommal (KEENAN és KIMMINS 1993, PAWSON és mtsai 2006), addig az egyéb véghasználati módokra csak nagyon kevés utalás van (pl. JALONEN és VANHA-MAJAMAA 2001). Hazánkban végigvitt komplex tudományos kutatásról eddig nincs tudomásunk (egy

ígéretes, sokrétű kísérlet megkezdéséről számol be ODOR (2015) cikke). Az egyetlen kivételt a léknyításra alapozott véghasználat / átalakítás, illetve maga a lék jelenti, melyre vonatkozóan sokrétű hazai vizsgálatok folytak és folynak, részletesen ld. alább. Bükkösök kezelésének hatásával kapcsolatban nagyon sokoldalú összegzés olvasható BRUNET és mtsai (2010) cikkében, elsősorban a fokozatos felújítógágás és a csoportos-valódi szálalás összehasonlítására kihegyezve a korábbi európai kutatások eredményeinek elemzését.

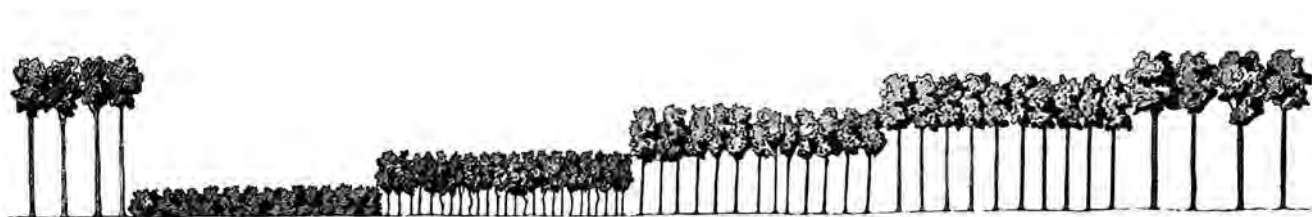
Mint hogy a klasszikus tarvágást bizony tekinthetjük a homogén vágásos erdőkép legegységesebb alapjának, a természetes erdődinamikai folyamatok legteljesebb mellőzésének, és így az erdő életébe való legdrasztikusabb fahasználati beavatkozásnak, a véghasználatok „jóságát” (természetvédelmi szempontból való elfogadhatóságát) a legegyszerűbben az ettől való eltávolodással foghatjuk meg. A bevezetőben említett alapcél (változatos tér- és korszerkezetű faállomány) szem előtt tartva az üzemszerű erdőgazdálkodás keretei között annál elfogadhatóbb egy véghasználat / átalakítás:

- minél finomabb térléptékű és minél kevésbé sematikus;
- minél elnyújtottabb időben az erdőrészt (vagy tömb) szintjén;
- minél kisebb változást okoz az erdőt jellemző környezeti (klimatikus, hidrológiai, talaj-) változókban és az erdő biológiai életében (természetesen nem kizárva a változásokat);
- minél inkább biztosítja a magas egyedszámú, fajgazdag, táj- és termőhelyhonos fiatal korosztály kialakulását.

A következőkben ezért elsősorban ezt fogjuk vizsgálni. Általánosságban könnyen belátható, hogy minél elnyújtottabb a véghasználat / átalakítás, egy-egy fahasználat átlagosan annál kisebb beavatkozást jelent. A fokozatos felújítógágás – szálalógágás – szálalás skálán így alapjában az utóbbiak preferálandók. Ugyanakkor ezek gyakoribb bolygatást és zavarást is jelentenek, nemcsak a faállomány megbontása, hanem minden járulékos környezetszennyezés tekintetében is. Az is nyilvánvaló, hogy ez valamivel

3. táblázat. A véghasználati módszerek áttekintése

felújítás/ véghasználat módja	véghasználat időtartama/ bontás mértéke	bontás módja			
		szálanként elszórta	pontból kiindulva	vonalból kiindulva	kombinált
tarvágás	1 éven belül / teljes tarolás	–	–	–	–
tarvágásos felújítógágás	1–2 év / részleges tarolás	–	lékes	sávós, ugrósávós, kulisszás	–
fokozatos felújítógágás	3–30 év / erős bontások, végvágás	ernyős	csoportos	vonalas, szegélyes	vonalmentén csoportos, ernyős ékvágás
szálalógágás	30–60 év / gyenge bontások	valódi (szálankénti)	csoportos	vonalas, szegélyes	kombinált szálalógágás
szálalás	folyamatos / nincs bontás (szálanként)	valódi (szálankénti)	csoportos	vonalas, szegélyes	kombinált szálalás



1. ábra. A klasszikus tarvágás által kialakított erdőkép különböző korban (ROTH 1935 könyvéből)

nagyobb feltártságot, illetve az időjárásbiztos utak sűrűbb karbantartását igényli, és nagyobb valószínűséggel válik szükségessé kíméletes, drágább kezelési eljárás, illetve eszköz (a téma részletesebb kritikája Varga Béla részéről: VARGA 2013, 119–121. o.). A konkrét technológiák megválasztásánál ezek is mérlegelendők.

Klasszikus tarvágás

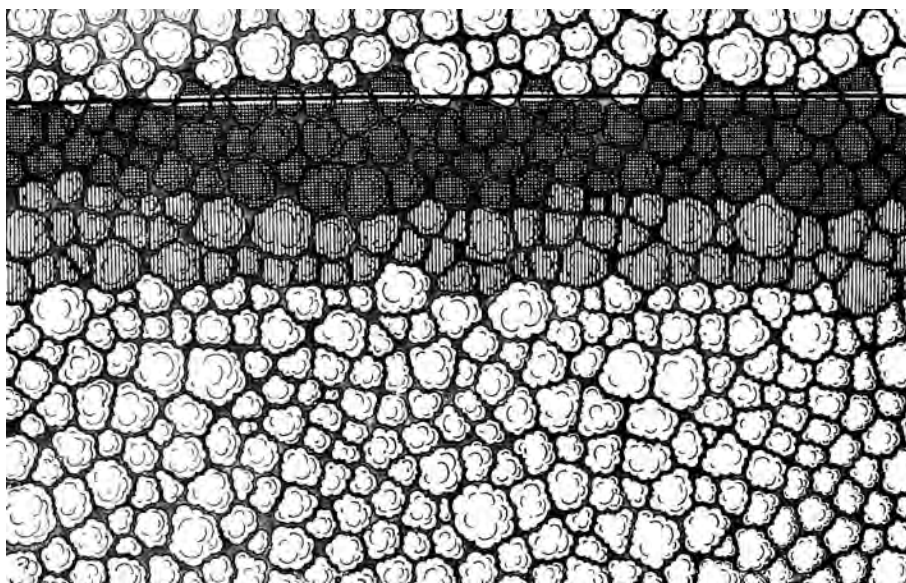
A vágásos gazdálkodás jellemzőit (így biológiai-termesztvédelmi hátrányait) a legkarakteresebben tömörítő véghasználati forma (ld. 1. ábra). A vele kapcsolatos problémákat, az okozott károkat részletesen igyekszik összefoglalni KEENAN és KIMMINS (1993) tanulmánya. A sarjról felújítható tájhonos fajok (mézgás éger, fehér nyár) esetében a jogszabályoknak és a gyakorlatnak megfelelően kiegészülhet természetes felújítással (aminek kétségtelen előnye a helyi genetikai anyag megőrzése). E fajok esetén kipróbált ellenkező (a folyamatos erdőborítás irányába mutató, fokozatos felújítógátas-szálalóvágásos) gyakorlat kevés van. Nehezebben elfogadható a tarvágás a magról is jól újuló fajok (elsősorban a tölgyek, cser) esetében, különösen akkor, ha a fokozatos felújítógátasnak kiterjedt hazai gyakorlata is van (kocsánytalan tölgy, cser). Síkvidéki kocsányostölgyesek esetében (ide értve a természetvédelmi szempontból legérzékenyebb problémának számító alföldi erdősztyepp erdőket is) sajnos mindmáig egyeduralgó módszer, üzemszerű hazai ellenpélda nincs, kísérlet

is kevés. A módszer negatív hatásait drasztikusan súlyosbítja a síkvidéken szinte kötelezően vele együtt járó tuskózás és teljes talaj-előkészítés, valamint a gyakori vegyszeres gyomirtás, továbbá az esetleges mezőgazdasági köztes művelés (egy esettanulmány: BALOGHNÉ és mtsai 2010).

Bizonyos mértékig elfogadhatóvá teszi a tarvágást a tájidegen fafajú, vagy egyéb szempontból nem elfogadható faállomány esetében a mesterséges felújítás révén az állomány átalakítása (fafaj-váltása, pl. gyertyános-tölgyes termőhelyen álló fenyves vagy cseres visszaalakítása gyertyános-tölgyessé). Negatív hatása mérsékelhető (minél kisebb) részterületekre bontás és ezek időben eltolt, mozaikos tarvágásával.

Sávós, ugrósávós, kulisszás tarvágásos felújítógátás

A tarvágás kisebb egységekre bontásának és mozaikolásának speciális módja a teljes terület sávokra osztása, és egyes sávok tarvágása (2. ábra). Ha két tarvágott sávot egy megmaradó (és később tarvágandó) választ el, akkor ugrósávós elrendezésről, ha több sávnyi faállomány választ el, akkor kulisszás véghasználatról beszélhetünk. A módszerek alkalmazása a természetes felújítás igényével jár együtt, de nem zárja ki a mesterséges felújítást, illetve kiegészítést sem. Emiatt a sávok szélessége optimális esetben az egy famagasságnyt nem haladja meg (így biztosítható a magok oldalról behullása), továbbá egy már tarvágott sáv mellett a következőt csak ennek sikeres felújulása után szabad levágni.



2. ábra. A sávós tarvágásos felújítógátás vízszintes vetületi képe (ROTH 1935 könyvéből, ott taroló szegélyvágás név alatt). A felső (rácsos) sraffozás az első, a vízszintes sraffozás a második tarvágást jelenti

Mindezek, valamint a sávok megfelelő irányítása valamelyest az állományklíma védelmét is szolgálják. A vonalas elrendezés biztosítja a közelítési károk minimalizálását és a terepadottságokhoz való alkalmazkodást, valamint a könnyű tervezhetőséget és az átláthatóságot is. Szlovákiában gyakorta alkalmazott technológia. Egy hazai próbálkozás olvasható BERGER (2014) írásában (bükkösben kulisszás módszerrel), a kevés további példa inkább erdeifenyvesekben jellemző. Különösen a kulisszás módszerről érdemes még egyszer kiemelni, hogy bár térbelileg vizsgálva a tarvágás egyfajta térszakozásának nevezhetjük, helyesen kivitelezve biológiailag minden bizonnyal jóval többet nyújt: a tarvágás káros hatásait érdemben képes enyhíteni. A kialakított erdőkép vegyesebb, bár homogén sávokból álló, térbelileg sematikus. Ajánlható minden olyan esetben, ahol (pl. pozitív tapasztalatok híján) a gazdálkodói szándék nem távolodik messzire a tarvágástól: síkvidéki kocsányostölgyesek, keményfás ligeterdők, égerligetek, hazainyárasok véghasználatokor. Nyilvánvalóan üzembiztosabban alkalmazható természetes sarj felújítás (mézgás éger, hazai nyár), vagy könnyen terjedő magvú fajok (pl. magyar kőris) természetes mag eredetű felújítása esetén.

Ernyős fokozatos felújítógátás

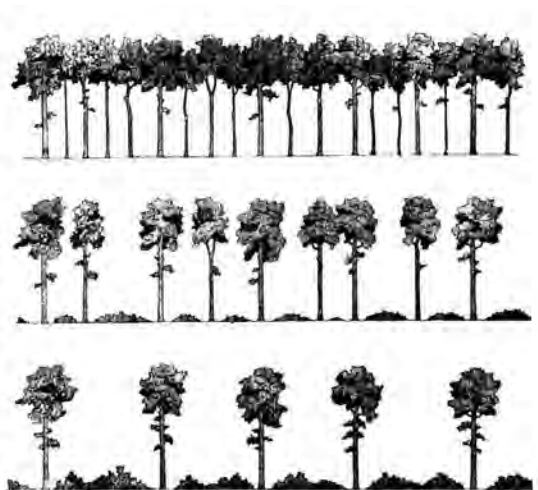
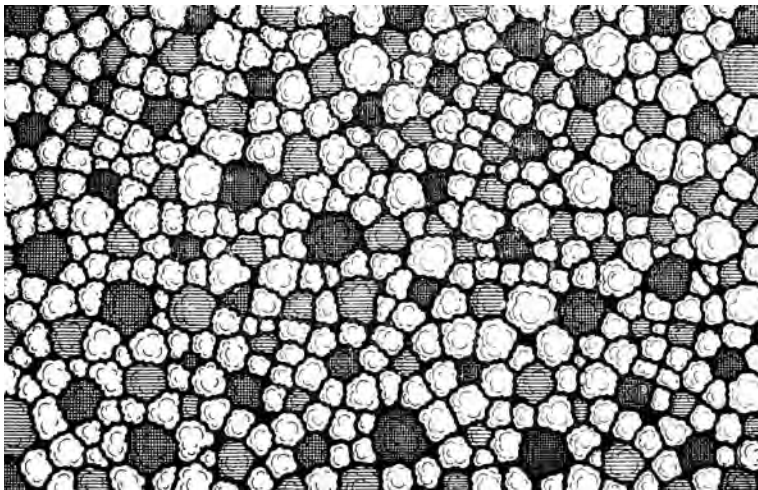
A természetes felújítással együtt járó fokozatos felújítógátások hazánkban üzemszerűen (sokáig szinte kizárólagosan, de ma is meghatározóan) alkalmazott módja. Egyenes folytatása az egyenletes hálózat kialakítását célul kitűző, sematikus gyéritéseknek. Az újulat megjelenését, illetve megerősödését segítő bontógátás(ok) térben többé-kevésbé egyenletesek, ezért a végvágást követően a kialakult utódállomány ugyanolyan homogén kor- és térszerkezettel bír, mint elődje (3. ábra). Az utolsó lépésként kivitelezett végvágás az erdőre gyakorolt tényleges hatásait tekintve csak akkor különbözik érdemben a tarvágástól,

ha a megelőző bontógátások során a méretes, élet erős újulat már kialakult. Sajnos az üzemi gyakorlatban a módszer égisze alatt elterjedten alkalmazzák a két lépésben (bontógátás – végvágás), igen gyorsan (egy-néhány év) kivitelezett véghasználatot. Szélsőséggént ma is előfordul, hogy ugyanazon év elején végzik a bontó-, végén pedig a végvágást.

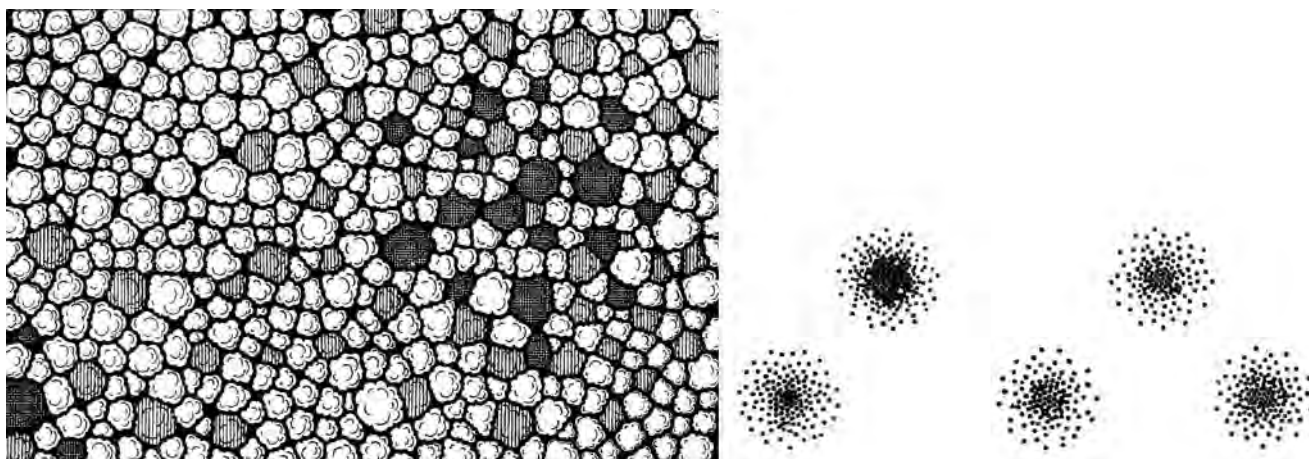
Ezek az eljárások ökológiailag nem különböznek a tarvágástól, azzal szemben egyértelmű előnyt csak a velük általában együtt járó természetes felújítás (és a talaj-előkészítés hiánya) jelenthet. Ebben a szellemben nyilatkozik ROTH (1935) is a módszer előnyeit és hátrányait mérlegelve: *„A rendszer jóformán semmi tekintettel nincs az élettani és az általános természeti viszonyokra és a tarvágás merev sablonját csak lényegtelen könnyítéssel akarja ráhúzni az erdőgazdaságra.”* Érdemes megemlíteni, hogy KRUTZSCH (1952) klasszikus művében a szabályozott erdőgazdálkodásnak négyféle üzemmódját különbözteti meg, és a rövid lejáratú ernyős vágást a klasszikus (nála „nagy”) tarvágással egy csoportba veszi. Hasonlóan kritikus összehasonlítást közöl BRUCHÁNIK (2006) írása a „nagy területű” (5–10 hektáros ernyős) és a „kis területű” (0,2–0,5 hektáros, valójában leginkább csoportos) felújítógátás között. Ebben a talajra és klímára gyakorolt hatás, a növényzet átmeneti átalakítása, a tájképi hatás, a gazdálkodás során a faj összetétel befolyásolhatósága, a magtermés hasznosíthatósága és a vadhatás mind kedvezőtlenebbnek mutatkozik a nagyterületű, ernyős módszer esetében. Következésképpen pedig az, hogy ez a hazai gyakorlat nem összeegyeztethető a természetközelség fogalmával.

A módszer javára írandó ugyanakkor, hogy történetileg vizsgálva komoly szerepe volt (illetve néhány helyen még ma is van) a tarvágás leváltásában és a természetes mageredetű felújítás elterjesztésében (a történeti kérdésekről részletesebben ld. SOMOGYI és mtsai 2003).

A módszer keretein belül a végeredményen javítani kevésbé lehet. Ebbe az irányba hatnak a hagyásfák,



3. ábra. Az ernyős felújítógátás vízszintes vetületi (balra) és függőleges metszeti (jobbra) képe (ROTH 1935 könyvéből). A rácsos sraffozás az első, a vízszintes sraffozás a második beavatkozást jelenti



4. ábra. A csoportos felújítógátás vízszintes vetületi képe (balra) és sematikus rajza (jobbra) (Roth 1935 könyvéből). A rácsos sraffozás az első, a függőleges sraffozás a második beavatkozást jelenti

különösen, ha csoportokban maradnak meg, mert az újulat megjelenését és növekedését is befolyásolják. Ha a bontógátások során az idős keménylombos állományban maradnak r-stratégista (illetve átmeneti) elegyfajok (pl. szilek, juharok, kőrisek, nyárok), akkor ezek bővebb csemeteképzése és a csemeték gyorsabb növekedése sokat javíthat az utódállomány szerkezetén. Ehhez természetesen célszerű elegyes erdősítési célállományt kitűzni, valamint a továbbiakban a csemetést-fiatalost a korábban leírtak szerint ápolni-nevelni. Nagyban csökkentheti a véghasználat többféle káros hatását (a végvágás tarvágás jellegét) a folyamat elnyújtása, a minél többszöri óvatos bontás kivitelezése.

Csoportos fokozatos felújító vágás, szálalóvágás és szálalás

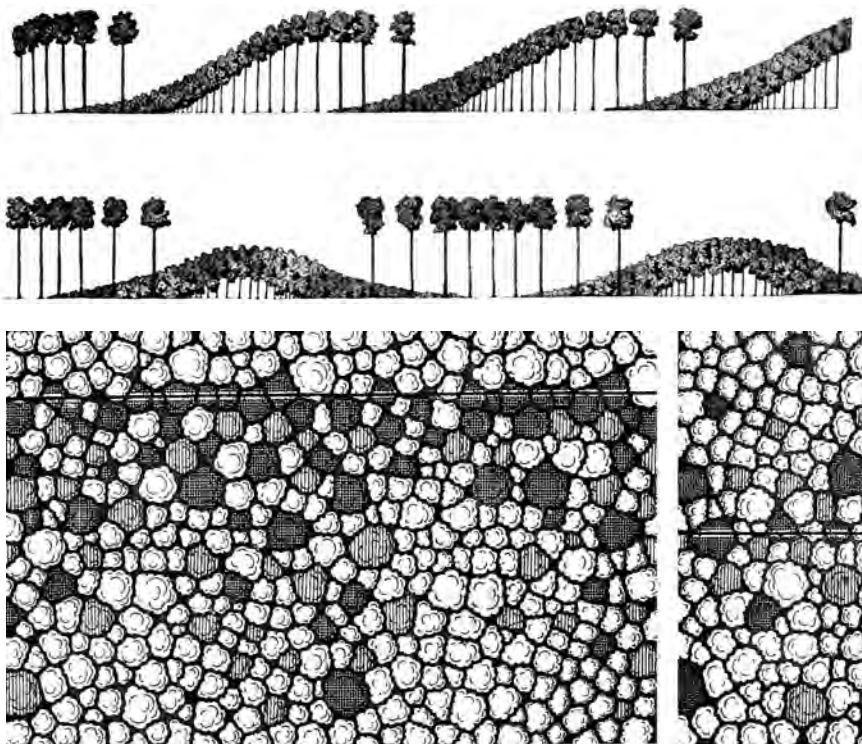
A térben nem egyenletes véghasználati, illetve átalakítási módszerek közül a korábbi hazai szakirodalomban leggyakrabban hangoztatott, és ma a gyakorlatban is elfogadott módszerek (bár a hasonló lékes módszer jóval elterjedtebb). Az eljárások során egy-egy térbeli egységben (csoportban) nem egyszerre vágják ki a fákat, hanem a csoportban először bontás(oka)t végeznek, és csak ezután végvágnak, továbbá ezeket is koncentrikusan, a csoport (először bontott) közepétől gyűrűsen kifelé haladva időben egyre később végzik (4. ábra). A véghasználat/átszállás végének közeledtével a csoportok lassan összeérnek. A bontások intenzitása és kiterjedése elviekben függ az érintett fajok fényigényétől és a talaj vízellátottságától. A kifelé haladó bontást, illetve végvágást az újulat megjelenése és megerősödése szabályozza. A bevilágítástól függően az újulat megjelenése általában inkább ellipszis alakú, így az azt térben követő fahasználat sem szabályos körben halad kifelé.

Ezen módszerek használata önmagában garantálja a ma leggyakrabban célként kitűzött csoportos – kifestett térbeli szerkezet kialakulását. Az idős állomány végleges kiiktatását jelentő (leginkább rövidebb foko-

zatos felújítógátások során tetten érhető) végvágás első lépésben csak kis részterületeken, elsősorban jelentkezik, és később is csak fokozatosan növekszik. A véghasználat, illetve átalakítás időtartama azonban nagyban befolyásolja a végeredményt: minél hosszabban elnyújtott, értelemszerűen annál kifejezettebb az utódállomány térbeli szerkezete és annál változatosabb a korszerkezete, továbbá annál kisebb mértékben változtatja meg a zárt erdők környezeti és biológiai jellemzőit. Az alapelv helyes kivitelezése még fokozatos felújítógátás esetén is képes tompítani a véghasználatok tarvágás-szerű hatásait. Hasonlóan kivitelezett gyérítésekkel az átalakítás meghosszabbítható, illetve jól előkészíthető. A módszerek (megfelelő türelem esetén) gazdálkodási szempontból is számos előnnyel bírnak (természetes mag eredetű felújítás rugalmassága, növedék- és értéknyeresség). Roth Gyula a korábbi tapasztalatok alapján az idevont módszereket az árnytűrő fenyők és bükk mellett sok egyéb fafajra is ajánlotta (erdeifenyő, tölgyek, magas kőris), illetve Kaán Károllyal együtt gyakorolta is. Az utóbbi években hazai átalakításokban is több helyen és többféle faállományban alkalmazzák, déli szomszédjainknál pedig hosszabb ideje bevett módszereknek számítanak.

Vonalas, szegélyes fokozatos felújító vágás, szálalóvágás és szálalás

Térben egyenetlen beavatkozáson alapuló módszerek, de ezeknél az állomány megbontása nem pontból indul koncentrikusan, hanem vonalból párhuzamosan távolodva. Vonallas elrendezés esetén a vonaltól mindkét irányban távolodik, szegélyes esetén csak az egyik irányban, fokozatos bontással és végvágással, illetve szálalással (5–6. ábra). A módszer eredménye, az utódállomány térbeli képe valamelyest művi, azonban nem szükségszerűen szabályos: az úgynevezett támadó vonalakat nem kell (hegyvidéken gyakran nem is lehet) párhuzamosan és egyenletes távolságban kijelölni, hanem alkalmazkodni kell a terpadottságokhoz és az állományviszonyokhoz, eset-



5. ábra. A szegélyes (fölső) és vonalas (alsó) felújítás nyomán keletkező állomány függőleges metszeti képe (ROTH 1935 könyvéből)

6. ábra. A szegélyes (balra) és vonalas (jobbra) felújítás vízszintes vetületi képe (ROTH 1935 könyvéből). A fekete vonal az úgynevezett támadó vonal, a rácsos sraffozás az első, a függőleges sraffozás a második beavatkozást jelenti

leg az idős állományra veszélyt jelentő szelek jellemző irányához.

Felújítógátás, szálalógátás esetén a véghasználat elnyújtásával, továbbá a vonalak tájolásával és a vágás megfelelő irányításával az állományklíma és így az erdei életközösség eredményesen védhető. Az elrendezés biztosítja a viszonylag könnyű tervezhetőséget, átláthatóságot, a közelítőnyomok előzetes kijelölésével a közelítési károk minimalizálását is.

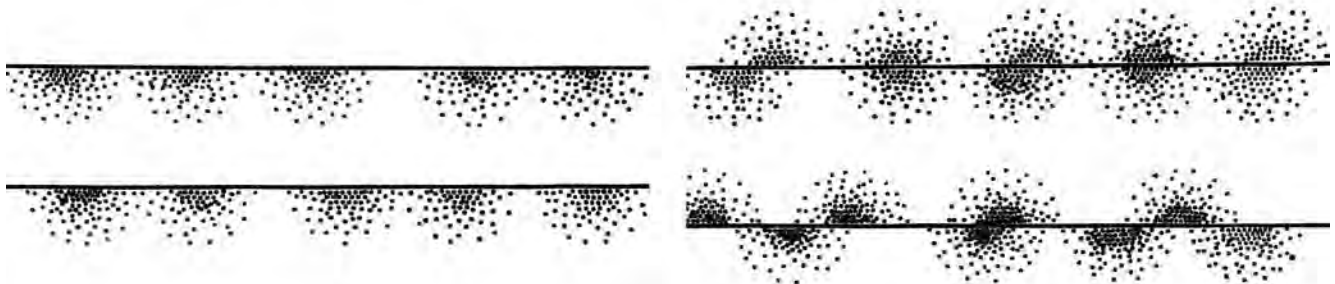
Kombinált fokozatos felújító vágás, szálalógátás és szálalás

A csoportos és vonalas eljárás előnyeit egyesítő módszerek esetén a csoportokat (mint gazdálkodási alapegységeket) vonalakra felfűzve a gazdálkodás racionalizálható, ami különösen hosszan elnyújtott véghasználat / szálalás esetén lehet nagyon fontos (7. ábra). Roth Gyula által elindított hazai, klasszikus bemutatkozó területe Sopron mellett, bükkös erdőben található (ld. KOLOSZÁR 2013).

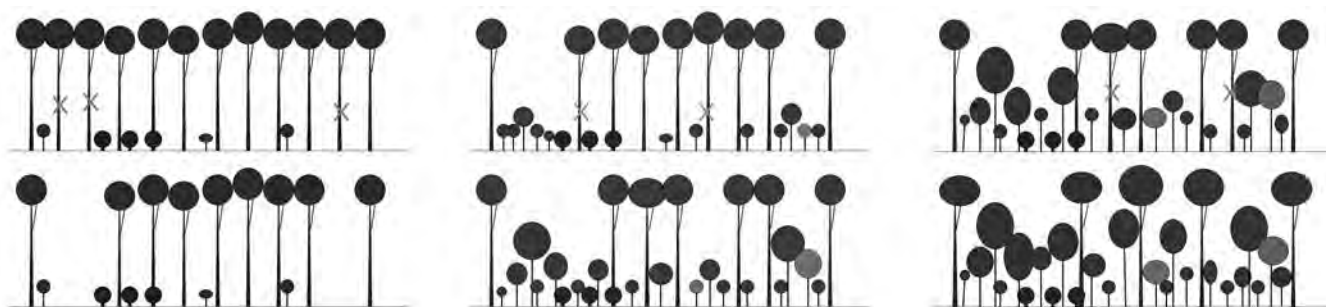
Ha az újulat megjelenése szerint csoportokat is bontanak és (célszerűen erősen hullámos) vonal mentén is megkezdik a véghasználatot (illetve szálalást), akkor (az előnyök említett egyesítése mellett) jól kihasználható a kezdeti erősebb újulat, nagyobb az első gazdasági bevétel, a hullámos vonalvezetéssel rugalmasabb a rendszer. A vonalak bővítésével később a csoportok beolvadnak.

A kombinált módszerek közé sorolható az úgynevezett ernyős ékvágás is, mely a vonalak mentén nem egyenletesen bont, hanem egyik végükön erőteljesen, a másikon igen gyengén, a véghasználat így ék alakban halad. Az erdő egy részén a gazdálkodás így értelem szerűen jobban közelít a tarvágáshoz. Az utóbbi két módszert hegyvidéki tájakon, jegenyefenyves-bükkösben kísérletezték ki.

Elsősorban a bakonyi bükkösök sajátos adottságaira dolgozta ki Török András elméletileg is nagyon átgondolt, gyakorlatban nagy területen kipróbált, bátran egyedi módszerét (TÖRÖK 2006), melyet égtájorientált felújítási rendszernek nevezett el. Elnyúj-



7. ábra. A szegélyes (balra) és vonalas (jobbra) kombinált felújítás sematikus rajza (ROTH 1935 könyvéből)



8. ábra. Egykorú, középkorú erdő átalakítása szálaló erdővé szálankénti eljárással (Gálhidy László, GÁLHIDY 2008)

tott csoportos vagy lékes szálalás esetén a csoportok/lékek közötti zárt állományban szálanként is érdemes lehet beavatkozást végezni. Egy ilyen példa látható a mexikópusztai Pro Silva bemutató területen, elegyes bükkösben (CSÉPÁNYI 2013).

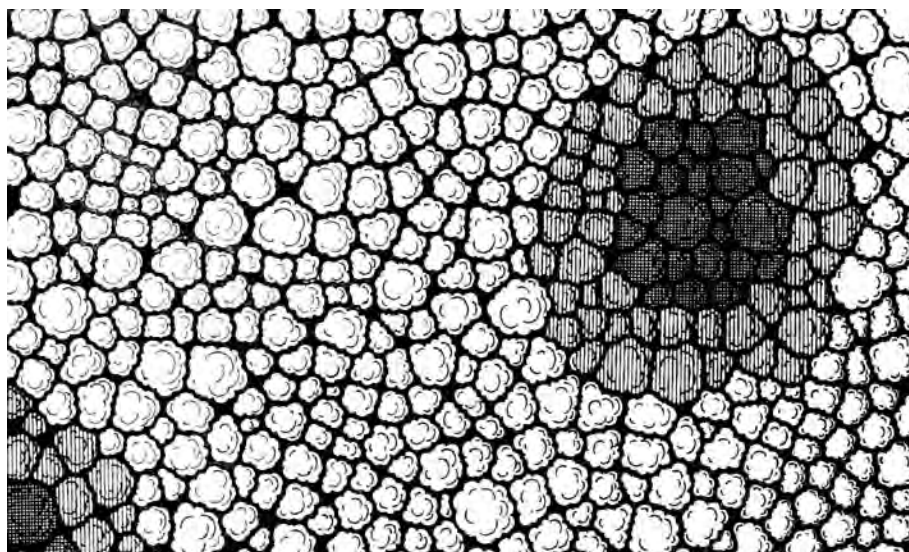
Valódi (szálankénti) szálalóvágás és szálalás

Mindenfajta sematikus térbeli rendet nélkülöző, faegyed alapon dolgozó rendszerek (8. ábra). A klaszikusan szálalásnak nevezett, szálalóerdő fenntartására irányuló gazdálkodás gyakorlati példái a leggyakrabban ebbe a csoportba sorolhatók (ld. pl. Biolley munkája alább). Mi itt is elsősorban az átalakító (átszálaló) jellegű beavatkozásokat tartjuk szem előtt. A módszerek a legnagyobb fokú térbeli változatosságot képesek biztosítani, és elvileg a legkisebb területen kivitelezhetők. Ugyanakkor nagyobb területre nem is ajánlhatók, hiszen nehezen tervezhetők és átláthatók. Az átalakítás során érdemben akkor vezet eredményre és a valóságban akkor különbözik a csoportos módszerektől, ha nagy koronájú (idős) fákból álló erdőben végezhető, vagy ritkás, korábban megbontott, erősen gyérített, illetve valamilyen bolygatási eseményen átesett állományt kell átalakítani (egy börzsönyi gyakorlati alkalmazás hátterét illetően ld. ALI és ZANATI 2012). A kis elemi területek miatt biztonsággal árnytűrő fafajok esetében ajánlható az

alkalmazása (Biolley svájci, magashegyi fenyvesben végzett, máig példászerű gazdálkodásáról ld. OBERSON 2002, Varga Béla leírása: VARGA 2013, 185–194. o.). Ellenpéldaként egy balaton-felvidéki száraz tölgyesben végzett gyakorlati munka is inkább ebbe a csoportba sorolható, elsősorban az aprólékos tervezés és az igen kis intenzitású beavatkozások miatt (SIFFER 2008). Ide sorolandó továbbá (eredeti leírója és Roth véleménye szerint is) az elméletileg igen jól megalapozott, gyakorlatát tekintve nagyon átgondolt és jól dokumentált barenthoreni úgynevezett örökös erdő gazdálkodás is, melyet erdeifenyvesben kezdtek el (KRUTZSCH 1952).

Lékes szálalóvágás és átszálalás

A gyakorlatban ma az átalakításra leggyakrabban alkalmazott megoldás (szálalás név alatt is). Biológiai hátterét, elméleti alapjait, gyakorlati módszereit és hatásait e kötetben Gálhidy László írása igen részletesen mutatja be. Ehelyütt csak a területi vonatkozást érdemes kiemelni. ROTH (1935) alapművében a módszert még „kis tarvágás” meghatározással illeti (9. ábra). Hogy valós hatásaiban a léknyitás mikor válik el a tarvágástól, arra nézve szemléleti alapként mindenképpen KEENAN és KIMMINS (1993) meghatározása ajánlható: tarvágás az, ahol a fahasználat következtében (a terület nagy részén) a (többféle szem-



9. ábra. A lékes felújítás vízszintes vetületi képe (ROTH 1935 könyvéből). A rácsos sraffozás az első, a függőleges sraffozás a második beavatkozást jelenti

pontból vizsgálható) erdőhatás (a sikeres felújításig) megszűnik. Fenti meghatározásból is látszik, hogy az elkülönítés problémás: az erdőhatás nagyban függ a vizsgált paraméterektől, illetve élőlényektől; valamint a kritikus terület nagyság az erdő abiotikus és boiotikus jellemzőitől. A lékek hazai kutatása is bizonyította, hogy jelentős eltérések mutathatók ki a lékek és a zárt erdő között még kifejezetten kis lékek esetén is. BRADSHAW (1992) szerint a különbség (nála a vágásos és folyamatos erdőborításra törekvő gazdálkodás között) a szegélyhatással érintett terület nagyságában megfogható, és csak a szélsőségeket tekintve nyilvánvaló. Finomabb térbeli felbontással, léknyitás elvén működő gazdálkodás esetén az átmenet folyamatos, így szerinte a terminológiai probléma megoldása helyett inkább az alapcéloknak megfelelő foltméretet, illetve gazdálkodási intenzitást érdemes meghatározni.

Az is nyilvánvaló, hogy a biológiai hátteret illetően is ismerethiány mutatkozik: míg bükkösök esetében sok referencia alapján elég biztosan meghatározható a természetes bolygatási folyamatok térbeli nagyságrendje, addig ez (referencia híján) az erdő típusainak többségére egyáltalán nem áll. Az alkalmazott lékméretet illetően mindenestre országszerte igen nagy eltérések tapasztalhatók, és bükkösök, valamint gyertyános-tölgyesek kivételével a próbálkozások is ritkák és erősen vitatottak (egy dél-dunántúli síkvidéki kocsányostölgyes kísérletről tudósít pl. ORTMANNÉ AJKAI és mtsai 2014, Tisza menti puhafás ligeterdő átalakításáról ASZTALOS és KISS 2013). Mint a 9. ábra is mutatja, a lékek nem csak egymástól függetlenül nyithatók, hanem fokozatosan bővíthetők is. Elméleti és gyakorlati szempontból is igen tanulságos az a Szatmár–Beregi síkon, a Bockerek-erdőben, gyertyános-kocsányos tölgyesben kipróbált eljárás, amit SZALACSI és mtsai (2015) cikke mutat be. A viszonylag nagy méretű lék nyitását koncentrikusan jóval nagyobb területű bontás-végvágás beavatkozások követnek, aminek eredménye 2 hektáros állományok 15–20 év alatt történő felújítása. A (szerzők szerint szükségszerű) mesterséges felújítással és intenzív ápolásokkal kiegészítve az eljárás eredménye előre jósolhatóan távol áll a tanulmányunk elején definiált természetes folyamatokra alapozott, illetve folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás céljaitól, és az általunk ehelyütt kitűzött alapcéltól (az állomány szintű változatosságtól) is. Ugyanakkor a módszer a nagyterületű tarvágásoknak egyfajta elfogadható alternatívája lehet.

Erdőfelújítási módok

Természetes felújítás

A természetes mageredetű újulat előnyei nyilvánvalóak (legalábbis a tájhoz fajok esetén) a helyi genetikai állomány megőrzése és a változatosság

biztosítása terén. Talán érdemes hangsúlyozni e tekintetben a megfelelő mennyiség (csemeteszám) fontosságát: állomány léptékben a változatosság megőrzése, de akár egy-egy faj túlélése is múlhat ezen, a természetes kiválasztódási folyamatok miatt még célirányos (az adott fajt előnyben részesítő) állománynevelés esetén is. Mag eredetű újulat megjelenésére és megtartására törekedni kellene a sarjról felújítható őshonos fajok esetében is. Komoly munkát igényelhet a természetes tájhozos újulat megtartása azokban az esetekben, ahol inváziós fajok nagy mennyiségben vannak jelen, továbbá bizonyos körülmények között a természetes folyamatokat egyébként a legnagyobb mértékben követni kívánó gazdálkodás esetén is (pl. hullámtéren, ld. ASZTALOS és KISS 2013).

Érdemes hangsúlyozni a természetes erdőfelújítás esetén a mesterséges kiegészítés előírásának lehetőségét is: ez az optimális esetben semmilyen egyéb beavatkozást (pl. területelőkészítést) nem igénylő munka kifejezetten természetvédelmi célokat is szolgálhat. Szerkezeti változásokat is indukálhat, amennyiben gyorsan növekvő, de rövidebb életű fajokot visznek be pl. csoportos elegyítéssel, melyek a méret- és térbeli változatosságot is növelik, és a későbbi átalakítás folyamatának megkezdését is előbbre hozzathatják. Természetesen ennek során is előnyben részesítendő a helyi származású szaporítóanyag.

Mesterséges felújítás

A mesterséges felújítás tájhozos fajok esetén is problémás: a jogszabály által elrendelt származási körzetek a gyakorlatban ugyan léteznek, de kötelező (egy-egy körzeten belül történő) felhasználás nincs, így az alkalmazott szaporítóanyag gyakran igen távolról (vagy ismeretlen helyről) érkezik. A mesterséges felújítással síkvidéken, laza talajon szinte kötelezően együttjáró tuskózás és teljes talaj-előkészítés az erdő életébe való igen drasztikus beavatkozás. Hegyvidéken általában csak részleges (pásztás, foltos) talaj-előkészítést végeznek, ez az előbbinél jóval kíméletesebb.

Faj váltása esetén (különösen tájhozos, de állományalkotóként nem kívánatos fajok leváltása esetén) érdemes próbálkozni az idős állomány alá csemete ültetéssel, vagy makk alákapálással. Az újulat sikeres megtelepedése esetén fokozatos felújítógátás is végezhető (tarvágás helyett). Ilyen eljárás ma a gyakorlatban ritka, pedig DANSZKY (1963–64) átfogó műve több helyen ajánlja.

A mesterséges felújításnak lehet szerepe a szárló szerkezetre való átalakítás során is, ha azt még a magtermő kor elérése előtt, vagy kisebb-nagyobb területen a fajváltás igényével kezdik meg. Ez esetben különösen érdemes hangsúlyt fektetni a helyi szaporítóanyag beszerzésére, továbbá nagyobb szerepet kaphatnak a kívánatos elegyfák is.

A fajváltás sok esetben lehetséges természetesen megjelenő, tájhonos újulatra alapozva, a fentebb leírt átalakítási / szálalási módszerek alkalmazása során is. Ez egyúttal folyamatos erdőborítást biztosító, változatos erdőképet is eredményez. A fahasználati módszer megválasztása a körülményektől, elsősorban az idős állomány minőségétől és a tájhonos újulat megjelenésétől függ, gyakorlatilag bármelyik eljárás elképzelhető. A gyakorlatban (egyelőre) elsősorban a száraz termőhelyen álló erdei- és feketefenyvesek átalakítása mutat igen látványos eredményeket (pl. a pilisvörösvári kopárok területén, ld. CSÉPÁNYI 2008b).

A felújítás során (bármilyen módszerrel is történjen) érdemes külön foglalkozni a termőhelyi okból fátlan, illetve nyílt foltokkal. Ezeket a túlzott erdő-sítés erőltetése gazdasági és természetvédelmi szempontból is káros.

Erdőtelepítés

Az alábbiakban csak vázlatosan érintjük az erdőtelepítés témakörét, azt bemutatandó, hogy a gyakorlatilag kizárólagosan alkalmazott eljárásnak is van természetvédelmi szempontból értékes, és gazdaságilag is racionális alternatívája (Karakai Tamás írása alapján, www1).

Ha szántóként használt területen szeretnénk erdőt létrehozni, a természetes folyamatok szempontjából két problémával kell szembenéznünk:

Az erdő természetes körülmények között a regenerációs célú szukcesszió útján foglalja vissza egykori területeit, vagyis nem rögtön tölgyest, keményfás állományt hoz létre, hanem cserjék, pionír fák (éger, nyír, fűz, nyárak) teremtik meg a feltételeket (elsősorban fény-, klíma-, talajviszonyokat) a klimax állapotú (hosszú életű, sok populációból álló, adott körülmények között maximális anyagkörforgalmat biztosító) erdő életéhez. A másik probléma, hogy vegyeskorú erdőt nem tudunk telepíteni, pedig erre lenne szükség a majdani örökerdő fenntartásához.

A két probléma összekapcsolva oldható meg: területünk egy részén (ha a termőhelyi feltételek is adot-

tak) keményfás erdőt telepítünk, míg (élve a ma már támogatást is élvező elegyítés lehetőségével) egy kisebb részén pionír erdőt hozunk létre. Utóbbi területen az elkövetkező 40–50 évben folyamatos magszórással, makk alakapálással, esetleg csemeteültetéssel segítjük a keményfás betelepülést.

A pionír erdőréssz gyorsan növekvő fájának kitermelését 20 év elteltével el lehet kezdeni. A keményfás erdőréssz magtermésének kezdetén (kb. 50 év múlva) megkezdhető annak átvezetése (átszálalása) valamilyen módszerrel a folyamatos koreloszlású (szálaló) erdőalakba, az időközben a pionír erdőrésszből fokozatosan keményfássá váló terület fái pedig az 1–50 éves korosztályokat fogják adni. A telepítés – a további munkák racionalizálása, valamint a minél változatosabb térszerkezet érdekében – térbelileg tervezhető (pl. csoportos szerkezetben).

Összefoglalásként még egyszer kiemeljük, hogy a hazai erdőkben alapvető stratégiai célnak tartjuk az állomány szintű szerkezeti változatosság lehetséges legnagyobb mértékű növelését. E cél a szokásos, általánosan alkalmazott vágásos gazdálkodás keretei között is hatékonyan közelíthető a (már kipróbált, referenciával rendelkező) technológiák megfelelő megválasztásával és a tényleges megvalósítás befolyásolásával. Ez az állománynevelések során alapvetően a természetesen is megjelenő, ma még ritka szerkezeti elemek megtartását, a méret-, kor- és térbeli változatosság növelését jelentheti. Az erdő képét döntően meghatározó véghasználatok során alapvető cél lenne általában a tarvágástól, valamint a homogenitást fenntartó térben egyenletes módszerektől (elsősorban az ernyős felújítógasztól) való eltávolodás. Ezekre valamilyen formában minden hazai erdőben lehetőség van, amint azt örömdetesen szaporodó hazai gyakorlati példák is alátámasztják.

Köszönetnyilvánítás

A szerző köszönetet mond Gálhidy Lászlónak, Horváth Somának, Szekeres Péternek és Szomorad Ferencnek a kéziratához fűzött sok értékes észrevételükért.

Irodalomjegyzék

- AGÓCS, J. és MOLNÁR, G. (1996): Erdőéletetés (részletek). – *Tilia* 2: 3–262.
- ALI, T. és ZANATI, L. (2012): *Az IpolyErdő Zrt. Diósjenői Erdészeténél alkalmazott természetközeli erdőgazdálkodási módszerek tapasztalatai.* – In: LETT, B. és SCHIBERNA, E. (szerk.): *Múlt és Jövő III.* Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 56–63.
- ASZTALOS, I. és KISS, J. (2013): *A természetes folyamatokra alapozott erdőgazdálkodás tapasztalatai a Felső-Tisza menti hullámtéren.* – In: VARGA, B. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai.* *Silva naturalis* Vol. 1., Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 219–225.
- BALOGHNÉ BOKOR, ZS., TÓTH, J., KONCZ, CS., MOLNÁR, A. és GENCSI, Z. (2010): Különböző erdőfelújítási módok hatása észak-alföldi gyertyános-kocsányos tölgyes gyepszintjére, talajfaunájára és talajlakó mikroorganizmusaira. – *Erdészeti Lapok* 135(5): 142–145.
- BARTHA, D. (szerk.) (2001): *A természetszerű erdők kezelése, a kultúr- és származékerdők megújítása. A KöM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 7.* – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 286 pp.
- BARTHA, D. (2003): Történelmi erdőhasználatok Magyarországon. – *Magyar Tudomány* 2003(12): 1566–1577.
- BARTHA, D. (2012): *A magyarországi erdők fenntartása.* – In: KOZÁK, L. (szerk.): *Természetvédelmi élőhelykezelés.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 195–198.
- BARTHA, D. és OROSZI, S. (1995): Magyar erdők. – In: JÁRAINÉ KOMLÓDI, M. (szerk.): *Magyarország növényvilága. Pannon Enciklopédia.* – Dunakanyar 2000, Budapest, pp. 221–231.
- BARTHA, D., ÓDOR, P., HORVÁTH, T., TÍMÁR, G., KENDERES, K., STANDOVÁR, T., BÖLÖNI, J., SZMORAD, F., BODONCZI, L. és ASZALÓS, R. (2006): Relationship of Tree Stand Heterogeneity and Forest Naturalness. – *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 2: 7–22.
- BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.) (2014): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai.* *Silva naturalis* Vol. 4. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 270 pp.
- BERGER, P. (2014): *A folyamatos erdőborítás elérése érdekében tett lépések a Bakonybéli Erdészet területén.* – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai.* *Silva naturalis* Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 139–143.
- BESZE, P., FARKAS, J. és MÁRTA, V. (szerk.) (1999): *Pro Silva.* – Magánkiadás, 23 pp.
- BRADSHAW, F. J. (1992): Quantifying edge effect and patch size for multiple-use silviculture: A discussion paper. – *Forest Ecology and Management* 48(3–4): 249–264.
- BRUCHÁNIK, R. (2006): *Close to nature silviculture.* – Kézirat, Budapest, 42 pp.
- BRUNET, J., FRITZ, Ö. és RICHNAU, G. (2010): Biodiversity in European beech forests—a review with recommendations for sustainable forest management. – *Ecological Bulletins* 53: 77–94.
- CSÉPÁNYI, P. (2007): A természetközeli erdőgazdálkodás és a szálalóerdő. – *Erdészeti Lapok* 142(9): 281–284.
- CSÉPÁNYI, P. (2008a): A tölgy és a folyamatos erdőborítás. – *Erdészeti Lapok* 143(10): 294–297.
- CSÉPÁNYI, P. (2008b): *Örökerdők kialakítása a Pilisi Parkerdőben.* – In: GÁLHIDY, L. (szerk.): *Örökerdők Magyarországon.* WWF füzetek 29. WWF Magyarország, Budapest, pp. 29–32.
- CSÉPÁNYI, P. (2013): *Mexikó-pusztai Pro Silva Bemutató Terület.* – In: VARGA, B. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai.* *Silva naturalis* Vol. 1. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 205–213.
- CSÓKA, GY. (2000): *Az elpusztult, korhadó faanyag szerepe az erdei biodiverzitás fenntartásában.* – In: FRANK, T. (szerk.): *Természet – Erdő – Gazdálkodás.* MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 85–96.
- CSÓKA, GY. (szerk.) (2005): *Pro Silva Enciklopédia.* – Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, CD.
- CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.) (2014): *A holtfa. Silva naturalis* Vol. 5. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 261 pp.
- CZIROK, I. (szerk.) (1999): *A szálalásról és a szálalóvágásról a hazai szakirodalom alapján.* – Kézirat, Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest, 54 pp.
- CZIROK, I. és SZOLNYIK, CS. (2014): *A folyamatos erdőborítás nyilvántartása.* – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai.* *Silva naturalis* Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 9–29.
- DANSZKY, I. (szerk.) (1963–64): *Magyarország erdőgazdasági tájainak erdőfelújítási, erdőtelepítési irányelvei és eljárásai I–VI.* – Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest.
- FERRIS, R. és HUMPHREY, J. W. (1999): A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. – *Forestry* 72: 313–328.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (2014): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Hogyan csináljunk faállományból erdőt? Rosalia kézikönyvek 2.* – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 pp.
- GÁLHIDY, L. (szerk.) (2008): *Örökerdők Magyarországon.* WWF füzetek 29. – WWF Magyarország, Budapest, 52 pp.
- JALONEN, J. és VANHA-MAJAMAA, I. (2001): Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. – *Forest Ecology and Management* 146: 25–34.
- KATÓ, F. (1989): A minőségi csoportos gyérités az idő tükrében. – *Az Erdészeti és Faipari Egyetem Tudományos Közleményei* 1989(2): 5–23.
- KEENAN, R. J. és KIMMINS, J. P. (1993): The ecological effects of clear-cutting. – *Environmental Reviews* 1: 121–144.
- KENDERES, K., TÍMÁR, G., ASZALÓS, R., BARTHA, D., BODONCZI, L., BÖLÖNI, J., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T. és SZMORAD, F. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata IV. Az erdőgazdálkodás hatása erdeink természetességére. – *Erdészeti Lapok* 140(9): 259–261.
- KERESZTES, GY. és MEGGYESFALVI, I. (szerk.) (2006): *Szálalás és természetközeli erdőgazdálkodás.* – HM Budapesti erdőgazdaság Zrt., IUCN, Pro Silva Hungaria, Budapest, 88 pp.
- KESZTHELYI, I., CSAPODY, I. és HALUPA, L. (1995): *Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére. A KTM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 3.* – Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, Budapest, 252 pp.
- KOLOSZÁR, J. (2013): *A Roth-féle szálaló erdő története.* – NymE-ERFARET Nonprofit Kft., 60 pp.
- KRUTZSCH, H. (1952): *Erdők megújítása.* – Országos Erdészeti Egyesület / Soproni Műhely különszáma (1999), Budapest–Sopron, 192 pp. + 4 tábla

- LINDENMAYER, D. B., FRANKLIN, J. F. és FISCHER, J. (2006): General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. – *Biological Conservation* **131**: 433–445.
- MADAS, L., KOLOSZÁR, J. és CSÉPÁNYI, P. (2005): Vágásos erdőből a szálalóerdőbe. Szálalás és szálalóvágás fogalmak értelmezése, szálaló erdő kialakításának menete, újabb fogalmak. – *Erdészeti Lapok* **140**(9): 265–267.
- MAJER, A. (1958): A rongtott erdők átalakítása. – *Az Erdő* **7**(7): 241–250.
- MAJER, A. (1967): *Erdőműveléstan. 2. (Részletes erdőműveléstan.)*. – Egyetemi jegyzet. Sopron, 237 pp.
- OBERTSON, J. M. (2002): *A kiválasztó szálaló-üzemmód és az ellenőrző-eljárás Couvet község erdeiben*. – Kézirat (fordította Madas László, 2005)
- ÓDOR, P. (2015): Erdőökológiai kísérlet terepi bemutatója a Pilisben. – *Erdészeti Lapok* **150**(11): 337.
- ÓDOR, P. és STANDOVÁR, T. (2001): Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: The effects of management-induced differences in dead wood. – *Ecological Bulletins* **49**: 219–229.
- ORTMANN-NÉ AJKAI, A., HORVÁTH, GY., SASS, V. és CSICSEK, G. (2014): *A kocsányos tölgy (Quercus robur L.) felújulása az Ormánságban: lékes kísérletek a spontán felújulás táji léptékű vizsgálata*. – In: BARTHA, D. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata*. *Silva naturalis* Vol. 6. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 165–177.
- PAWSON, S. M., BROCKERHOFF, E. G., NORTON, D. A. és DIDHAM, R. K. (2006): Clear-fell harvest impacts on biodiversity: past research and the search for harvest size thresholds. – *Canadian Journal of Forest Research* **36**: 1035–1046.
- PETERKEN, G. F. (1996): *Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions*. – Cambridge University Press, Cambridge, 522 pp.
- PITKÄNEN, S. (1997): Correlation between stand structure and ground vegetation: an analytical approach. – *Plant Ecology* **131**: 109–126.
- REININGER, H. (2010): *A szálalás elvei*. – HM Budapesti Erdőgazdasági Zrt., Budapest, 256 pp.
- ROTH, GY. (1935): *Erdőműveléstan II.* – József Nádor Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Bánya-, Kohó- és Erdőmérnöki karának könyvkiadó alapja, Sopron. – Hasonmás kiadás: Erdő- és Faipari Mérnök Hallgatók Selmeci Társasága, 1999, Sopron.
- SCHÜTZ, J.-P. (2001): Opportunities and strategies of transforming regular forests to irregular forests. – *Forest Ecology and Management* **151**: 87–94.
- SIFFER, S. (2008): *Folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodásra való áttérés egy Balaton-felvidéki erdőbirtokosság erdeiben*. – In: GÁLHIDY, L. (szerk.): *Örökerdők Magyarországon*. WWF füzetek 29. WWF Magyarország, Budapest, pp. 36–37.
- SÓDOR, M., KOVÁCS, T. és FRANK, T. (2000): *Az idős facsoportok és fák fontossága*. – In: FRANK, T. (szerk.): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 116–118.
- SOLYMOS, R. (1973): *Erdőnevelési eljárások és modellek*. – In: DANSZKY, I. (szerk.): *Erdőművelés II. Erdőnevelés-erdővédelem*. Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat, Budapest, pp. 39–78.
- SOMOGYI, Z. (2000): *A változatos faállomány-szerkezet szerepe*. – In: FRANK, T. (szerk.): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, p. 63–76.
- SOMOGYI, Z. (2002): *Tegyük változatosabbá a faállományok szerkezetét!* – *Erdészeti Lapok* **137**: 153–156.
- SOMOGYI, Z., TOBISCH, T. és CSÉPÁNYI, P. (2003): *Hungarian initiatives towards a continuous cover forestry*. – „Seminar on close to nature forestry”, Zvolen, 14–19 Oct. 2003. pp. 67–76.
- STANDOVÁR, T. (1996): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők természetes sokféleségére*. – *Természet Világa* **127**(II. Különszám): 34–38.
- STANDOVÁR, T. (2002): *A természetes és kezelt erdők főbb különbségei*. – *Erdészeti Lapok* **137**: 3–6.
- SZALACSI, Á., VERES, SZ. és KIRÁLY, G. (2015): *Adatok a síkvidéki gyertyános-tölgyesek erdőműveléséhez: lékes felújítógáz alkalmazásának gyakorlati tapasztalatai és növényzeti hatásai a Szatmár-beregi síkon*. – *Erdészettudományi Közlemények* **5**(1): 85–99.
- SZMORAD, F. (2014): *Folyamatos erdőborítást biztosító erdőkezelés az Aggteleki Nemzeti Park területén*. – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai*. *Silva naturalis* Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 31–54.
- TÖRÖK, A. (2006): *Bükkösök erdőfelújítása az égtájiorientált felújítási rendszer tükrében*. – Bakonyerdő Zrt., Veszprém, 148. pp.
- VARGA, B. (szerk.) (2013): *A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai*. *Silva naturalis* Vol. 1. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 251 pp.
- www1: <https://sites.google.com/site/oeroekerdo/oeroekerdo-letrehozasa-a-semmi-bol>

The overview of the present silvicultural methods

The ways of traditional and recent silviculture, their basic effects, and the possible directions of their conservational improvement

Gábor Tímár

Gálhegy u. 88, H-2623 Kismaros, Hungary. E-mail: timarg9@gmail.com

In recent decades, the basic goal of Hungarian silviculture was to consolidate the planned, cut-based silviculture. Meanwhile, in the practice of nature conservation too little effort was made to improve the naturalness of forests in general. According to the authors, the solution to this is to increase stand-level structural diversity as much as possible, which in turn would impact almost all elements of forest naturalness, and is not necessarily economically disadvantageous. In this paper, after clarifying the basic terms, we review the course of traditional silviculture (intermediate and final cutting, reforestation) searching for the points and methods that can help to achieve the objective mentioned above. In our experience, the major part of conservation professionals and forest researchers is not aware of these points and methods, so these are seldom recommended or preordained. Systematizing the methods, we try to present the recent field experiments in Hungary as well.

Key words: silviculture, stand-level structural diversity, continuous forest cover

A GOMBA- ÉS NÖVÉNYVILÁG VÉDELME ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS

– veszélyforrások és védelmi lehetőségek –



MUSHROOM- AND PLANT CONSERVATION AND FOREST MANAGEMENT

– threat factors and conservation possibilities –

Erdőgazdálkodási javaslatok a nagygombák funkcionális és faji sokféleségének megőrzésére

Kutszegi Gergely¹ és Papp Viktor²

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.
E-mail: kutszegi.gergely@okologia.mta.hu

²Szent István Egyetem, Növénytan Tanszék, 1118 Budapest, Villányi út 29–43.
E-mail: papp.viktor@kertk.szie.hu

Az alábbi tanulmány az erdei nagygombaközösségek sokféleségét befolyásoló erdőgazdálkodási gyakorlatok hatásait foglalja össze. A nagygombák erdőgazdálkodási szempontból fontos funkcionális csoportjainak (a fán élők, a mikorrhizaképzők és az avarbontók) ismertetése után számba vesszük azok erdei életközösségekben betöltött ökológiai szerepeit. Külön részletezve a hazai nagygombaközösségek számára előnyös és hátrányos következményeiket, kitérünk a hagyományos (vágásos) erdőgazdálkodási gyakorlat során előnyben részesített fafajok, faállomány-szerkezetek, a hátrahagyott holtfakészlet, a kitermelt faanyag közelítési, előkészítési és mozgatási módjainak, illetve az erdészeti beavatkozások időpontjainak, valamint térbeli és időbeli kiterjedtségének hatásaira. Olyan alternatív, a gombaközösségek és a különböző, hagyományos erdőgazdálkodási üzemmódok szempontjából egyaránt felvázolt gazdálkodási lehetőségeket is bemutatunk, amik a természetes bolygatási rendszert tükrözik, de a gyakorlatban is könnyen kivitelezhetők, és elősegítik az erdei nagygombaközösségek sokféleségének hatékony, tartamos védelmét.

Kulcsszavak: avarbontó gombák, biodiverzitás, fán élő gombák, konzerváció, mikorrhizaképző gombák, természetközeli erdőgazdálkodás, vágásos erdőgazdálkodás

A nagygombák erdőgazdálkodási szempontból jelentős funkcionális csoportjai

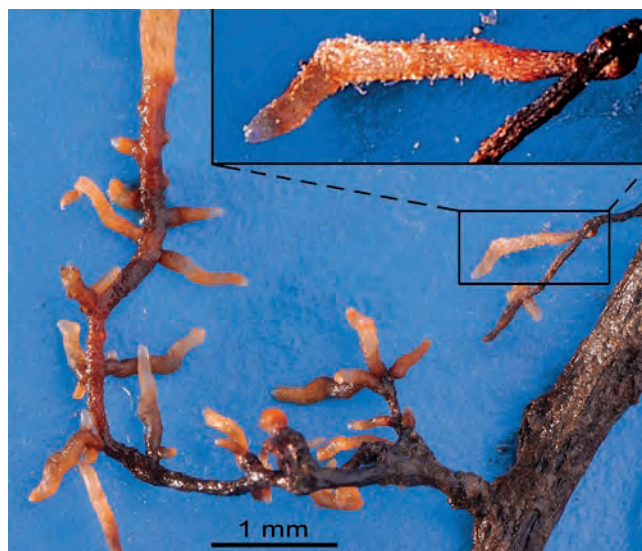
A nagygombák funkcionális csoportjainak egymáshoz viszonyított szerepe és környezeti igényei az erdei életközösségekben

Erdőgazdálkodási szempontból a nagygombák (a szabad szemmel látható méretű termőtestet képzők) három jelentős funkcionális csoportját különíthetjük el: a fán élőket (beleértve a parazitákat is), a mikorrhizaképzőket és az avarbontókat (WINTERHOFF 1992). Mindhárom csoport nélkülözhetetlen résztvevője az erdőkben lejátszódó ökológiai folyamatoknak.

A fán élő gombák a bioszférában csaknem egyedülálló faanyagbontó aktivitásuk révén meghatározó szerepet játszanak az erdei életközösségek dinamikájának és faállomány-szerkezetének állandóan változó állapotban tartásában, valamint a holt faanyag lebontásának megkezdésével más holtfához kötődő szervezetek élőhelyének (vagy szubsztrátumának) kialakításában (STOKLAND és mtsai 2012).

A feltalajt és az avart gombafonalakkal (hifákkal) behálózó, de egyszerre a növények gyökércsúcaiban

tápanyagátadó felszín (1. ábra) is kialakító mikorrhizaképző gombák a talaj humuszanyagában és a végső korhadási fázisú, holt faanyagban lévő tápanyagok, valamint a víz növényi felvételének megsegítésén ke-



1. ábra. A lucfenyő mikorrhizált gyökércsúcai. A megvastagodott gyökércsúcsok narancssárgás gombaköpennyel borítottak. A ki-nagyított gyökércsúcs köpenyének felszínén látható fehéres, szá-las kinövések a preparálás során elszakadozott ún. „kiágazó hifák” csonkjai, melyek a gombatelepet kötik össze a köpennyel (fotó: Kutszegi Gergely)

1. táblázat. Az erdei nagygombák fő funkcionális csoportjainak faji összetételét jelentősen befolyásoló környezeti tényezők fentről lefelé csökkenő fontossági sorrendben. A sorrendet a megjelent kapcsolódó publikációk száma alapján határoztuk meg. A felsorolt környezeti tényezők és azok sorrendje nagymértékben eltérhet a különböző élőhelyek között [Kutszegi és mtsai (2015) nyomán]

Fán élők	Avarbontók	Mikorrhizaképzők
A holt faanyag területre vetített térfogata	az avar mennyisége	a talaj nitrogéntartalma (rendszerint negatív kapcsolat)
A holtfaobjektumok átmérője	az avar pH-értéke	a talaj pH-értéke
A holt faanyag korhadtsági foka (kora)	a talaj foszfortartalma	a növénypartnerek közösségének faji összetétele
A holt faanyag faji minősége	fafajösszetétel	a talaj hőmérséklete és nedvességtartalma
A holt faanyag szerkezeti komplexitása	a talaj hőmérséklete	az évszakok (gyakran csak a hónapok) váltakozása
A holt faanyag időben és térben való folyamatos elérhetősége		potenciális növénypartnerek egyedei között fellépő terjedési korlátok
A holt faanyag belső hőmérséklete és nedvességtartalma		az egyes mikorrhizaképző gombafajok közötti verseny a szabad gyökérfelületekért
A holt faanyag pH-értéke		a gyökérfelületeken történő gombakolonizáció időpontja a vegetációs időszak folyamán
Interakciók más (holt)fában élő szervezetekkel		
Szubsztrátumorientált szervezetek	szubsztrátumorientált szervezetek	gazdanövény- és szubsztrátumorientált szervezetek
A holt növényi anyagokat bontó enzimeik határfoka és sokfélesége relatíve a legmagasabb.	A holt növényi anyagokat bontó enzimeik határfoka és sokfélesége relatíve közepes.	A holt növényi anyagokat bontó enzimeik határfoka és sokfélesége relatíve a legalacsonyabb.

resztül állnak pozitív kapcsolatban az erdei növényekkel. Utóbbi tápanyagok rendszerint az élő növények számára felvehetetlen biopolimerek, melyek fungális lebontásából nitrogén, foszfor, kén, valamint nyomelemek kerülhetnek át a gombapartnerből a növénypartnerbe. A mikorrhizaképző gombák számára a termőtestképzés, vagyis az ivaros szaporodás képessége függ a növénypartnertől származó fotoszintetikumok felvételétől (SMITH és READ 2008). Ezen szimbiotikus (évmilliókon keresztül tökéletesedett, egymás melletti fejlődésen átesett) kapcsolat mind a növény-, mind a gombapartner számára kölcsönösen előnyös. Hazánk valamennyi fásszárú növényfaja jobban fejlődik valamilyen mikorrhizás kapcsolatban sőt, a Pinaceae növénycsalád fajai természetes versenyfeltételek között egyáltalán nem életképesek gombapartner nélkül. Az egyes mikorrhizaképző gombafajok egybefüggő micéliumának (hifáik összességének) mérete a talajban a néhány négyzetcentiméterestől (pl. a *Laccaria* fajoké, FIORE-DONNO és MARTIN 2001) a néhány négyzetméteresre át (pl. *Suillus*, *Russula* fajok, BONELLO és mtsai 1998) egészen a több négyzetkilométert meghaladóig (pl. bizonyos *Suillus*, *Cortinari* és *Xerocomus* fajok, DOUHAN és mtsai 2011) is változhat. Ekkora telepméretre és a talajban rendszerint nagymértékben összefonódó gyökerek mellett gyakran előfordul, hogy egyazon gombatelepre több növénypartner faegyed

gyökércsúcsai is csatlakoznak. Ekkor a faegyedek a közös gombapartnerük micéliumhálózatán keresztül – passzívan, koncentráció-kiegyenlítődéssel – tápanyagokat, vizet, hormonokat (COURTY és mtsai 2010), de akár olyan növényi génkifejeződést kiváltó jelmolekulákat is cserélhetnek egymással, amik a szomszédos, esetlegesen rovarrágott, vagy patogén gombák fertőzéseinek áldozatul esett faegyedek jelenlétéről informálják a még egészséges faegyedeket (SONG és mtsai 2010). Ezen az úgynevezett közös micéliumhálózaton keresztül érkező jelmolekulák segítségével az egészséges faegyedek még rovar-, vagy gombatámadás előtt, a megfelelő ellenvegyületek termelésének előre történő megkezdésével elő tudják készíteni a természetes védekező rendszereiket. Ezáltal a mikorrhizaképző gombák egyfajta „szuperorganizmussá” kapcsolják össze az erdei életközösség mikorrhizaképző növényeit (SIMARD és mtsai 2012).

Az avarbontó gombák micéliuma főleg az avartakaró alsó, tömörödött rétegében található; hifáik többnyire kevésbé hatolnak le a feltalajba, mint a mikorrhizaképzőkéi, így az avartakaró és a feltalaj nyújtotta élőhelyet bizonyos mértékben felosztják egymás között. Az avarbontók cellulóz- és ligninbontó képessége jóval felülmúlja az inkább biotrófoknak (más élő szervezetből táplálkozóknak) mondható mikorrhizaképzők szaprotróf (lebontó) aktivitását, ezért a

kevésbé korhadt holt faanyagok kivételével minden más növényi és egyéb szerves hulladékot főleg ezek a szervezetek bontanak le, készítenek elő a mikorrhizaképző gombák számára (TALBOT és mtsai 2013).

Az egyes gombafajok különböző mikroélethelyek specialistái. Ez azt jelenti, hogy a közvetlen környezetük (pl. a talajparaméterek vagy a faanyag kémiai összetételének) akár néhány centiméteres vagy méteres térléptékben történő, kismértékű megváltozásával is elveszhetnek az egyes gombafajok számára optimális életfeltételek. Ezért a gombaközösségek akkor funkcionálnak megfelelően, akkor képesek benépesíteni a források elérhetősége szempontjából rendszerint nagymértékben mozaikos élőhelyeket, ha fajszámuk magas (BODDY és mtsai 2008). Pontosán a természetes gombaközösségek ezen eredendően magas fajdiverzitása (hazánkból eddig kb. 4000 nagygombafaj ismert; közöletlen adat) az egyik oka annak, hogy az ország különböző területein fellelhető, csaknem azonos fajösszetételű, gazdasági hasznosítás alatt álló erdők (pl. tölgyesek, bükkösök, fenyvesek szintjén tárgyalva őket) gyakran nagymértékben eltérő gombaközösségeket tartanak fent. Számos gombafajról elmondható ugyan, hogy főleg bizonyos erdőtársulásokhoz kötődnek, de a társuláskötő növényfajok szempontjából jól körülhatárolható fajösszetételű, az adott élőhelyre karakteresen jellemző gombaközösségeket eddig nem sikerült kimutatni. A különböző gombafajok leggyakrabban egyes fafajokat (esetleg lágyszárúakat) vagy a fák magasabb szintű taxonjait (pl. nyitvatermőket, zárvatermőket) követnek, nem bizonyos növénytársulásokat.

Az erdei nagygombák egyes funkcionális csoportjainak fajösszetételét az adott növénytársulásokban domináns fafaj(ok) mellett számos olyan környezeti tényező is befolyásolja (pl. mikroklímatis, talaj- és avarparaméterek), amelyek erősen korrelálnak különböző faállomány-jellemzőkkel. Ezen környezeti tényezők gombaközösségekre gyakorolt relatív fontosságáról világszerte sok publikáció látott már napvilágot [a hazai erdőkből egy-egy áttekintő dolgozatot KUTSZEGI és mtsai (2015), valamint SILLER (2004) tettek közzé], de eredményeikben különösen a mikorrhizaképző gombák tekintetében nincs erős konszenzus. A szóban forgó környezeti tényezők relatív fontossága ugyanis változik a vizsgált térlépték függvényében (LILLESKOV és PARRENT 2007), valamint környezeti gradiensek mentén, mint a tengerszint feletti magasság (GÓMEZ-HERNÁNDEZ és mtsai 2012) vagy a csapadékmennyiség (SALERNI és mtsai 2002). Mindemellett a kapcsolódó vizsgálatok eredményeit nagymértékben torzíthatja a tanulmányozott élőhely edafikus heterogenitása (egyedi környezeti adottságai), illetve a helyszínen aktuálisan limitáló környezeti tényezők (MCMULLAN-FISHER 2008). A nagygombák jelen munkában tárgyalt funkcionális csoportjainak faji összetételét befolyásoló (leggyakrabban kimutatott) környezeti faktorokat az 1. táblázat foglalja össze.

A fán élő (lignikol) gombák funkcionális csoportjai

A faanyagban élő gombák döntő többsége egész életciklusa során képes bontani a faanyagot felépítő strukturális elemeket (pl. a cellulózt és a lignint). Ezen utóbbi fajokat a lignikolokon belül xilofágoknak nevezik. A xilofág fajok szűkebb értelemben úgynevezett obligát szaprotrófok (elhalt szerves anyagok lebontásán kívül másra, pl. parazitizmusra genetikailag képtelenek), melyek közös jellemzője, hogy nem képesek áttörni a gazdanövény védelmi rendszerét (ZMITROVICH és mtsai 2015). Az obligát szaprotróf életmódú fajok mellett azonban számos növényparazitizmusra is képes funkcionális csoport is elkülöníthető. Ilyenek pl. a lentebb tárgyalt fakultatív nekrotrófok és az obligát nekrotrófok.

A kambiumbontók (a fakultatív nekrotrófok, „latent invaders”) funkcionális csoportjába olyan taxonok tartoznak, amelyek ugyancsak a faanyagban élnek, de életciklusuk kezdetén még nem bontják a még élő, ereje teljében lévő fa strukturális elemeit, hanem biotróf parazita módon (a tápanyagok élő szervezetből történő elszívásával) annak funkcionáló sejtjeiből vonják el a szerves anyagokat (BODDY és mtsai 2008). Az ilyen életmenet-stratégiát követő gombafajokról még keveset tudunk, de gyanítható, hogy ezen fajok micéliuma az élő fa életciklusának döntő hányadában, látens módon már jelen van a fa testében. A fa öregedését követően ezek a fajok valódi parazita életmódra váltva képesek a faegyed gyors leengülését, illetve részleges vagy teljes pusztulását okozni. A faegyed pusztulása után pedig ezek a fajok az elsők, amelyek (ilyenkor szaprotróf életmódra váltva) megkezdik a fa strukturális elemeinek lebontását. A kapcsolódó taxonok kizárólag az aszkuszos gombák közül (pl. a *Biscogniauxia*, a *Diaporthe*, a *Diatrype*, a *Hypoxylon* és a *Nectria* nemzetségből) kerülnek ki (ZMITROVICH és mtsai 2015).

Az élő faanyagban élnek úgynevezett obligát nekrotróf életmódú gombafajok is, melyek az aszkuszos gombák anamorf, azaz ivaros (termőtestképző) alakot sosem képző fajok nemzetségei (pl. a *Camarosporium*, a *Cytospora* és a *Phoma*) közé tartoznak. Ezek a fajok egyáltalán nem képesek az elhalt faanyag bontására, kizárólag az élő sejtekből vonnak el tápanyagokat (ZMITROVICH és mtsai 2015).

Erdészeti szempontból külön megemlítendő a *Steureum* és a *Chondrostereum* bazídiumos nagygombanemzetségek fajainak életmódja. Ezek az erdőgazdálkodással érintett erdőkben különösen elterjedt fajok (pl. a *Ch. purpureum*, és a *S. hirsutum*) (2. ábra) életciklusuk döntő hányadát, noha obligát szaprotrófként töltik, de ezek aktív micéliumát is kimutatták már élő fák hajtásaiból (azok kambiumából), ahol kifejezetten parazita életmódot folytattak (SCHWARZE és mtsai 2000).

Faanyagbontó képességeiknek megfelelően az obligát szaprotróf nagygombákat korábban két külön



2. ábra. A *Stereum hirsutum* gombafaj termőteste főleg a fa halálakor még működő évgyűrűk, illetve a kambium környékén jelennek meg (fotó: Papp Viktor)



3. ábra. A *Fistulina hepatica* termőteste (fotó: Kutszegi Gergely)



4. ábra. A fehérkorhasztó gombák által bontott faanyag megjelenése (fotó: Kutszegi Gergely)



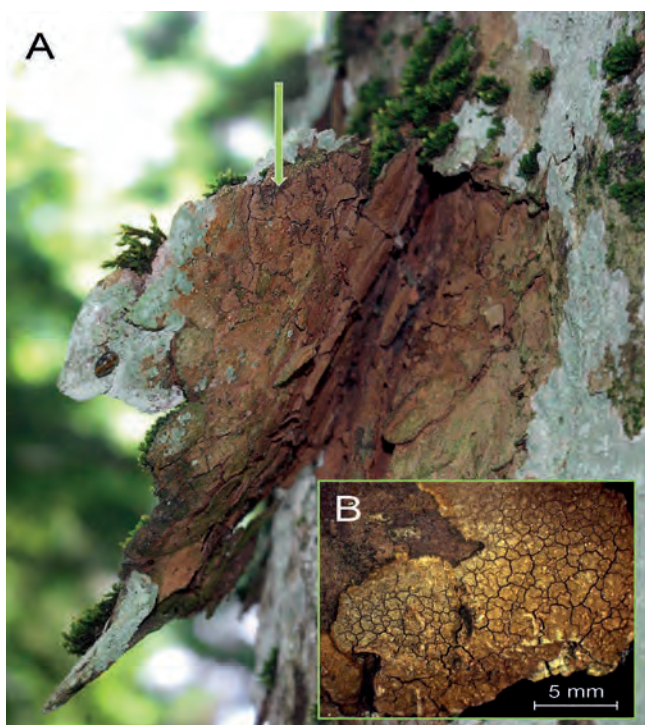
5. ábra. A (vörös-) barnakorhasztó gombák bontotta faanyag megjelenése (fotó: Kutszegi Gergely)



6. ábra. Az *Armillaria mellea* rhizomorfái (fotó: Papp Viktor)



7. ábra. A *Ganoderma cupreolaccatum* termőteste (fotó: Papp Viktor)



8. ábra. A *Hymenochaete carpatica* kéreglakó gombafaj öreg hegyi juharok leváló kéregdarabjai alatt fejleszteti termőtesteit (A); a *Hymenochaete carpatica* kinagyított termőteste (B) (fotó: Papp Viktor)



9. ábra. A *Herichium coralloides* termőteste (fotó: Papp Viktor)

csoportban, fehér-, illetve barnakorhasztóként (vöröskorhasztóként) tárgyalták (BALDRIAN és VALÁŠKOVÁ 2008). Egyes xilofág gombafajok genomjának és enzimmészletének vizsgálata alapján viszont az újabb eredmények arra engednek következtetni, hogy ez a hagyományos felosztás nem alkalmazható bizonyos fán élő gombafajokra, így a faanyagokon csupán bevonatként (reszupinátus formában) megjelenő *Botryobasidium botryosum*, *Cylindrobasidium torrendii*, vagy a *Jaapia argillacea* fajra, illetve a *Fistulina hepatica* (3. ábra) és *Schizophyllum commune* fajra sem (FLOUDAS és mtsai 2015). Ezen taxonok korhasztási módjai eltérnek a szűkebb értelemben vett fehér- vagy barnakorhasztás fogalmától, ezért a faanyagok korhadási útjainak kategorizálását napjainkban újra kell gondolni (RILEY és mtsai 2014). A régi felosztás azonban a gyakorlatban még mindig jól alkalmazható, ezért érdemes ennek alapján bemutatnunk a kapcsolódó gombafajok kisebb funkcionális csoportjait.

Fehérkorhasztásról akkor beszélünk, amikor a gomba enzimszisztémájával képes a cellulóz és a lignin lebontására is. Az obligát szaprotróf nagygombák fajainak túlnyomó többsége fehérkorhasztó. A leggyakoribb fehérkorhasztó fajok nemzetségei pl.: *Antrodiella*, *Armillaria*, *Bjerkandera*, *Crepidotus*, *Daedaleopsis*, *Galerina*, *Hypholoma*, *Inonotus* s.l., *Junghuhnia*, *Mycena*, *Phellinus* s.l., *Phlebia*, *Pholiota*, *Pleurotus*, *Pluteus*, *Polyporus*, *Schizophora*, *Skeletocutis*, *Steccherinum*, *Trametes*, *Trichaptum*, *Xylaria*. A szóban forgó fajok korhasztása végén visszamaradt anyag a fehéres színű, homogén, puha és enyhén rostos szerkezetű hemicellulóz (4. ábra). Ezekkel ellentétben a (vörös-) barnakorhasztás során elsősorban a cellulóz bomlik le, így a visszamaradó anyag a kockákra felhasadozó szerkezetű, vöröses-barnás árnyalatú lignin (5. ábra) (STOKLAND és mtsai 2012). A leggyakoribb barnakorhasztó taxonok: *Antrodia* spp., *Coprinellus micaceus*, *Daedalea quercina*, *Fomitopsis pinicola*, *Laetiporus sulphureus*, *Phaeolus schweinitzii*, *Piptoporus betulinus*, *Plicaturopsis crispa*, *Postia* spp., *Pseudomerulius aureus*, *Sparassis crispa*, *Tapinella* spp. (KNUDSEN és VESTERHOLT 2012, RYVARDEN és GILBERTSON 1993, 1994).

A nagygombák között viszonylag kevés olyan lignikol gombafaj található, amik nekrotróf életmódot folytatnak. Utóbbiak közül kerülnek ki a fenyőfélék legjelentősebbeknek tartott tőkorhasztó, gyökérparazita gombái, pl. a *Heterobasidion annosum* s.l. fajkomplexumba tartozó taxonok. A kalapos (agarikoid) gombák között is előfordulnak olyan nemzetségek, amelyek már az élő fákat is képesek megtámadni, legyengíteni, majd elpusztítani, végül szaprotrófként tovább élni a holt faanyagokban. Egyes *Armillaria* fajok (pl. az *A. mellea*) is agresszív gyökérparaziták, melyek gyakran a fakéreg alatt felhatolnak a törzs alsó, legértékesebb részébe is. Jelenlétük a rájuk jellemző vastag rhizomorfa (micéliumstrángok) alapján, termőtesteik hiányában is jól észlelhető (6. ábra).

Ezek az olykor jelentős anyagi károkat okozó gombák főként az egykorú, elegyetlen erdőkben jelennek meg tömegesen. A jellemzően élő fákat preferáló fán élő nagygombák között azonban számos olyan taxon is ismert, amelyek kifejezetten ritkának mondhatók (pl. *Climacodon septentrionalis*, *Ganoderma cupreolaccatum* (7. ábra), *Hapalopilus croceus*, *Laricifomes officinalis*) (DAHLBERG és CRONEBORG 2003, PAPP és SZABÓ 2013). Ritkaságuk vélhetően azzal magyarázható, hogy ezek többnyire olyan öreg, nagyméretű, élő fákhöz kötődnek, amelyek rendszerint hiányoznak a faanyagtermelést szolgáló erdőkből.

Öregebb faegyedeket követnek a kéreglakó, úgynevezett kortikol gombák [pl. az *Aleurocystidiellum disciforme*, a *Dendrothele* spp., a *Hymenochaete carpatica* (8. ábra) és a *H. ulmicola*] is. Ezek a sokszor csak egy-egy fajhoz kötődő gombafajok az olykor erősen felrepedező, vagy barázdált fakéreg a környezethez képest gyakran párásabb mikroklimatikus adottságait használják ki. A fa elhalt, lepergő kérgét bontják; a fa szállítóelemeit és ezzel együtt magát a fát nem károsítják (PAPP 2013).

Az obligát szaprotróf nagygombák közül számos taxon (pl. *Aurantioporus alborubescens*, *Ceriporiopsis gilvescens*, *Hericium coralloides* (9. ábra), *Ischnoderma resinosum* (10. ábra), *Lentinellus vulpinus*, *Spongipellis delectans*, *Tricholomopsis rutilans*) jellemzően csak a nagyobb méretű, vastagabb holt faanyagon jelenik meg (HEILMANN-CLAUSEN és CHRISTENSEN 2005, HEILMANN-CLAUSEN és mtsai 2014, SILLER 2004). Ezek a fajok a hazai, gazdálkodással érintett erdőkből, alkalmas szubsztrátum híján, csak ritkábban fordulnak elő. A hazai gazdasági erdőkre többnyire a vékony ($d < 10$ cm) holt faanyag dominanciája jellemző, melynek lebontására szintén specializálódtak nagygombataxonok: pl. a *Peniophora quercina*, a *Radulomyces molaris*, vagy a *Vuilleminia comedens* (BREITENBACH és KRÄNZLIN 1986).

Specialista obligát szaprotróf gombafajokat nemcsak a holtfa vastagsága, hanem annak korhadtsági foka szerint is elkülöníthetünk. Egyes fajok [pl. *Catrinella olivacea*, *Flammulaster limulatus*, *Pluteus umbrosus* (11. ábra)] kifejezetten a végső korhadási állapotban lévő faanyagokat preferálják (HEILMANN-CLAUSEN és CHRISTENSEN 2003, SILLER 2004), míg mások (a fajok túlnyomó többsége) a tápanyagdúsabb, kevésbé korhadtt fadarabokat részesítik előnyben (ABREGO és SALCEDO 2013).

Fontos a holt faanyag faji minősége is. Noha az obligát szaprotróf gombafajok többsége inkább generalista, vagyis különösebben nem válogat a gazdafajok között (pl. *Galerina marginata*, *Gymnopilus penetrans*, *Hypholoma fasciculare*, *Pholiota gummosa*, *Pluteus cervinus*, *Postia stiptica*, *Psathyrella piluliformis*, *Schizopora paradoxa* s.l.). Mások csak nyitvatermőkön (pl. *Calocera viscosa*, *Galerina sideroides*, *Gymnopilus sapineus*, *Hypholoma capnoides*, *Pholiota spumosa*, *Pseudohydnum gelatinosum*,



10. ábra. Az *Ischnoderma resinosum* fiatal termőtestei (fotó: Kutszegi Gergely)



11. ábra. A *Pluteus umbrosus* termőteste (fotó: Kutszegi Gergely)



12. ábra. A *Hymenochaete rubiginosa* termőtestei tölgyfajok gesztrészén fejlődnek (fotó: Papp Viktor)

Skeletocutis carneogrisea, *Tapinella atrotomentosa*), vagy csak zárwatermőkön (pl. *Antrodiella faginea*, *Auricularia auricula-judae*, *Bjerkandera adusta*, *Cerrena unicolor*, *Crepidotus applanatus*, *Hapalopilus nidulans*, *Lenzites betulina*, *Panellus stipticus*, *Pleurotus pulmonarius*, *Trametes gibbosa*) nőnek (FOLCZ és PAPP 2014). Ugyanakkor akadnak olyan gombafajok is, amelyek kifejezetten bizonyos fafajokat követnek. Utóbbiak közé tartoznak a hazai tölgyesekben, pl. a tölgyek gesztjét bontó egyik leggyakoribb obligát szaprotróf nagygomba, a *Hymenochaete rubiginosa* (12. ábra), vagy a *Daedalea quercina*, illetve a *Xylobolus frustulatus* faj is (PAPP 2011).

A mikorrhizaképző gombák funkcionális csoportjai erdei ökoszisztémákban

Az erdők faegyedeinek gyökérfelszínén megfigyelhető rendkívül fajgazdag mikorrhizaközösségek részét képező egyes gombafajok és kisebb funkcionális csoportok ökológiai szerepéről még kevés terepi méréseken alapuló tudásunk van, azonban főleg termőtest alapú (nem molekuláris szinten vizsgálódó) megfigyelések alapján elkülöníthetők vélhetően hasonló funkciókat betöltő gombataxonok. Nehéz pontos következtetéseket levonni, mert akár egyetlen faegyed is (a mikrogombákat is beleértve) egyszerre több száz mikorrhizaképző gombafajjal élhet együtt, és gyökérfelszínének mindössze egy négyzetcentiméterén is mikorrhizaképző gombafajok tucatjainak biztosíthat tápanyagátadó felületet (BAHRAM és mtsai 2011). Egy paradoxon, miszerint egy ilyen nagymértékben fajgazdag gombaközösség a mérsékelt égövi erdőalkotó fák relatíve alacsony fajszerű közösségén miként képes stabilan megélni (TEDERSON és mtsai 2014).

A termőtestek terepi megfigyelései alapján elkülöníthetünk a fafajok bizonyos csoportjaihoz kötődő mikorrhizaképző nagygombanemzetségeket. Ilyenek például a kizárólag fenyőféléket követő *Chroogomphus*, *Gomphidius* és *Suillus* fajok, vagy a legtöbbször lombos fafajokkal kapcsolatban álló *Leccinum* tinóruk. A legnagyobb fajszerű mikorrhizaképző nagygombanemzetségek (*Amanita*, *Boletus*, *Cantharellus*, *Cortinarius*, *Craterellus*, *Hebeloma*, *Hydnum*, *Hygrophorus*, *Inocybe*, *Laccaria*, *Lactarius*, *Paxillus*, *Russula*, *Tricholoma*, *Tuber*, *Xerocomus*) gazdaspektruma azonban ennél rendszerint szélesebb. A felsorolt nemzetségekbe tartozó gombafajok közül számos (specialista) faj csak egy-egy fafajhoz kötődik ugyan, míg mások több gazdafajot preferálóknak, vagy kifejezetten generalistáknak (a fapartnerek között egyáltalán nem válogatóknak) mondhatók. Ezen gombafajokról pl. KNUDSEN és VESTERHOLT (2012) munkája ad jelenleg naprakész, részletes áttekintést.

Az elegyetlen erdők fiatalabb (kb. 30 év alatti) és idősebb (kb. 80 év feletti) állományainak rendszerint eltérő fajösszetételű mikorrhizaképzőgomba-közösségei vannak (TWIEG és mtsai 2007). Kimutatták,



13. ábra. A *Laccaria amethystina* termőtestei (fotó: Kutszegi Gergely)

hogy egy erdőállomány fejlődésének (szukcessziójának) korai szakaszaiban rendszerint a kisebb telep méreteket fejlesztő („alkalomnak élő”, ruderális, azaz inkább „r” életmenetstratégiát követő) fajok [pl. *Amanita excelsa*, *A. rubescens*, *Cortinarius delibutus*, *Laccaria amethystina* (13. ábra), *L. laccata*, *Lactarius subdulcis*, *Paxillus involutus*, *Russula cyanoxantha*, *R. nigricans*, *Scleroderma citrinum*, *Thelephora terrestris*, *Tricholoma ustale*, illetve számos *Hebeloma* és *Inocybe* faj] dominálnak a gyökerek felszínén, míg a fejlődés későbbi fázisaiban inkább a kiterjedtebb, többéves micéliumot fejlesztő, nagyobb versenyképességű (K-stratégista) fajok (pl. *Ramaria fennica*, *Suillus bovinus*, *Tricholoma saponaceum*, *Xerocomus chrysenteron*, valamint számos *Leccinum* és *Cortinarius* faj) uralkodnak (BONET és mtsai 2004, BUÉE és mtsai 2011, DOUHAN és mtsai 2011, KAŁUCKA 2009, SMITH és mtsai 2002, TWIEG és mtsai 2007). Ez a felosztás azonban erdőállományok szintjén gyakran nem állja meg a helyét, mert mindez akár egy faegyed fiatalabb (a tövétől távolabb eső) és öregebb (a tövéhez közelebb lévő) gyökérrészein fejlődő gyökércsúcsai között is megfigyelhető (EGGER 1995).

Általánosságban elmondható, hogy a mikorrhizaközösségek fajokban elszegényednek, illetve nagymértékben átrendeződnek, ha a talaj (legtöbbször antropogén hatásra, pl. trágyázásra vagy savas ülepedésre) tápanyagban feldúsul, azaz eutrofizálódik. Ez azért következik be, mert ha a növényeknek kellő mennyiségű, számukra is felvehető (nitrátok és foszfátok formájában jelenlevő) nitrogén és foszfor áll rendelkezésükre, akkor – legalábbis a zárwatermőknek – nem feltétlenül szükséges a többlet tápanyagot jelentő mikorrhizás kapcsolat fenntartása (TARVAINEN és mtsai 2003). Tápanyagdús környezetben a zárwatermő növények irányítottan le tudják építeni a meglévő mikorrhizás kapcsolataikat. Ennek megfelelően elkülöníthetők a tápanyag-feldúsulásra erősen negatívan reagáló nagygombafajok (pl. *Amanita excelsa*, *Chroogomphus rutilus*, *Scleroderma citrinum*,

Suillus variegatus, illetve számos *Cortinarius* és *Russula* nemzetségbeli, valamint minden Bankeraceae és Thelephoraceae családbeli faj), és többlettápanyagot (zavarást) tolerálók (pl. *Amanita rubescens*, *Lactarius quietus*, *Paxillus involutus*, *Pseudocraterellus undulatus*, *Russula nigricans*) (BUÉE és mtsai 2011, HROUDA 2005, KUTSZEGI és DIMA 2008, PÁL-FÁM 2001, SUZ és mtsai 2014, TARVAINEN és mtsai 2003).

Az avarbontó gombák funkcionális csoportjai

Az avarbontó (pontosabban talajlakó szaprotróf) nagygombák környezeti igényeiről és funkcionális csoportjairól kevesebbet tudunk, mint a fentebb részletezett fán élőkérről vagy a mikorrhizaképzőkérről. Mindemellett az avarbontó nagygombák csoportján belül is elkülöníthetők kifejezetten savanyú (főleg túlevelekből álló, pH < 5,0) (pl. *Agaricus essettei*, *Gymnopus dryophilus*), illetve bázikus (főleg lomblevelekből összetevődő, pH > 7,0) (pl. *Macrolepiota mastoidea*, illetve sok *Entoloma* faj) feltalajt és avartakarót előnyben részesítő taxonok (KNUDSEN és VESTERHOLT 2012).

Az erdőtalaj eutrofizációja a talajlakó szaprotróf nagygombafajok jelentős részére előnyösen hat [vö. KUTSZEGI és mtsai (2015) ennek ellentmondó eredményeivel], mert a kapcsolódó fajok nitrogén- és foszforigénye rendszerint magasabb a többi tárgyalt funkcionális csoport fajaiéhoz képest (TARVAINEN és mtsai 2003). Kifejezetten tápanyagdús talajt követő avarbontó nagygombafajok között említhető a *Clitocybe phaeophthalma*, a *C. nebularis*, a *Langermannia gigantea* és a *Lycoperdon molle* faj, valamint a nem fán élő tintagombafajok (*Coprinellus*, *Coprinopsis* és *Coprinus* nemzetségek) nagy része, illetve az *Entoloma*, a *Lepista* és a *Psathyrella* nemzetségbeli fajok zöme (KNUDSEN és VESTERHOLT 2012).

A fán élők mellett a talajlakó szaprotróf nagygombafajok között is akadnak olyanok (pl. *Clitocybula platyphylla*, *Coprinellus micaceus*, *Mutinus caninus*, *Peziza micropus*, *Phallus impudicus*), amelyek micéliumistrángokat (rhizomorfákat) képeznek a feltalajban és az avartakaró alsóbb rétegeiben. A micéliumistrángok gyors tápanyag- és vízszállításra alkalmas, párhuzamosan rendeződött gombafonalakból álló, csőszerű képződmények. A szóban forgó gombafajok ezeket a képleteket a feltalaj tápanyagdúsabb foltjai, vagy a korhadtabb holtfadarabok, mint egyes táplálékiszigetek között alakítják ki annak érdekében, hogy a belőlük mobilizált tápanyagokat hatékonyan és gyorsan (akár több mint 25 cm/óra sebességgel) szállíthassák a micéliumtelep bármely szegletébe. Az istrángképzők hozzájárulnak a legnagyobb kiterjedésű gombatelepeket az erdei talajban, melyek mérete meghaladhatja akár a négyzetkilométeres nagyságrendet is. Nagy kiterjedésük miatt lokális mechanikai bolygatásoknak (pl. disznótúrásnak), kiszáradásnak hatékonyabban állnak ellen, mint az istrángokat nem

képző gombafajok. Plasztikus istránghálózatokat hoznak létre, melyen keresztül gyakorlatilag újra felosztják az erdőtalaj tápanyagforrásait. A többi talajlakó szaprotróf gombafaj közül az istrángképző fajok rendelkeznek a legjobb versenyképességgel is (BODDY és mtsai 2009).

A jelenleg széles körben alkalmazott, hagyományos erdőgazdálkodási gyakorlat hatása a gombaközösségekre

Hazánkban még nem készült olyan átfogó vizsgálat, amelyben a (nagy)gombák közösségszerkezetére kifejtett hatások szempontjából hasonlították volna össze az egyes erdőgazdálkodási gyakorlatokat. Magyarország erdei nagygombáinak közösségszerkezetét meghatározó környezeti faktorokról eddig összesen két munka (KUTSZEGI és mtsai 2015, valamint SILLER 2004) született, de ezek közül is csak az első vizsgált olyan környezeti változókat, amelyek az emberi hatásokat is megpróbálták reprezentálni. KUTSZEGI és mtsai (2015) az Őrségi Nemzeti Park területén végzett munkájukban is csak a múltbéli tájhasználat hatásait (az erdők, a rétek, illetve a szántók 160 évvel ezelőtti arányát a mintaterületeik 300 m-es körzetében) tanulmányozták, de erős, szignifikáns ($p < 0,05$) összefüggéseket nem sikerült kimutatniuk. A hazai erdőgazdálkodási gyakorlat nagy- gombaközösségekre kifejtett hatásait csak hasonló (mérsékelt égövi lombhullató) erdőkben végzett, de külföldi vizsgálatok alapján, valamint az eddig közöletlen terepi tapasztalataink segítségével tudjuk az alábbi alfejezetekben jellemezni. Kapcsolódó témájú, célirányos kutatásokra a jövőben Magyarországon is nagy szükség lenne az erdei gombaközösségek szempontjából fenntartható erdőgazdálkodási gyakorlat hatékonyabb megtervezéséhez.

A hagyományos erdőgazdálkodás során előnyben részesített fajok hatásai a nagygombákra

A nagygombák mindhárom tárgyalt funkcionális csoportjának közösségszerkezetét közvetlen, vagy közvetett módon, de a mérsékelt égövben csaknem mindig az élőhelyen jelenlevő faj(ok) alapozzák meg (KUTSZEGI és mtsai 2015). Az erdőgazdálkodással érintett állományok fajösszetételét pedig döntően az erdőgazdálkodás befolyásolja, vagyis a gazdálkodás legalapvetőbb hatásai az erdei gombavilágra az általa előnyben részesített fajokon keresztül valósul meg.

Előnyös hatások. Már a természetes bolygatást legkevésbé tükröző, hagyományos (vágásos) erdőgazdálkodás során is főleg a termőhelynek megfelelő,

őshonos állományokat alkotó főfajok természetes, mageredetű felújítását és nevelését részesítik előnyben (FRANK és SZMORAD 2014), ami a hazai funga (gombavilág) szempontjából mindenképpen kedvező.

Hátrányos hatások. A magyarországi nagygombaközösségek sokféleségének megőrzése szempontjából a hazai erdőgazdálkodás egyik leghátrányosabb fajválasztása a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*). Különösen a síkvidéki területeken jellemző a nagy-kiterjedésű akácállományok létrehozása. Az akác egy Magyarországon inváziós, idegenhonos faj. Az akácok (és velük együtt az összes tájidegen fajból álló faállomány, pl. a hazánkban sokkal ritkábban előforduló, kizárólag nyugati ostorfából (*Celtis occidentalis*), vagy fekete dióból (*Juglans nigra*) álló faültvények nagygombaközösségei szerkezetükben teljesen eltérnek minden más hazai erdőtársulás nagygombaközösségétől (RUDOLF és PÁL-FÁM 2005). Ez mindenekelőtt abban nyilvánul meg, hogy mindhárom említett faj (elsősorban) arbuszkuláris típusú mikorrhizát (AM) hoz létre, vagyis a mikorrhizaparnereik kizárólag olyan mikrogombák (a Glomeromycota gombatorzs fajai), amik a mérsékelt égövön főleg lágyszárú növényekkel élnek együtt és sosem képeznek termőtestet (READ 1992). Őshonos fajaink túlnyomó többsége (kivéve az *Acer*, a *Fraxinus* és az *Ulmus* nemzetséget) azonban egy másik mikorrhizatípust (az ektomikorrhizát, EM) képvisel, amit főleg nagygombafajok hoznak létre. Máshogy megfogalmazva, olyan nagygombafajok, amelyek a fákkal mikorrhizát is képeznek csak alig, vagy egyáltalán nem fordulnak elő a szóban forgó idegenhonos fajajok monodomináns állományaiban (vö. BRATEK és mtsai 1996). Az akác mindemellett légköri nitrogént kötő baktériumokkal is együtt él, ami az állományaiban jelentős, sok éven át fennmaradó talajeutrofizációt okoz, megnehezítve számos EM-gomba túlélését és elősegítve a magas nitrogénigényű talajlakó szaprotróf gombafajok térhódítását az élőhelyen. Az akácok fán élő nagygombaközösségének sokfélesége is elmarad az őshonos fajajú erdők ugyanezen közösségének diverzitásától (RUDOLF és PÁL-FÁM 2005). Pontosan ezért olyan tartós, időtálló az akác faanyaga, mert Európában nagyon kevés olyan fán élő gombafaj van, ami ezen faj faanyagában is megtalálja életfeltételeit. Az akác elsődleges lebontó gombái eredetének helyén, Észak-Amerikában maradtak. Más telepített, ám szintén idegenhonos fajaink, pl. a vörös tölgy (*Quercus rubra*) vagy a fenyőfajok (pl. *Larix decidua*) EM-képzők, ezért a fentebbiekhez képest ennyire drasztikus torzulásokat nem hoznak létre a nagygombák alkotta mikorrhizaközösségekben. Ezek a fajajok ugyanakkor hozhatnak magukkal idegenhonos (nagy)gombapartnereket, melyek eltolhatják a meglévő mikorrhizaközösségen belüli tömegességi viszonyokat, vagy akár teljesen le is szoríthatnak bizonyos gombafajokat az aktív gyökércsúcsok felszínéről. Ezen gombafajok (és egyben növénypartner

fajajaik) hatása a hazai mikorrhizaközösségek belső tömegességi viszonyaira azonban szinte ismeretlen. A leggyakrabban ültetett nemesített fajaink (pl. a nemes nyárok, vagy a nemes füzek) valószínűleg nem tartanak fent gyökereik felszínén fajösszetételükben különösen eltérő gombaközösségeket a természetesen előforduló nyár- és fűzfajainkhoz képest. A gombapartnerek gazdaspecifikussága rendszerint bizonyos növényfajok felett, inkább növénynemzetségek, -családok, -törzsek szintjén nyilvánul meg, ám ebben a témában hazai célirányos kutatásokat még nem végeztek.

A hazai erdőgazdálkodási gyakorlat fajválasztásának egy másik negatív aspektusát adja az elegyesség gyakran tudatos visszaszorítása. Az elegyfajok hiánya a nagygombák mindhárom tárgyalt funkcionális csoportját hátrányosan befolyásolja, mert kevesebb növénypartner közül, vagy összetételét tekintve csak egysíkúbb tápanyagforrásokból (szubsztrátumokból) válogathatnak.

Őshonos fajajok dugványozásakor a fogadó élőhely szempontjából idegen mikorrhizapartner gombafajok is bekerülhetnek a helyi mikorrhizaközösségbe. Az idegen mikorrhizaképző gombák efféle behurcolásának hatásairól azonban jelenleg még kevés irodalom áll rendelkezésünkre. SIMARD (2009) kanadai duglászfenyvesekben azt találta, hogy a területen természetes úton, magról kelt csemeték kezdetben jobban épültek be a helyi közös micéliumhálózatba, mint a mikorrhizálatlanul, vagy a területre idegen mikorrhizapartnerrel ültetett csemeték. Utóbbiak kezdeti növekedése is lassúbb üteműnek adódott a természetes újalathoz képest; a legsikeresebb regenerációt a helyben csírázott magokból fejlődött csemetékkel lehetett elérni.

Kétszáz és hatszáz méteres tengerszint feletti magasságzónában a hazai, erdőgazdálkodással érintett erdőkben a tölgyek, de főleg a kocsánytalan tölgy elegyarányát rendszerint mesterségesen magasabban tartják a természetesnél. Ennek két hátrányos vonatkozása lehet a nagygombaközösségek számára: (1) a túl magas tölgyarány mellett csak túl alacsony lehet a gombaközösségek sokféleségét nagymértékben emelő elegyfajok aránya, illetve (2) a tölgyek őshonosak ugyan, de faanyaguk gesztrésze, annak magas lignintartalma miatt csupán néhány fán élő specialista gombafajnak [pl. *Hymenochaete rubiginosa* (12. ábra), *Fomitiporia robusta* (*Phellinus robustus*), *Xylobolus frustulatus*] ad otthont. Holt faanyaga térfogatának túlnyomó többségét pedig az akár évtizedekig is hátramaradó gesztrész teszi ki. Mindemellett megemlítené, hogy a tölgyek szijácsa (főleg a túlnyomórészt szijácsból álló, vékonyabb ágai) kifejezetten fajgazdag gombaközösséget tart el. Különösen a vágásos gazdálkodási módok véghasználatai után, kiváló újlási képességéből adódóan a gyertyán is képes csaknem monodomináns állományokat létrehozni. A Bükkben és az Aggteleki-karszt néhány részén ez a jelenség

kiválóan megfigyelhető. Mint ahogy általánosságban közel minden őshonos fafajunk egyeduralma, a gertyáné is csökkenti az élőhely fungájának sokféleségét.

A faanyagtermelés szempontjából kedvező faállomány-szerkezet hatásai a nagygombákra

Egy erdőállomány faállomány-szerkezete nagymértékben kihat a területen megtalálható mikroélőhelyek számára. A magasabb élőhelyi sokféleség általánosságban gazdagabb gombavilágnak is otthont ad (BODDY és mtsai 2008), de bizonyos gombacsoporthoz a hagyományos erdőgazdálkodási gyakorlat által előnyben részesített, homogén faállomány-szerkezet is előnyös lehet.

Előnyös hatások. A kifejezetten faanyagtermelést szolgáló, vágásos erdőkre jellemző egykorúság, a homogén faállomány-szerkezet, a magasán tartott záródás, a „hibátlan”, egyenes, hengeres, ágtiszta törzsű és szabályos lombkoronájú faegyedek nevelése, mindemellett az egy, vagy néhány fafajból álló, csökkent holtfa-készletű erdőállományok létesítése a nagygombák teljes közösségeinek szintjén egyértelműen kedvezőtlenül hatnak a gombák sokféleségére. Ez főleg az ilyen állományok alacsony szintű mozaikosságával és mikroélőhelyekben való szegénységével magyarázható. Ugyanakkor ezeket az állományokat olyan fiatal vagy középkorú, erejük teljében lévő faegyedek alkotják, amelyek bőségesen termelnek a területeken rendszerint hátra is maradó, vékonyabb (< 10 cm) átmérőjű, álló és fekvő, holtfadarabokat, valamint avart. Ezek a források (és térben egyenletes elérhetőségük) pedig a nagygombák számos kisebb funkcionális csoportját hatalmas előnyhöz juttatja.

Kellően csapadékos időjárást követően pontosan a fentebb részletezett szerkezetű, rendszerint fiatalabb (20–60 éves) erdőállományokban lehet a talajlakó (a mikorrhizaképző és az avarbontó) nagygombák szempontjából legnagyobb termőtest-termelési mértéket mérni (VOGT és mtsai 1992). Számos kiváló ehető,



14. ábra. A *Lactarius deliciosus* termőtestei (fotó: Kutszegi Gergely)

árusítható mikorrhizaképző gombafajunk [pl. *Boletus reticulatus*, *Craterellus cornucopioides*, *Lactarius deliciosus* (14. ábra)... stb.] kifejezetten az ilyen élőhelyeken terem gazdagon. A mikorrhizaközösségek fajdiverzitása is a hasonló korú állományokban a legmagasabb, mert ezeken a területeken az erdő szukcessziójának kezdetén nagy számban jellemző generalista gombafajok még meghatározó mértékben vannak jelen a később tömegessé váló gazdaspecifikus, K-stratégista fajokkal szemben (FRANKLAND 1992). A faállomány korának előrehaladásával az utóbbi fajok térhódítása miatt a mikorrhizaközösség rendszerint fajokban szegényebbé válik. A fiatal, homogén, vágásos erdőállományok egységesen vastag avarrétegét számos ehető, talajlakó szaprotróf nagygombafaj (pl. *Clitocybe nebularis*, *Lepista nuda*) is kifejezetten kedveli.

A vágásos erdők egységnyi területre eső magas törzsszáma miatt mindig bőségesen biztosítanak hullott gallyakat és ($d < 10$ cm) ágakat. Ez a szinte teljesen szijácsból álló holtfafrakció kb. méteres térléptékben mozaikos, a gyakori elágazásaik miatt tápanyagban rendszerint gazdag (a termőtestek gyakran az elágazások környékén jelennek meg) szubsztrátumot jelent a generalista fán élő nagygombafajok egy egész sorának (ABREGO és SALCEDO 2011). Ilyen gombafajok pl. a *Diatrype*, a *Junghuhnia*, a *Phellinus* s.l., a *Schizopora*, a *Skeletocutis* és a *Stereum* nemzetségbe tartozók, valamint a *Polyporus alveolaris*, a *P. arcularius*, illetve a *Schizophyllum commune*.

A faanyagtermelést szolgáló erdők ép, életerős egyedekből álló, homogén szerkezetű állománya gazdasági értelemben több szempontból is előnyös ugyan, de pontosan ezen homogén állományszerkezetük teszi ki őket a számukra legjelentősebb gombákkal kapcsolatos veszélynek, a növénypatogén mikrogombáknak. Egy homogén erdőállományban nincs részleges menedék az olyan növénypatogénnal szemben, mint a nyár-levélfekélyt (*Melampsora* spp.), a nyár-kéregfekélyt (*Cryptodiaporthe* spp.), a szilfavészt (*Ophiostoma* spp.), a szelídgesztenye kéregtrágyát (*Cryphonectria parasitica*) vagy a tölgyfalisztharmatot (*Microsphaera quercina*) okozó gombafajok.

Hátrányos hatások. A fejezet elején részletezett, faanyagtermelés szempontjából kedvező faállomány-szerkezet legnagyobb hátránya a nagygombák szempontjából is a fák koreloszlásában, az erdő szerkezetében és fafaj-összetételében megmutatkozó homogenitás, illetve a különböző mikroélőhelyek – természetes erdőkhöz viszonyított – túl alacsony száma.

Az alsó lombkoronaszintek (amik rendszerint elegyfajokból állnak) és a cserjeszint esetleges hiánya a humid (párás), erdei mikroklíma sérülésén keresztül fejti ki káros hatását a gombaközösségekre (JONES és mtsai 2003).

A faegyedek homogén koreloszlása (egységes mérete) a fán élő gombák szempontjából a rendszerint

hiányzó, vagy csökkent készletben elérhető vastagabb holtfadarabok miatt hátrányos. A nagyméretű, sérült faegyedek hiányával a vastag faanyagot kedvelő fán élő, és a gyengültségi (nekrótróf) parazita gombafajok maradhatnak szubsztrátum nélkül. Az egyenletes kor- és méreteloszlás nagy (több négyzetkilométeres) térléptékben negatívan hathat a mikorrhizaképző gombák közösségének sokféleségére is. Ez ennél a gombacsoportnál is különösen akkor következik be, amikor a teljes faállomány fiatal (kevesebb, mint kb. 20 éves) egyedekből áll és egyáltalán nincsenek a közelükben (kb. 10–20 m-es sugarú körön belül) idősebb (azonos fajú), meghagyott faegyedek. Ennek magyarázata, hogy a mikorrhizaközösségekben vannak inkább fiatal vagy öregebb faegyedeket (gyökérrészeket) preferáló gombafajok (TWIEG és mtsai 2007). A szóban forgó szituációban az idősebb faegyedeket követő gombafajoknak pedig nincs refúgiumuk a túléléshez. Mire a fiatal állomány felnő, és ezzel új lehetőségek nyílnának az öregebb faegyedeket követő gombafajok számára, utóbbiak már korábban eltűnhetnek az élőhelyről, rekolonizációjuk pedig csak távolabbi területekről történhet meg.

Fokozatos felújítógázások során a végvágást megelőzően kialakuló állományra jellemző a ritkán álló, idősebb faegyedek megléte. Ekkor a talajszintre is bőségesen lejutó fény, fejlett újulati szint kialakulását teszi lehetővé, mielőtt az anyaállomány utolsó, idős faegyedek is kitermelnék. Ebben az állapotban a cserjeszintben megerősödhetnek a szederfajok (pl. *Rubus fruticosus* agg., *Rubus caesius*), amelyek arbuskuláris (AM) mikorrhizát képző gombafajokkal élnek együtt (CARREÓN-ABUD és mtsai 2007). Erre az állapokra remek példa napjainkban a Szentendre 57/F (a Pilisben) és a Tarnaszentmária 5/A (a Mátrában) erdőrészletek faállománya. A szederfajok nagymértékű elszaporodásával lecsökken az idős fákkal és az azok újulatával kapcsolatban álló, ektomikorrhizaképző (EM) gombák mennyisége a talajban, mert az élőhelyük beszűkül. Ez nemcsak az EM-gombák közösségét szegényíti el, hanem elérhető, alkalmas gombapertnerek szempontjából megnehezíti az újulat megerősödését is (SIMARD 2009). Végül, amikor az öreg faegyedeket is kitermelik, megszűnik az EM-gombák utolsó menedéke is a területen, és csak azok a mikorrhizaképző nagygombafajok maradnak életben, amelyek képesek a facsemetékkel is EM-kapcsolatot létrehozni.

A faanyagtermelésre rendeltetett erdőállományokban – gazdasági szempontból – kizárólag a mageregetű faegyedek az igazán kívánatosak. A korábbi faállomány felnőtt tuskósarjait rendszerint eltávolítják, mert ezen faegyedek gesztrésze (a tövüknél sokszor hiányos floém- és szíjácsköpenyük miatt) gyakran már fiatalabb korban elkezd korhadni kiváló élőhelyet biztosítva az egészséges, sérülésmentes faegyedekre nem veszélyes nekrotróf parazita gombáknak. A tuskósarjak eltávolítása csökkenti a fán élő gombák

közösségének sokféleségét. Számos faj esetében a sarjzatot (a tuskósarjak megtartását) jogszabály is tiltja [153/2009. (XI. 13.) FVM-rendelet 28§ (3)].

A homogén faállomány-szerkezet a mikorrhizaközösségek szerkezeti sokféleségét is csökkenti. BEILER és mtsai (2010) Kanadában megfigyelték, hogy a faegyedek között létrejövő közös micéliumhálózatban vannak központi szerepet betöltő, úgynevezett elosztó faegyedek (hub trees). Ezek rendszerint a nagyobb méretű, életerős, nagy kereskedelmi értékű fák. Az elosztó faegyedek képesek a legnagyobb (ozmotikus, vagy a transpirációjukból eredő) szívóerőt kifejteni a közös micéliumhálózatra, a legtöbb gombákon keresztül létrejövő növény-növény kapcsolat is hozzájuk fut be, ezáltal központi szerepet játszanak a tápanyagok felosztásában, valamint az árnyékban várakozó (nem feltétlenül azonos fajú) újulat mikorrhizahálózaton keresztüli táplálásában. Az újulat által felvett tápanyagok és víz teljes mennyiségének 0–9,5%-a érkezik a közös micéliumhálózatban keresztül (SIMARD és mtsai 2012).

A gazdasági erdőkben hátrahagyott holtfakészlet csökkent mennyiségének és minőségének következményei a nagygombák számára

Egy erdei életközösségben a holt faanyag áll potenciális szubsztrátumként a legnagyobb mennyiségben a gombák rendelkezésére. A fán élők számára a kevésbé korhadt faanyag fontos, a talajlakó szaprotrófok (az avarbontók) a tápanyagokban már szegényebb, korhadtabb darabokat részesítik előnyben, míg a mikorrhizaképzők az erdőtalaj nedvesebb részei mellett a már teljesen morzsalékos állagú korhadékban találják meg alkalmas szubsztrátumukat és környezeti feltételeiket. A hagyományos erdőgazdálkodási gyakorlatok céltudatosan – sokszor tévesen az erdő egészségi állapotát védve, vagy egyszerűen csak az azzal a szándékkal, hogy minden valamire használható, megtermelt faanyagot felhasználjanak – csökkentik az élőhelyeken térben és időben elérhető holtfa mennyiségét. A hagyományos erdőgazdálkodási gyakorlat, noha általánosságban negatívan hat az erdők holtfakészletére és az arra épülő életközösségekre, mégis származhat belőle néhány közvetett előny a nagygombák bizonyos kisebb funkcionális csoportjai számára.

Előnyös hatások. Általánosságban elmondható, hogy ha egy élőhelyről az ott élő szervezetek által megtermelt szerves anyagokból (rendszeresen) elszállítunk, az szinte semmilyen közvetlen szempontból nem lehet előnyös az adott élőhely számára, mert egy természetes életközösségben sohasem keletkezik fel nem használandó melléktermék, szűkebb értelemben vett „szemét” a szerves anyagokból. A természetes életközösségekben minden élőlény elhullajtott szerves anyagaina ráépül egy-egy másik faj anyagcseréje és élettevékenysége, így tartva önfenntartó,

végtelen körforgásban a globális tápanyagáramlási ciklusokat. Ezen ciklusok sebessége ugyanakkor időben nem állandó, vagyis kialakulhatnak bennük olyan helyzetek, amikor egy külső zavarás lehetőségeket nyitva a rendszerben éppen előnytelen szituációban lévő szervezeteknek, meggyorsítja a körfolyamatokat. Jelen munkához kapcsolódóan pl. egy fiatal erdőállomány tisztítása vagy gyérítése, azaz némi idő előtt keletkező holtfa biztosítása a rendszerben segíti a nagygombák mindhárom tárgyalt funkcionális csoportját. Ám ez a közvetett előny is csak akkor működik, ha a beavatkozás során keletkezett holtfa legalább egy része az élőhelyen marad. Ugyanakkor a gazdasági erdőkben számos tuskó is található, melyek nagyszámú obligát szaprotróf gombafaj mellett a kifejezetten eltemetett holtfaanyagot előnyben részesítő gombafajoknak (pl. *Coprinellus micaceus*, *Gymnopus fusipes*, *Hydropus subalpinus*, *Hymenopellis radicata*, *Tricholomopsis rutilans*, *Hypholoma* spp.) is bőséges, az erdő szinte minden pontján hozzáférhető szubsztrátumot biztosítanak.

Hátrányos hatások. A vágásos gazdálkodás alatt álló erdőkben a nagygombák szempontjából egyik legjelentősebb antropogén eredetű problémát a holtfakészlet szándékos mennyiségi és minőségi csökkentése, illetve alacsony szinten való tartása jelenti. A gombák elsősorban lebontó szervezetek, vagyis a mikorrhizaképzők és a biotróf paraziták kivételével (utóbbiak csak részben) teljes mértékben az elhalt szerves anyagok jelenlétére vannak utalva. Az elhalt szerves anyagok túlnyomó többségét pedig a holtfa teszi ki egy erdei ökoszisztémában. A holtfa mint élőhely szándékos csökkentése (a vastagabb darabok kihordása, a vékonyabbak helyszíni elégetése) legtöbbször azon tévhit miatt valósul meg, miszerint a holtfában olyan gombák élnek, amik veszélyt jelentenek az egészséges, élő faegyedekre. A holtfában élő gombafajok többsége azonban nem rendelkezik pa-



15. ábra. A *Fomes fomentarius* többéves termőteste (fotó: Papp Viktor)

razita, az élő szervezetek védekező rendszerét áttörni képes tulajdonságokkal. Utóbbira kizárólag azok a gyengültségi (nekrotróf) parazita fajok alkalmasak, amelyek valamilyen sérülésen keresztül meg tudják fertőzni az egészséges faegyedeket, több éven át annak élő részeiből el tudnak vonni tápanyagokat, majd idővel micéliumukkal a fa testét teljesen átszőve, el tudják azt ölni, végül szaprotróf életmódra áttérve az elpusztult fa anyagait tovább tudják bontani. A leggyakoribb ilyen nagygombataxonok pl. a *Diatrype disciformis*, az *Exidia glandulosa*, a *Fomes fomentarius* (15. ábra), a *Fomitopsis pinicola*, a *Ganoderma applanatum*, a *Hypoxylon fragiforme*, a *Neobulgaria pura*, a *Schizophyllum commune* és az *Armillaria* fajok (HEILMANN-CLAUSEN 2001, SILLER 2004). Ezen fajok miatt azonban kár a holtfaanyag mennyiségét csökkenteni az erdőkben, mert ez a beavatkozás az egész erdei életközösség számára többet árt, mint használ. Ezen fajok túlélőképessége ugyanis (részben biotróf aktivitásuk miatt) meglehetősen magas, így ha egy darab holtfát sem hagyunk az erdőben, ezek az élő fáknak akkor is megtalálják az életfeltételeiket (BAUM és mtsai 2003).

A hagyományosan kezelt erdőkben hátramaradó kevés holtfa jórészt csak vékony ($d < 10$ cm) ágakból, gallyakból áll. A vastagabb holtfadarabok rendszerint hiányoznak. Magyarországon eddig nagyon kevés olyan munkát tettek közzé, amikben számszerűen ismertették volna a gazdasági erdők holtfa viszonyait. ÓDOR és mtsai (2014) a mátrai (a Kékes és a Csörgő-völgy) erdőrezervátumokban átlagosan fellelhető hektáronkénti holtfatérfogat ($80 \text{ m}^3/\text{ha}$) kb. egynegyedét mérték a Mátra gazdasági erdeiben. A főleg gazdasági erdőkben magas térfogatarányú vékony ágak faanyagában magas az ág elhalásakor még aktív szállítóelemek aránya, ami számos generalista, fán élő gombafajnak ad megfelelő, tápanyagdús, könnyen bontható szubsztrátumot (ABREGO és SALCEDO 2011). A vastagabb ($d > 10$ cm) holtfadarabokat, azok jelentős méretű gesztrészét is preferáló gombafajok [pl. *Ceriporiopsis gilvescens*, *Fomes fomentarius* (6. ábra), *Hericium coralloides* (9. ábra), *Ischnoderma resinatum* (10. ábra), *Polyporus squamosus*, *Trametopsis cervina*, *Tricholomopsis rutilans*, illetve sok *Hypholoma*, *Pleurotus* és *Pluteus* faj] sokszor hiányoznak, vagy csak kevesen vannak a (fiatalabb) gazdasági erdőkben (HEILMANN-CLAUSEN és mtsai 2014, SILLER 2004). Számos Európa-szerte vörös listás, vagy hazánkban vörös listára javasolt fán élő nagygombafaj is a csökkent mennyiségben fellelhető, vastag faanyaghoz kötődik (HEILMANN-CLAUSEN és CHRISTENSEN 2003, RIMÓCZI és mtsai 1999).

BÖLÖNI és ÓDOR (2014) mérései szerint a gazdasági erdőkben főleg a tövön száradt álló (alászorult), vékonyabb faegyedek és a tuskók adják a teljes holtfatérfogat döntő hányadát. Pontosan ez a holtfafrakció az, ami a legkevesebb fán élő gombafajnak biztosít megfelelő élőhelyet (HEILMANN-CLAUSEN 2003).

Az alászorult, tövön száradt fának kidőlésük után megnő és kiegyenlítettébbé válik a víztartalmuk. Ezt a nedves talajhoz való közelebb kerülésük idézi elő, ami ideálisabb élőhelyekké teszi őket a fán élő gombák számára. Emellett a gazdálkodás alatt álló erdőkben gyakran csak a tuskók jelentenek alkalmas szubsztrátumot az igazán vastag ($d > 30$ cm) holfanyagot preferáló gombák számára. Számukra a tuskók azonban nem ideális élőhelyek, mert a tuskóknak rendszerint kisebb a nedvességtartalmuk, mint az ugyanakkora átmérőjű, fekvő fatörzseknek. Ráadásul a tuskók térfogatának döntő hányada a talajfelszín alatt található, ahol kisebb a faanyagbontó enzimek működéséhez nélkülözhetetlen oxigén koncentrációja is (STOKLAND 2012).

A faanyagtermelést szolgáló erdőkben rendszerint kevesebb a korhadtabb állapotú holt faanyag, mint az erdőrezervátumokban. A korhadtabb (a már teljes vastagságában megpuhult) faanyag jóval kevesebb tápanyagot tartalmaz a fa korai (még kemény, kéreggel részben vagy teljesen borított állapotú) korhadási fázisaihoz képest, ezért a fán élő gombák számára jelenlétük már kevésbé fontos (pl. SILLER 2004). A korhadtabb fadarabok kiegyenlített belső nedvességtartalma, hőmérséklete és a gombafonalak számára már könnyebben feltárható, puha, üregekkel teli (ezért oxigéndús) faanyaga miatt a talajlakó gombák részére különösen aszályos, vagy nagyon hideg időben jelentenek kiváló menedéket és tápanyagforrást (FUKASAWA 2012, WALKER és mtsai 2012).

Különösen a síkvidéki területeken jellemző az erdőállományok véghasználata után a kivágott fák tuskóinak maradéktalan eltávolítása, majd az ezt követő teljes talaj-előkészítés. Ez a különben meglehetősen költséges eljárás súlyosan károsítja az erdőlakó gombák összes funkcionális csoportjának sokféleségét, lerontja a talajszerkezetet és kiirtja az előző társulás csaknem minden olyan biológiai hagyatékát (a mikorrhizaképző gombák talajpropagulumait is beleértve), amikből az új faállomány erőteljesebben, gyorsabban fejlődhetne.

Az erdőkben gyakran túl erős vadhatás is megfigyelhető. A nagygombák szempontjából főleg a túl nagy egyedszámú vaddisznó-populáció táplálékkereső magatartása jelent problémát. Amellett, hogy hullatékukon számos trágyalakó mikrogombafaj él, részben a feltalaj túrásával és a közepesnél jobban elkorhadott faanyagok elaprózásával állnak kapcsolatban a nagygombaközösségekkel. Előbbi tevékenységük nagyban károsítja a gombatelepeket, míg a faanyag elaprózásának hatásait nehezebb jellemezni. Az elaprózódás előnyös is lehet, mert annak során több olyan táplálékziget is kialakulhat, amelyeken kevésbé érvényesül az interspecifikus verseny a fán élő gombafajok között. Ugyanakkor a túl apró, egymástól távol eső darabokban már lehetetlenné válik a fán élők túlélése; ezek a darabok (a vaddisznó által meggyorsított úton) a talajlakó gombákéi lesznek.

A kitermelt faanyag előkészítési és mozgatási módjainak hatásai a nagygombákra

A gombaközösségek sokféleségére nemcsak a csökkent holtfaészlet hátrahagyása, hanem az élő fák kitermelésével járó (talaj-)zavarás is jelentős hatással van. Amíg a kisebb kiterjedésű, vagy kisebb erősségű, rendszerint természetes eredetű behatások (a szűkebb értelemben vett bolygatások) kifejezetten növelik az életközösségek és az élőhelyek sokféleségét, addig a nagyobbak, kiterjedtebbek, vagyis azok, amelyek antropogén eredetűek és nem a természetes erdődinamikát tükrözik (nemcsak néhány faegyedet érintenek), hanem sokkal inkább természeti katasztrófákhoz hasonlítanak (egész erdőrészekre hatnak ki) súlyosan károsítják a terület biológiai sokféleségét. Utóbbi behatásokat ebben a fejezetben bolygatások helyett zavarásokként említjük. Sajnos a hagyományos erdőgazdálkodási gyakorlat kivitelezése napjainkban jobban hasonlít a természeti katasztrófák kiterjedt mértékű, negatív hatásaihoz, mintsem a természetes erdődinamika által biztosított élőhelyteremtő bolygatáshoz.

Előnyös hatások. Az élő fa ledöntése után megkezdődik a kereskedelmi szempontból értékes faanyag előkészítése az elszállításra. Ennek során a korona és a törzs vékonyabb oldalágait eltávolítják és gyakran a helyszínen is hagyják. Amennyiben nem rakják kupacba, vagy égetik el, ezek az ágak kiváló, térben csaknem egyenletesen, de mégis szigetszerűen hozzáférhető, számos, kellően nagytérfogatú szubsztrátumfoltot nyújtanak a fán élő gombák részére. Ugyanakkor néhány ritka, tűznyomon élő gombafajunk (pl. *Coltricia perennis*, *Faerberia carbonaria*, *Geopyxis carbonaria*, *Hebeloma birrus*, *Lyophyllum anthracophilum*, *Pholiotia highlandensis*, *Psathyrella pennata*, *Rhizina undulata*) számára előnyös lehet a gallyak helyszíni elégetése is (SILLER 2007). Az értékes fatörzseknek sok olyan elágazó (villás, göcsörtös) részét is időnként hátra szokták hagyni, amik még tűzifaként is nehezen kezelhetők. Ezen fadarabok pedig nagyszerű (az elágazásaik miatt különösen tápanyagdús) élőhelyeket biztosítanak a vastagabb faanyagot preferáló gombafajoknak. Az említett elemek leválasztásával a munkaterületen jelentős mennyiségű fűrészpor is keletkezik, ami még egyáltalán nem korhadott fa ugyan, de nagy összfelülete miatt oxigéndús, jól hozzáférhető tápanyagot jelent a faanyag bomlási szukcessziójának végén álló, talajlakó gombák számára is.

A fakitermeléssel járó munkák abban az esetben is jelenthetnek némi előnyt a gombák számára, amikor (különösen a ledöntött faanyag vonzóásával) helyenként óhatatlanul megsértik az élő fák kérgét. Ezek a sérülések (tükröfoltok) rendszerint a talajhoz közel eső gyökfőt érintik, ahol ezzel a nekrotróf parazita gombafajok számára tökéletes infekciós zónát biztosítanak.

Bárhogyan is közelítik meg a kitermelésre szánt faegyedeket, ehhez a hegyvidéki régiókban olyan

feltáróutakra van szükség, amelyeken biztosított az erőgépek és a teherautók haladása. Az utak mentén gyakran alakulnak ki olyan erősen kisavanyodott, mohos útpadkák, amik természetes úton csak ritkábban keletkeznek (pl. kifordult gyökértányérok), azonban a keletkezésük után bizonyos idő elteltével mégis előnyös élőhelyet jelentenek az extrém savanyú talajt kedvelő gombafajoknak.

Hátrányos hatások. Természetesen maga a tény, miszerint a fakitermelés során szerves anyagot (élőhelyet és szubsztrátumot) távolítunk el az erdőállományból úgy, hogy közben az erdőtalajt jelentősen zavarjuk, nem kedvez a gombáknak. Azonban a fakitermelés minden mozzanata közül a gombákra és egyben az egész talajéletre legkárosabb tevékenység a ledöntött faanyag (különösen koronájával együtt történő) vonszolása. Vonszolás során pontosan a micélium élőhelye, az avar és a feltalaj sérül jelentős mértékben.

Ugyancsak nem kedvez a nagygombaközösségek sokféleségének, ha az előkészítés során levágott, vékonyabb ágakat kupacba rakva hagyják a helyszínen. Tíz–húszt méterenként egy halomba rakva az ágakat ugyanis megint csak homogenitási problémával szembesülünk. Az egyes ágdarabok mint önálló táplálékfoltok kerülnek ilyenkor túl közel egymáshoz, korlátlan utat engedve az agresszívan terjedő, gyors korhadást okozó, nagy versenyképességű fán élő gombafajoknak (ezeknek a taxonoknak eddig csak angol nyelven született letisztult definíciójuk: combative invaders). Vékony gallyak esetében ilyenek pl. a gazdasági erdőben kifejezetten közönséges *Phlebia radiata*, *Ph. rufa*, *Steccherinum ochraceum*, illetve a *Stereum* nemzetségbe tartozó fajok (HEILMANN-CLAUSEN és mtsai 2014). Ezek mellett számos fán élő gombafaj nem tud igazán érvényesülni, de amennyiben a gallyak szétszórta maradnak, a kevésbé agresszív fán élőknek is lesz (részleges menedékekben található, térben elszórt) szubsztrátumuk. Megszokott gazdálkodási gyakorlat az is, amikor az előkészítés során levágott ágakat kifejezetten a bentmaradó tuskókra helyezik, hogy azok korhadását elősegítsék, vagy az esetlegesen előtörő tuskósarjakat visszafogják. Ez a hátrahagyott nagyobb holtfamenyiség szempontjából előnyösnek látszó beavatkozás azonban a friss faanyag lebomlását inkább hátráltatja, mint segíti. Ugyanis azok a gombafajok, amelyek elsősorban a vékonyabb ágakat bontják, nemigazán találják meg az életfeltételeiket a tuskókban, azaz a relatíve vastagabb, tápanyagokban szegényebb, félig eltemetett, ezért oxigénben is hiányos faanyagokban. A tuskó lebontásában a gallyakra specializálódott gombafajoknak nincs jelentős szerepük. Mindemellett a tuskókra halmozott gallyakat idővel az avar is belepíti, ami csak még inkább elzárja a korhadáshoz nélkülözhetetlen oxigént a tuskóban élő lignikol gombáktól, illetve megnehezíti ezen utóbbi fajok szélel terjedő spóráinak célba jutását is. Az avar-, vagy gallytakaró csak szárazabb élőhelyeken jelenthet előnyt a tuskó

gyorsabb lebomlása szempontjából. Az ilyen területeken is csak akkor, amikor a tuskó már eleve annyira korhadt állapotban van, hogy már inkább a párásabb környezetet igénylő, talajlakó gombák kolonizálják és nem a nagy oxigénigényű fán élők.

A fentebb említett, tűznyomon élő gombafajokat leszámítva, a gallyak helyszíni elégetése káros a gombák minden más funkcionális csoportjának szempontjából, mert megszünteti a szubsztrátumukat.

A faanyag mozgatására szolgáló nagyméretű erőgépek is jelentős károkat okoznak az avarban és a feltalajban. A gombák tekintetében az általuk okozott talajtömörödés jelenti a legnagyobb gondot, ami a talajszerkezet lerontásával beszűkíti az egészséges talajélet előfeltételeit, többek között az átjárhatóságot a légzési gázok és a víz számára. A növényi anyagok bontásához pedig különösen sok légköri oxigén kell (STOKLAND 2012).

A feltáróutak nagymértékben zavart, tömörödött talajterületein, a ráhullott gallyakon növekvő gombákat leszámítva, alig található nagygombák (termőtestek). Az utak (keréknyomok) talaja gyakorlatilag a nagygombák tekintetében szinte lakatlan. A nehéz gépekkel gyakrabban járt, a sekély talajban helyenként az alapkőzetig is lenyúló, mély keréknyomokat viselő útszakaszok akár ökológiai barrierként (gátként) is akadályozhatják a micélium vegetatív terjedését. A jól feltárt erdőterületek (pl. a Börzsöny, a Bükk és a Mátra) túl sűrű, számos alternatív útvonalat és levágót is (gyakran feleslegesen) biztosító feltáróút-hálózata rengeteg potenciális élőhelyet vesz el a talajlakó szervezetektől.

Az erdészeti beavatkozások időpontjainak hatásai a nagygombákra egy naptári év folyamán

Az erdőgazdálkodás által biztosított zavarások élőhelyekre gyakorolt hatásának erőssége attól is függ, hogy a beavatkozások egy naptári év folyamán mikor következnek be. A kiterjedtebb zavarásokat (pl. a gyérítéseket, bontásokat, véghasználatokat) célszerűbb a vegetációs időszakon kívül végezni, mert ekkor ezen beavatkozások élőhelyekre vetített káros hatásai kevésbé érvényesülnek.

Előnyös hatások. Ebben a témakörben nagyon kevés gombához kapcsolódó irodalom áll még rendelkezésünkre. Mindenesetre tény, hogy főleg késő ősz és télen (a vegetációs időszakon kívül) végzik az erdészeti beavatkozások (bontások, véghasználatok és a szálalás) zömét, ami különösen akkor teszi ki kisebb zavarásnak a talajlakó gombák micéliumát és kiterjedéseit, amikor a talaj fagyott állapotban van.

Hátrányos hatások. Minden olyan favágással járó erdészeti beavatkozás, amit a vegetációs időszakon belül, de főleg a tavasz (a lombfakadás), valamint a nyárutó és a kora őszi folyamán végeznek, különösen káros a nagygombákra. A mikorrhizaközösségek összetétele, szerkezete, belső dominanciaviszonyai minden év-

ben éppen a tavaszi lombfakadást követően alakul ki vagy esik át nagymértékű átrendeződésen (COURTY és mtsai 2008). A tél folyamán dormans (visszahúzó-dott, inaktív) állapotban lévő gombafajok ekkor újra aktívvá válnak és gyökérfelületeket foglalnak maguknak a télen dominánssá vált, télen is aktív fajok (pl. a *Cenococcum geophilum* mikrogomba) rovására. A mérsékelt égövön a nyárutó és a csapadékosabb, de még nem fagyos ősz, a talajlakó gombák számára az ivaros szaporodásról, azaz a termőtestképzésről szól. Az egyes nagygombafajok eltérő mértékben fektetnek energiát és felvett tápanyagokat az ivaros, illetve az ivartalan (a micélium vegetatív növekedésében megnyilvánuló) szaporodásukba. Azon nagygombafajok, amelyek inkább ivaroson (bazídió- vagy aszkospórákkal) szaporodnak, és egyéves telepeket képeznek a talajban (pl. *Laccaria amethystina* 13. ábra), jobban ki vannak téve az őszelel történő, a termőtesteket is érintő zavarásoknak (GHERBI és mtsai 1999).

Az erdészeti beavatkozások térbeli és időbeli kiterjedtségének hatásai a nagygombákra

A zavarások (az antropogén eredetű, negatív hatások) biológiai sokféleségre gyakorolt hatásainak erősségét a beavatkozások időtartama (tartamossága) és térbeli kiterjedtsége is befolyásolja. Minél nagyobb térléptékben és időben minél hosszabban éri jelentős zavarás az élőhelyet, az annál inkább el fog szegényedni a zavarás előttről származó biológiai hagyatékokban (ld. alább) és fajokban, melyek az ökoszisztéma önálló, emberi ráfordítást nem igénylő körfolyamatait egymásra épülő élettevékenységeikkel biztosítják.

Előnyös hatások. A hagyományos (vágásos) erdőgazdálkodás egyetlen kapcsolódó előnyös hatása a nagygombákra az, miszerint az egyes beavatkozások rendszerint többéves visszatérési idővel kerülnek teljesítésre. Vagyis az ilyen kezelésű erdőállományokban két beavatkozás (pl. gyérités) között hosszú, zavarás nélküli évek (évtizedek) is eltelhetnek. Ekkora időintervallum a gombák összes funkcionális csoportja számára elegendő ahhoz, hogy egy-egy nagyobb zavarás után valamilyen szinten regenerálódhasson. Öt–tíz év alatt akár említésre méltó mennyiségű új, hozzáférhető szubsztrátum (pl. holtfa) is keletkezhet az élőhelyen.

Hátrányos hatások. A vágásos erdőgazdálkodáshoz kapcsolódó beavatkozások (pl. elő- és véghasználatok) térbeli kiterjedtsége annál negatívabban hat a gombaközösségekre, mennél nagyobb egybefüggő területet érintenek azonos időben. Erre láthatunk egy nagyon szemléletes negatív példát a Zempléni-hegység déli részén, ahol olyan kiterjedt (gyakran hagyásfa nélküli) véghasználatok is megfigyelhetők, amelyek egyszerre több szomszédos erdőrészt is érintenek (lásd pl. napjainkban a Tállya 16/B, C; 17/A–C; 18/A–C, E; 19–21/A; 21/B; 24/B és 25/A–B összesen 16 db szomszédos erdőrészt több mint 160 hektárjának időben egymáshoz nagyon közeli véghasználatát).

A több tíz (száz) hektáros egymáshoz közel fekvő területek egy-két éven belül történő véghasználatra csupán kiterjedtségük miatt is nagyon károsak a nagygombák sokféleségére, mert ilyen esetekben az egyes természeti hagyatékok (az öreg faegyedek, a kevésbé, vagy a régebben zavart erdőrészek, illetve a nagyobb holtfadarabok), ahol a gombafajok túlélhetnek, térben túl távol kerülnek egymástól ahhoz, hogy a gombafajok belátható időn belül újra benépesíthessék a zavart területet. PEAY és mtsai (2010) a mikorrhizaképző gombák, SIITONEN (2001) pedig a fán élők tekintetében végeztek ilyen irányú vizsgálatokat.

Ugyancsak vágásos erdőkben realizálódik az az időbeliséget érintő probléma is, amelynek során a beavatkozások hatására, néhány nap alatt keletkező szubsztrátumok (pl. hátrahagyott gallyak, ágak és tuskók) csaknem azonos korhadási fázisban lépnek be a lebontó folyamatokba. Ebben az esetben egyrészt időben periodikussá válnak az elérhető tápanyagok, másrészt nem lesz elég nagy változatosság a fadarabok korhadtsági fokaiiban, ami közvetlenül hat ki a fán élő gombák közösség szerkezetére, de a korhadásuk előrehaladásával, idővel a talajlakó gombák közösségét is befolyásolják.

Egy természetes erdei életközösségben biológiai úton keletkeznek olyan átmeneti objektumok, mint pl. a fenyő- vagy a tölgyfajok lassan korhadó, vastag, késői korhadási fázisokig eljutott, fekvő törzsei, amelyek létrejöttéhez nagyon hosszú időre (akár 200–300 évre) is szükség lehet. Ez az idő a vágásos kezelés alatt álló erdőterületek vágásfordulójánál (80–100 évnél) többször hosszabb. Ezért, ha csak az ilyen objektumokat céltudatosan nem őrizzük meg, vagy segítjük elő a keletkezésüket, akkor a hagyományos erdőgazdálkodás során ezek sosem fognak létrejönni. Sok Európa-szerte vörös-listás, specialista (lignikol) gombafaj [pl. *Buglossoporus quercinus*, *Hericium cirrhatum*, *Pholiota squarrosoides*, *Pluteus umbrosus* (11. ábra)] kizárólag ilyen faanyagokon található meg (HEILMANN-CLAUSEN és CHRISTENSEN 2003, PAPP és DIMA 2014, SILLER 2004).

Az erdei nagygombaközösségek sokféleségét élettevékenységükkel nagymértékben elősegítő gombafajok

Időnként az intenzív gazdálkodással érintett erdőkben is megfigyelhetők olyan fán élő nagygombafajok, amelyek kulcsszerepet játszanak a természetes erdődinamikában. Ezeknek az alább felsorolt gombafajoknak kiemelkedő szerepük van a faállomány szerkezet és az erdei életközösségek (nemcsak a gombák) sokféleségének előmozdításában, fenntartásában és tartamos megőrzésében. Ezek a kulcsfajok a széles körben elterjedt törzskorhasztók közül kerülnek ki: pl. *Armillaria mellea*, *Fomes fomentarius* (15. ábra), *Fomitopsis pinicola*, *Ganoderma cupreolaccatum* (7. ábra), *Inonotus obliquus* (16. ábra), *Kretzschmaria*



16. ábra. Az *Inonotus obliquus* termőteste (fotó: Papp Viktor)



17. ábra. A törzskorhasztó *Meripilus giganteus* gombafaj fertőzése miatt kidőlt bükkfa (A); a *Meripilus giganteus* gombafaj termőestei (B) (fotó: Papp Viktor)



18. ábra. A *Pleurotus ostreatus* termőteste (fotó: Papp Viktor)



19. ábra. A *Xylaria polymorpha* termőteste (fotó: Papp Viktor)

deusta, *Meripilus giganteus* (17. ábra), *Pleurotus* spp. (18. ábra), *Polyporus squamosus*, *Xylaria polymorpha* (19. ábra) (HEILMANN-CLAUSEN és mtsai 2014 nyomán). Ezen gombafajokkal megfertőződött faegyedeket, egyfajta természetközeli erdőgazdálkodási fogásként, az intenzív gazdálkodással érintett erdőkben is célszerű lenne érintetlenül hagyni.

Természetes erdődinamikát tükröző gazdálkodási javaslatok a nagygombaközösségek sokféleségének megőrzésére

Az alábbi alfejezetekben tett erdőgazdálkodási javaslatokat praktikus okokból két megközelítési módot követve tárgyaljuk: egyrészt a nagygombák biológiai funkciói, másrészt különböző erdőgazdálkodási módok szerinti felosztásban. Mindkét megközelítés során igyekeztünk általánosan, különösebb ráfordítások nélkül alkalmazható, a nagygombák szempontjából csaknem minden hazai erdőtársulásban érvényes és hatékony kezelési lehetőségeket azok fontossági sorrendjének megfelelően (csökkenő sorrendben) feltüntetni. Külön soroltuk fel a többletmunka befektetésével járó, de a gombaközösségek sokféleségét nagymértékben megemelő erdészeti beavatkozásokat. Javaslatainkban a számszerűsített korlátozások meghatározása során a 124/2009. (IX.

24.) FVM-rendeletben rögzített értékeket minimumként vettük alapul.

Mindemellett megemlítendő, hogy az erdei (mikro-)élőhelyek jelentős mértékben egyedi környezeti mutatókkal rendelkeznek, vagyis a gombaközösségek védelmét célzó erdőgazdálkodási módok alkalmazása során akkor járunk el körültekintően, ha figyelembe vesszük a helyi környezeti adottságokat is. A gombákra (azok speciális mikroélőhelyekért folytatott állandó versengése miatt) különösen igaz, hogy gombabarátság erdőgazdálkodási gyakorlatok alkalmazása során nem az egyes gombafajok számtalan igényét kell figyelembe venni, hanem a gombák számára általánosan előnyös szubsztrátumok keletkezését kell tudatosan elősegíteni és fenntartani. Amennyiben egy gombafajnak hosszú távon térben és időben megfelelően hozzáférhető és elegendő holt növényi anyag és zárterdei mikroklíma áll rendelkezésére, egyáltalán nem szorul védelemre vagy külön törődésre. A fajokkal szemben az egyes mikroélőhelyek védelme kell, hogy legyen a fő cél. Ezen a ponton érdemes azt is megemlíteni, hogy napjaink erdőgazdálkodása erdőrészesítés szintjén (intenzíven kezelet területeken akár 10–40 hektáros térléptékekben) folytat egységes gazdálkodást. Napjainkban már megfigyelhető ugyan, hogy az erdőtervezők egyre kisebb (3–10 hektáros) erdőrészesítéseket jelölnek ki, ám a természetes bolygatási rezsimet még ennél is kisebb (pl. az állományra jellemző 2–3 fmagasságnyi átmérőjű körnek megfelelő) térléptékekben kellene utánozni. Vagyis erdőrészesítés szintjén teljes, folyamatos erdőborítás mellett, csak ekkora térléptékekben kellene területre egységes beavatkozásokat végezni (lásd erre példaként az Aggtelek 53/C, vagy a Háromhuta 59/C erdőrészesítéseket az Aggteleki-karszton, illetve a Zempléni-hegységben). Továbbá minden erdőrészesítés kezelésének megtervezésénél fontos lenne külön számba venni, hogy milyen biológiai hagyatékok (pl. természetes maradvány- vagy ahhoz közeli élőhelyfoltok, nagyobb holtfadarabok, egyedi formájú faegyedek, a talajban fellelhető talajkémiai, mikrobiológiai vagy fizikai mintázatok, feldúsult szerves anyagok), vagy természetesen előforduló életformák tevékenységéből levezethető egyéb struktúrák találhatóak meg az adott erdőterületen, mert ezek azok a megőrzendő, edafikus paraméterek, amik a helyi függő meghatározzák, megismételhetetlenné, egyedivé teszik (FRANK 2000).

Erdőgazdálkodási javaslatok a nagygombák biológiai funkciói szerinti megközelítésben

Az alábbi szempontok (1–6.) közül az első három kétséget kizáróan olyan környezeti (a gombák szubsztrátumának minőségéhez és mennyiségéhez kapcsolódó) változók hatásait foglalja magába, amelyek a természetben alapvetően határozzák meg a gombák túlélését egy élőhelyen. A további három pont már magából az erdőgazdálkodásból adódik ugyan, de

ezek is elsősorban olyan alapvető környezeti feltételek teljesülésére vezethetők vissza, mint a micélium mechanikai károsodásának elkerülése, illetve a gombák számára ideális élőhelyfoltok térben és időben egyaránt megfelelő biztosítása. Az itt tárgyalt szempontok sorszáma egyben azok fontossági sorrendjét is tükrözi a gombaközösségek fennmaradása szempontjából (az első szempont a legfontosabb).

1.) Fafajösszetétel

FÁN ÉLŐK

1. A termőhelynek megfelelő, őshonos fafajokból álló erdők előnyben részesítése;
 2. Az elegyesség élőhelyre jellemző, őshonos fafajokkal történő elősegítése és fenntartása;
 3. Az idegenhonos fafajokkal (különösen akáccal és helyenként *Pinus* fajokkal) történő kiterjedt síkvidéki erdősítések mérséklése.
- Célirányos kezelés: nem szükséges.

MIKORRHIZAKÉPZŐK

1. A termőhelynek megfelelő, természetes felújulásból származó, őshonos fafajok alkotta erdők előnyben részesítése;
 2. Az elegyesség területre jellemző, őshonos fafajokkal történő elősegítése és fenntartása;
 3. Az idegenhonos fafajokkal (különösen akáccal és helyenként *Pinus* fajokkal) történő kiterjedt síkvidéki erdősítések mérséklése;
 4. A természetes felújulásra képes állományok esetén a csemetekertből származó csemeték ültetésének mellőzése.
- Célirányos kezelés: nem szükséges.

TALAJLAKÓ SZAPROTRÓFOK

1. A termőhelynek megfelelő, őshonos fafajok alkotta állományok előnyben részesítése;
 2. Az elegyesség területre jellemző, őshonos fafajokkal történő elősegítése és fenntartása.
- Célirányos kezelés: nem szükséges.

2.) Faállomány-szerkezet

FÁN ÉLŐK

1. Erdőrészesítés szintjén a folyamatos erdőborítás (örökerdő) kialakítása, fenntartása, a folyamatoságot megtörő véghasználatok kerülése;
 2. Vágásos gazdálkodás esetén 30 m-enként egy-egy hagyásfa végleges megkímélése;
 3. A tuskósarj-eredetű, vagy sérült faegyedek (hektáronként legalább 20–30 db), valamint a böhöncök megkímélése.
- Célirányos kezelés: az állományok homogén jellegének megtörése (1–2 fmagasságnyi átmérőjű lécek (kb. 150–200 méterenkénti) nyitásával és a ledöntött faanyag részben (legalább léckenként 1-1 kevésbé értékes faegyed) helyszínen hagyásával; vágásos üzem-

mód esetén a véghasználati területeken hektáronként minimum 500, de maximum 1000 m²-en, az élőhelyre jellemző fajú faegyedekből álló sosem, vagy csak ötszörös vágásfordulót követően kitermelésre kerülő hagyásfa-csoportok (2–3 folt) meghagyása.

MIKORRHIZAKÉPZŐK

1. Erdőrészlet szintjén folyamatos erdőborítás fenntartása, a folyamatosságot megtörő véghasználatok kerülése, örökerdő létrehozása;
2. Vágásos gazdálkodás esetén 30 m-enként egy-egy hagyásfa végleges megkímélése;
3. A véghasználatok egész erdőrésztelre való kiterjedésének kerülése (az arbuszkuláris mikorrhizát képző szederfajoknak is előnyös fényviszonyok létrehozásának kerülése);
4. Az állományok homogén jellegének megtörése (kb. 150–200 méterenként, 1–2 famagasságnyi átmérőjű) lékek nyitásával;
5. Két–három hektáronként egy, kitermelésre sosem kerülő, egészséges, az élőhelyre jellemző fajú faegyed meghagyása (a már a helyszínen lévő böhöncök megkímélése);

Célirányos kezelés: vágásos üzemmód esetén a véghasználati területeken hektáronként 2–3, minimum 500, de maximum 1000 m²-en elterülő, az élőhelyre jellemző fajú faegyedekből álló, kitermelésre sosem, vagy csak ötszörös vágásfordulóval kerülő, 5–10 egyedből álló hagyásfa-csoport meghagyása.

TALAJLAKÓ SZAPROTRÓFOK

1. Erdőrészlet szintjén folyamatos erdőborítás fenntartása, a folyamatosságot megtörő véghasználatok kerülése, örökerdő létrehozása;
2. Az élőhelyen már eleve megtalálható holtfakészlet megkímélése;
3. Az állományok homogén jellegének megtörése (kb. 150–200 méterenként, 1–2 famagasságnyi átmérőjű) lékek nyitásával;
4. A cserjeszint védelme.

Célirányos kezelés: nem szükséges.

3.) Holtfakészlet

FÁN ÉLŐK

1. Az élőhelyen már eleve megtalálható holtfakészlet (különösen a nagyméretű darabok) megkímélése;
2. A ledöntött faanyag előkészítése során keletkező vastag ágvillák és a tüzelőként is nehezen kezelhető, göcsörtös törzsrészek hátrahagyása;
3. A hátrahagyott fekvő holtfa relatív térfogatarányának megnövelése a tövön száradt, vékony (mellmagassági törzsátmérő < 10 cm), alászorult faegyedek alkotta álló holtfakészlet rovására (gyérítések során a lábon álló száradék kb. kétharmadának ledöntése és hátrahagyása);
4. A tuskók megkímélése (a tuskózás és a teljes talaj-előkészítés kerülése);

5. A ledöntött faanyag előkészítése során keletkező gallyak és ágak kupacba rakásának mellőzése;

6. A vaddisznóállomány csökkentése (a holtfa állati eredetű, mechanikai elaprózásának csökkentése).

Célirányos kezelés: a 40 évnél fiatalabb, egykorú állományok gyérítése során keletkező ledöntött faanyag kb. 15 térfogatszázalékának helyszínen hagyása; két hektáronként egy állva hagyott, de meggyűrűzött (tövön szárított) faegyed létrehozása; 70 évnél idősebb állományokban a frissen kitermelt, de rosszabb minőségű rönkök egy részének (kb. 4–5 térfogatszázalékának) hátrahagyása; a kitermelendő, de töben már kikorhadt faegyedek 20–30 cm-el magasabban történő kivágása; hektáronként egy-egy (500–600 m²-ről összegyűjtött) kupacnyi, az előkészítés melléktermeként keletkezett gally helyszíni elégetése, elszene-sedett faanyag létrehozása és hátrahagyása.

MIKORRHIZAKÉPZŐK

1. Az előrehaladott korhadtsági állapotú holtfa megkímélése;
2. A tuskózás és a teljes talaj-előkészítés kerülése (a tuskók, de elsősorban a talaj megkímélése).

Célirányos kezelés: nem szükséges.

TALAJLAKÓ SZAPROTRÓFOK

1. Az előrehaladott korhadtsági állapotú holtfa megkímélése;
2. A hátrahagyott fekvő holtfa relatív térfogatának megnövelése a tövön száradt, vékony (mellmagassági törzsátmérő < 10 cm), alászorult faegyedek alkotta álló holtfakészlet rovására (gyérítések során a lábon álló száradék ledöntése és hátrahagyása);
3. A tuskók megkímélése.

Célirányos kezelés: a 40 évnél fiatalabb, egykorú állományok tisztítása során keletkező ledöntött faanyag kb. 15 térfogatszázalékának helyszínen hagyása.

4.) A ledöntött faanyag előkészítési és mozgatási módjai

FÁN ÉLŐK, MIKORRHIZAKÉPZŐK, TALAJLAKÓ SZAPROTRÓFOK

1. Kerülendő a ledöntött faanyag (különösen koronájával együtt történő) vonszolása (a késői korhadási fázisban lévő holtfadarabok és az egyedi mikroélőhelyek kiemelt védelme);
2. A faanyag mozgatására szolgáló nagyméretű erőgépek helyett minél kisebb gépek (pl. lánctalpas vasló) alkalmazása különösen az erdőrésztelen belül (a talajtömörödés és -erózió minimalizálása);
3. A ledöntött faanyag előkészítésének (választékolásának és darabolásának) helyszíni (tő melletti) elvégzése;
4. A feltáróút-hálózat alternatív útvonalai számának minimalizálása, a kevésbé szükséges levágó utak végleges felhagyása.

Célirányos kezelés: a ledöntött faanyag előkészítése során nagymennyiségben keletkező fűrészpor és

gallytörmelék nem taposott helyekre juttatása (eltávolítása az utakról).

5.) Az erdészeti beavatkozások időpontjai egy naptári év folyamán

FÁN ÉLŐK, MIKORRHIZAKÉPZŐK, TALAJLAKÓ SZAPROTRÓFOK

1. A fakitermeléssel is járó erdészeti beavatkozások vegetációs időszakon kívüli (kb. december 1. és március 1. között történő), lehetőleg fagyott talajviszonyok melletti teljesítése.

Célirányos kezelés: nem szükséges.

6.) Az erdészeti beavatkozások térbeli és időbeli kiterjedtsége

FÁN ÉLŐK, MIKORRHIZAKÉPZŐK, TALAJLAKÓ SZAPROTRÓFOK

1. Vágásos gazdálkodás során kerülendő a szomszédos erdőrészek 10–15 éven belül történő közös gyéritése, véghasználata;

2. Különösen az intenzíven kezelt (gyakran 10–40 hektárnál is nagyobb), de a kisebb erdőrészek területében is térben és időben egységesen folytatott kezelési gyakorlat kiterjedtségének lecsökkentése 1–2 famagasságnyi átmérőjű körnek megfelelő térléptékekre;

3. Vágásos erdőkben az olyan szubsztrátumok (mint pl. a vastag holtfa és az egyéb mikroélelőhelyek) létrejöttének és ezek diszperz téreloszlás szerinti hátrahagyásának megsegítése, amelyek keletkezése több vágásfordulónyi időt vesz igénybe.

Célirányos kezelés: szálaló, vagy faegyedek csoportszelekcióján alapuló erdőgazdálkodási módokra való végleges áttérés.

Gombaközösségek megőrzésére irányuló erdőgazdálkodási javaslatok üzemmódok szerinti megközelítésben

Az alábbi erdészeti beavatkozások és üzemmódok tekintetében felsorolt javaslatokat kizárólag olyan publikációk alapján tudtuk összegyűjteni (ezekből tüntettünk fel néhányat a fentebbi fejezetekben), amik eredetileg funkcionális (biológiai) szempontból vizsgálták a nagyombok környezeti igényeit. A hazai erdőtürelésekben még senki sem végzett célirányos, az egyes üzemmódok gombaközösségekre gyakorolt hatásainak különbségeit feltáró kutatásokat, ezért itt csak a fentebbi funkcionális megközelítésből logikailag levezethető, ám kevésbé részletekbe menő tételket tudunk felsorolni. Az egyes használati típusok sorszáma a növekvő sorrendnek megfelelően mutatja a gombok sokféleségének megőrzése és fenntartása szempontjából egyre ideálisabb üzemmódokat.

1.) Előhasználatok

1. Az elegység megőrzése és fenntartása;

a) a nehezen újuló, ritka elegyfajok (pl. *Sorbus*, *Ulmus* spp.) és a pionír fajok (pl. *Betula*, *Populus*, *Salix* spp.) egyedeinek megkímélése, amíg elegyarányuk külön-külön el nem éri a 2–3%-ot;

b) az idegenhonos, inváziós fa és cserjefajok (pl. bálványfa (*Ailanthus altissima*), gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), ostorfa, amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), zöld juhar (*Acer negundo*), illetve az akácültvényeken kívül az akác) visszaszorítása;

2. A gyéritendő állományok alacsony holtfakészletének megnövelése a száradék, illetve a kitermelt faanyag 10–15 térfogatszázalékának hátrahagyásával (kifejezetten előnyös, ha utóbbi a gyengébb minőségű törzsek helyszínen hagyásával valósul meg);

3. A hagyományos készletgondozó fahasználatok során a kitermelendő teljes fatömeg (20 éves állományban az egyedek maximum egynegyedének) inkább mozaikos términtázat szerinti, kisebb (20–30 m átmérőjű) lékekből történő kivétele, mint az erdőrészt teljes területéről egyenletes összegyűjtése (a lékekben nem feltétlenül mikrotarvágás alkalmazása; a lékek egy részében a faegyedek 20–50%-ának meghagyása);

4. A beavatkozások keltette talajzavarás minimalizálása. Célirányos kezelés: a száradék kétharmadának ledöntése és helyszínen hagyása; előhasználatokat igénylő üzemmódok felhagyása, áttérés szálalásra.

2.) Tarvágás

1. Minimum 50%-ban őshonos, területre jellemző fajokból álló erdőállományok esetén a tarvágásos üzemmód mielőbbi, végleges felhagyása [2009. évi XXXVII. törvény (Etv.) 10. §, (2) bekezdése ezt elő is írja]; áttérés szálaló, vagy faegyedek csoportszelekcióján alapuló erdőgazdálkodási módokra;

2. A tarvágás fentebbi pontban leírtak ellenére történő gyakorlása esetén kiemelt figyelem fordítása az erdőtalaj erózióvédelmére, illetve tömörödésének minimalizálására (a mélyforgatás és a tuskózás kerülése);

3. Amennyiben minimum 50%-ban őshonos, területre jellemző fajokból álló erdőtürelés letermelése történt tarvágással, és a tarvágás engedélyezésének oka ezzel nem áll ellentétben, a letermelt állomány biológiai hagyatékainak (pl. a gallytörmelék és a tuskók, de különösen a nagyobb, vagy korhadtabb holtfadarabok) megóvása.

Célirányos kezelés: nem szükséges.

3.) Fokozatos felújítóvágások

1. A fokozatos felújítóvágás időtartamának lehetőség szerint 3–30 évről minél hosszabbra (legalább 30–50 évre) történő elnyújtása (az újulat minél változatosabb koreloszlásának megalapozása);

2. A fokozatos felújítógátások beavatkozásai során keletkező tuskók, illetve a ledöntött faanyag kb. 5–10 térfogatszázalékának hátrahagyása minden beavatkozás után [kifejezetten előnyös, ha a hátrahagyandó faanyag a kereskedelemben kevésbé értékesnek számító törzsekből (törzsrészekből), vagy az előkészítés során keletkező változatos struktúrájú darabok helyszínen hagyásából adódik össze];

3. Az egyes beavatkozások kivitelezése minél több (30–50 év alatt legalább három, de maximum öt, egymástól időben távol eső) ütemben úgy, hogy térben és korban egyaránt mozaikos utódállomány jöjjön létre; az első bontógátás erélye legyen a későbbiekhez képest relatíve alacsony, érintse a törzsek 5–15%-át; ez még nem enged szabad utat a szeder- és a különböző, nem erdei lágyszárúfajok féktelen térhódításának, azonban a cserjeszintig lejutó fény mennyiségét emellett növeli meg, hogy a növekedésnek induló újulat számára ideális fajösszetételű, erdei mikorrhizaközösség is még bőven biztosított marad; a 10–15 év múlva bekövetkező második beavatkozás lehet erősebb, az eredeti állományt tekintve a tövek 20–40%-át érintő, míg a fennmaradó 1–3 visszatérés során azonos tőszámok (rendre 10–20%) kiemelése mellett a végül már maximum 90%-ban letermelt anyaállományból csak a már korábban kiválasztott, esetleg növőtértöbblettel is megsegített értékfák nem maradnak hátra (ezek kapjanak kb. 50%-os vágáskoremelést); ezen a ponton induljon a következő 80–100 éves vágásforduló, melynek csak a közepén kerüljenek a szóban forgó törzsek kivágásra azaz csak akkor, amikor ismét vannak már a területen 80 év körüli faegyedek;

4. A harmadik pontban leírt javaslat kivitelezése miatt megszorodó visszatérések okozta zavarás mérséklése az állományon belül minél kisebb erőgépek alkalmazásával (kivételes védelem fordítása a mikro-élőhelyekre és a nagyobb, korhadtabb, vagy az előző beavatkozás(ok) során hátrahagyott holtfadarabokra). Célrányos kezelés: áttérés száralásra; öthektáronként legalább egy, az élőhelyre jellemző fajú faegyed végleges megkímélése, annak természetes pusztulásával keletkező holtfa helyszínen hagyása.

4). Szálalógátások

1. A szálalógátás kivitelezésének 30–60 évről minél hosszabb (50–100 éves) időszakra nyújtása (a véghasználati területek létrejöttének térbeni és időbeni minimalizálása);

2. A beavatkozások során keletkező tuskók, illetve a ledöntött faanyag kb. 5–10 térfogatszázalékának tudatos hátrahagyása minden beavatkozás után (a kevésbé értékes törzsek, vagy az előkészítés során keletkező darabok helyszínen hagyásával);

3. A vágásérettséget (célátmérőt) elért faegyedek kitermelése 4–5 visszatérés során, egy alkalommal a törzsek 20–25%-át érintve, 3–6 egyedből álló csoportokban, térben (egymástól 20–50 méterre) és időben

(10–20 éves különbségekkel) mozaikosan (az újulat és egyben az idős faegyedek minél változatosabb kor-eloszlásának megalapozása);

4. A fentebbiek miatt megszorodó visszatérések okozta zavarás mérséklése (a mikro-élőhelyek és a holtfadarabok védelme, az állományon belül minél kisebb erőgépek alkalmazása).

Célrányos kezelés: áttérés száralásra; öthektáronként legalább egy, az élőhelyre jellemző fajú, uralkodó faegyed végleges megkímélése, annak természetes pusztulásával keletkező holtfa helyszínen hagyása.

5). Átalakító üzemmód

1. Az erdőtársulás élő- és holtfa-készletét jellemző szerkezeti és faji sokféleség előrelátóan megtervezett magasan tartása és a faanyagtermelés mellett egyenrangú célként való végleges beiktatása a mindenkori üzemterv szempontrendszerébe;

a) Közel állandó élőfa-készletű és növedékű, őshonos fafajokból álló örökzöldök létrejöttének elősegítése egy-egy elszórtan elhelyezkedő, nem feltétlenül vágáskorban lévő faegyed, vagy 3–5 törzset számláló facsoportok kitermelésével úgy, hogy térben mozaikos állomány jöjjön létre (a kitermelendő mennyiségért lásd a száralás tárgyalásánál az 1. pontot);

b) A vegyeskorúság (többszintesség) megalapozása 30–70 év leforgása alatt, 2–4 beavatkozás során azaz a céllal, hogy a lehető legtöbb természetesen létező korosztályt képviseljük a faegyedek (az átalakító üzemmód maximális hossza kb. 70 év legyen, melyet száralás kövessen);

c) Fiatal (20–50 éves) egykorú, vágásos állományok üzemmódváltásánál a faegyedek 20–25%-ának kiemelése az előhasználatoknál leírt részleteknek megfelelően; egy 20–25 éves beavatkozás nélküli időszak után áttérés száralásra;

d) Az idősebb (51–100 éves) erdőrészetek átalakításával járó állománymegbontás során gyakran a meg-növekedett fénymennyiségre törzsükön fattyúhajtásokat fejlesztő faegyedek és az újonnan feltörekvő tuskósarjak 10–20%-ának végleges megkímélése, az egész állomány területén egyenletes fellelhetőségük biztosítása (lentebb, a száralás 2/e javaslatában megjelölt, véglegesen megtartandó faegyedek egy része a jelenleg szóban forgó faegyedek közül kerülhet ki);

e) A fentebbi pontban megnevezett egykorú, idősebb állományokban, ahol a fák (sarjeredetük, vagy állomány szintű, egyéb sérüléseik miatt) számottevő értékvesztés nélkül nem bírják el a száralásra való áttéréssel járó, az egyedek egy jelentős részét mindenképpen érintő, legalább 50–100%-os vágáskoremelést, célszerűbb egy meggyorsított, kb. 40–50 évig tartó, de mozaikosan ható szálalógátás alkalmazása, mint egy maximum 30 év alatt teljesített, az egész erdőrésztetire homogéneen gyakorolt fokozatos felújítógátás;

f) Alább, a száralás 2/a és 2/b pontjában javasolt, holtfa-készletre vonatkozó javaslatok megfogadása;

g) A természetes felújulás elősegítése a mesterséges felújítás rovására a helyben csírázó csemeték fejlődésének megsegítésével; ennek kivitelezése történhet (1) a nagyvadállomány egyedszámának csökkentésével (részletesebben a száralás 3/b javaslatában), (2) a 2 m alatti magasságú faegyedekből nagyarányban álló meredek, vagy jelentős vadhatásnak kitett erdőterületek átmeneti elkerítésével, vagy (3) a néhány méter átmérőjű, de ígéretes újulatfoltok elbarikádolásával, amit az előkészítések során keletkező levágott lombkoronák terebélyesen hagyásával és megfelelő elhelyezéssel érhetünk el (terepi megfigyelések alapján);

2. A beavatkozások keltette antropogén eredetű zavarások minimalizálása;

a) A száraláshoz fűzött közelítési, faanyag-előkészítési és -mozgatási módokról szóló gondolatok (4. pont) betartása;

b) A túlnépesedett nagyvadállományok (az alábbi sorrendnek megfelelően: a vaddisznó, a muflon, az őz és a gímszarvas) jelentette legelési, magpredációs, taposási, illetve hullatékukkal talajeutrofizációt okozó nyomásának lecsökkentése az egyedszámok kb. megfelelésével;

Célirányos kezelés: a homogén állományszerkezet megtörése az állomány korától függetlenül hektáronként 5–10 db, az állományra jellemző mellmagassági törzsátmérők felső 25%-ába, valamint a főfafaj(ok)hoz tartozó faegyed ledöntésével és helyszínen hagyásával; mielőbbi áttérés száralásra.

6). Száralás

1. Az élőhelyre jellemző elegyesség fenntartása és elősegítése a terület növedékteljesítményétől függően kb. 5–10 évente, hektáronként 0–25 db elszórtan álló faegyed, vagy 3–5 db egymástól minimum 30 méterre eső területen, területenként maximum 3–5 db szomszédos (nem feltétlenül azonos korosztályba eső) faegyed szimultán kitermelésével;

a) A nehezen újuló, ritka elegyfafajok (pl. *Sorbus*, *Ulmus* spp.) egyedeinek végleges, természetes pusztulásukig tartó megkímélése; elegyarányaik fajonként maximum 2–3%-os fenntartása; a belőlük keletkező holtfa helyszínen hagyása;

b) Az idegenhonos, inváziós fa- és cserjefajok (pl. bálványfa, gyalogakác, ostorfa, akác, amerikai kőris, zöld juhar) visszaszorítása különösen sík- és dombvidéki területeken;

c) Az élőhelyre természetesen jellemző főfafajok számának maximalizálása, elegyarányaik 20–30% alá csökkenésének kerülése (pl. domb- és hegyvidéki cseres-tölgyes vagy gyertyános-tölgyes zónában a kocsánytalan tölgy és helyenként a gyertyán több mint 80–90%-os elegyarányának lecsökkentése a többi főfafaj javára);

2. Az erdőtársulás élő- és holtfaészletét jellemző szerkezeti sokféleség magasán tartása (a mikroélelők helyek számának maximalizálása);

a) A holtfaészlet gyarapítása 40–50 m³/ha-ra főleg a vastagabb (d > 20 cm) darabok relatív térfogatának megemelésével (ez a mennyiség az erdőrezervátumokban mérhető holtfaészlet kb. fele); a készletgyarapítás lehetőség szerint természetes úton elpusztult, letört, kidőlt faegyedek hátrahagyásával történjen;

b) A mindig helyszínen (az állományban) történő előkészítés során keletkező gallyak és a tüzelőnek is nehezen kezelhető, göcsörtös, bekorhadt ágrészek kupacba rakás nélküli hátrahagyása;

c) Az idős (a hagyományos üzemmódok vágásfordulójánál magasabb kort megélt, ám még mindig erejük teljében lévő, illetve az élettartamuk felső határában járó) egyedek korosztályának létrehozása és (10–15%-os elegyarány melletti) tervezett fenntartása;

d) Három-öt hektáronként a főfafaj egy uralkodó egyedének, majd idővel ugyanezen egyed holt faanyagának végleges megkímélése;

e) A főfafajhoz tartozó egyedi formájú (bármilyen módon sérült vagy rendellenes növekedésű) faegyedek (hektáronként minimum 1–2, de maximum 5 db) és idővel a belőlük keletkező holtfa megtartása;

3. Erdőrészlet szintjén örökérvényű fenntartása;

a) A talajszinten zárterdei mikroklíma biztosítása, leszámítva azokat a kb. 1–2 famagasságnyi átmérőjű körnek megfelelő területű (nem feltétlenül kör alakú) véghasználati részeket, amiket faegyedek csoport szelekciójával, célirányosan alakítunk ki (facsoportok szintjén is mozaikos állomány létrehozása);

b) A tölgyek természetes felújulásának elősegítése a nagyvad (az alábbi sorrendnek megfelelően: a vaddisznó, a muflon, az őz és a gímszarvas) jelentette legelési és magpredációs nyomás csökkentésével (egyedszámok legalább megfelelésével), illetve az előző pontban említett méretű lékek uralkodó tölgyegyedek közvetlen közelébe helyezésével (minél kevesebb csemetekerti, messziről érkező csemete alkalmazása);

c) Öthektáronként egy-egy csaknem azonos korú, egymáshoz közel elhelyezkedő faegyedekből álló (3–6 törzset számláló) facsoport megtartása „idős” korig (hagyományos értelemben legalább másfél vágásfordulónak megfelelő ideig);

4. A rövid (kb. ötéves) visszatérési időkből adódó gyakoribb zavarás minimalizálása körültekintően kivitelezett terepmunkával;

a) A mikroélelők helyek (az avar és a feltalaj, valamint a nagyobb, korhadtabb holtfadarabok) védelme;

b) Az állományokon belül minél kisebb erőgépek (pl. fordulékony, lehetőleg lánctalpas vasló) használata (vonszolásos fakihordási módszerek felhagyása);

c) Minél kevesebb közelítő nyom létrehozása (inkább ugyanazon nyomvonalak többszöri taposása, mint újabbak nyitása).

Célirányos kezelés: nem szükséges.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket fejezik ki dr. Siller Irénnek a kéziratához fűzött értékes észrevételeiért.

Irodalomjegyzék

- ABREGO, N. és SALCEDO, I. (2011): How does fungal diversity change based on woody debris type? A case study in Northern Spain. – *Ekologija* **57**(3): 109–119.
- ABREGO, N. és SALCEDO, I. (2013): Variety of woody debris as the factor influencing wood-inhabiting fungal richness and assemblages: Is it a question of quantity or quality? – *Forest Ecology and Management* **291**: 377–385.
- BAHRAM, M., PÖLME, S., KÖLJALG, U. és TEDERSOO, L. (2011): A single European aspen (*Populus tremula*) tree individual may potentially harbour dozens of *Cenococcum geophilum* ITS genotypes and hundreds of species of ectomycorrhizal fungi. – *FEMS Microbiology Ecology* **75**: 313–320.
- BALDRIAN, P. és VALÁŠKOVÁ, V. (2008): Degradation of cellulose by basidiomycetous fungi. – *FEMS Microbiology Reviews* **32**: 501–521.
- BAUM, S., SIEBER, T. N., SCHWARZE, F. W. M. R. és FINK, S. (2003): Latent infections of *Fomes fomentarius* in the xylem of European beech (*Fagus sylvatica*). – *Mycological Progress* **2**(2): 141–148.
- BEILER, K. J., DURALL, D. M., SIMARD, S. W., MAXWELL, SH. A. és KRETZER, A. M. (2010): Architecture of the wood-wide web: *Rhizopogon* spp. genets link multiple Douglas-fir cohorts. – *New Phytologist* **185**: 543–553.
- BODDY, L., FRANKLAND, J. C. és VAN WEST, P. (szerk.) (2008): *Ecology of saprotrophic basidiomycetes*. – The British Mycological Society, Academic Press, London, 372 pp.
- BODDY, L., HYNES, J., BEBBER, D. P. és FRICKER, M. D. (2009): Saprotrophic cord systems: dispersal mechanisms in space and time. – *Mycoscience* **50**: 9–19.
- BONELLO, P., BRUNS, T. D. és GARDES, M. (1998): Genetic structure of a natural population of the ectomycorrhizal fungus *Suillus pungens*. – *New Phytologist* **138**: 533–542.
- BONET, J. A., FISCHER, C. R. és COLINAS, C. (2004): The relationship between forest age and aspect on the production of sporocarps of ectomycorrhizal fungi in *Pinus sylvestris* forests of the central Pyrenees. – *Forest Ecology and Management* **203**: 157–175.
- BÖLÖNI, J. és ÓDOR, P. (2014): *A holtfa mennyisége a mérsékelt övi erdőkben* – In: BARTHA, D. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A holtfa*. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 203–217.
- BREITENBACH, J. és KRÄNZLIN, F. (1986): *Fungi of Switzerland, Vol 2*. – Mykologia, Luzern, 412 pp.
- BRATEK, Z., JAKUCS, E., BÓKA, K. és SZEDLAY, GY. (1996): Mycorrhizae between black locust (*Robinia pseudoacacia*) and *Terfezia terfezioides*. – *Mycorrhiza* **6**: 271–274.
- BUÉE, M., MAURICE, J.-P., ZELLER, B., ANDRIANARISOA, S., RANGER, J., COURTECUISSÉ, R., MARÇAIS, B. és LE TACON, F. (2011): Influence of tree species on richness and diversity of epigeous fungal communities in a French temperate forest stand. – *Fungal Ecology* **4**: 22–31.
- CARRÉON-ABUD, Y., SORIANO-BELLO, E. és MARTÍNEZ-TRUJILLO, M. (2007): *Role of arbuscular mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by micropropagated blackberry (Rubus fruticosus var. brazos) plants*. – In: VELÁZQUEZ, E. és RODRÍGUEZ-BARRUECO, C. (szerk.): *First International Meeting on Microbial Phosphate Solubilization*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 161–165.
- COURTY, P.-E., BUÉE, M., DIEDHIOU, A. G., FREY-KLETT, P., LE TACON, F., RINEAU, F., TURPAULT, M.-P., UROZ, S. és GARBAYE, J. (2010): The role of ectomycorrhizal communities in forest ecosystem processes: new perspectives and emerging concepts. – *Soil Biology & Biochemistry* **42**: 679–698.
- COURTY, P.-E., FRANC, A., PIERRAT, J.-C. és GARBAYE, J. (2008): Temporal changes in the ectomycorrhizal community in two soil horizons of a temperate oak forest. – *Applied and Environmental Microbiology* **74**(18): 5792–5801.
- DAHLBERG, A. és CRONEBORG, H. (2003): 33 threatened fungi in Europe. Complementary and revised information on candidates for listing in Appendix I of the Bern Convention. – T-PVS (2001) 34. rev., Strasbourg. 82 pp.
- DOUHAN, G., W., VINCENOT, L., GRUYTA, H. és SELOSSE, M.-A. (2011): Population genetics of ectomycorrhizal fungi: from current knowledge to emerging directions. – *Fungal Biology* **115**: 569–597.
- EGGER, K. N. (1995): Molecular analysis of ectomycorrhizal fungal communities. – *Canadian Journal of Botany* **73**(1S): 1415–1422.
- FIORÉ-DONNO, A.-M. és MARTIN, F. (2001): Populations of ectomycorrhizal *Laccaria amethystina* and *Xerocomus* spp. show contrasting colonization patterns in a mixed forest. – *New Phytologist* **152**: 533–542.
- FLOUDAS, D., HELD, B. W., RILEY, R., NAGY, G. L., KOEHLER, G., RANSELL, A. S., YOUNUS, H., CHOW, J., CHINIQUY, J., LIPZEN, A., TRITT, A., SUN, H., HARIDAS, S., LABUTTI, K., OHM, R. A., KÜES, U., BLANCHETTE, R. A., GRIGORIEV, I. V., MINTO, R. E. és HIBBETT, D. S. (2015): Evolution of novel wood decay mechanisms in Agaricales revealed by the genome sequences of *Fistulina hepatica* and *Cylindrobasidium torrendii*. – *Fungal Genetics and Biology* **76**: 78–92.
- FOLCZ, Á. és PAPP, V. (2014): *Az erdei holtfa gombavilága*. – In: BARTHA, D. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A holtfa*. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 49–74.
- FRANK, T. (szerk.) (2000): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, 167 pp.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (2014): *Az erdők kezelésének jogszabályi háttere*. – In: FRANK, T. és SZMORAD, F. (szerk.): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése*. Rosalia kézikönyvek 2. Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 51–62.
- FRANKLAND, J. C. (1992): *Mechanisms in Fungal Succession*. – In: CARROLL, G. C. és WICKLOW, D. T. (szerk.): *The Fungal Community: Its organization and role in the ecosystem*, Second Ed. Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 383–401.
- FUKASAWA, Y. (2012): Effects of wood decomposer fungi on tree seedling establishment on coarse woody debris. – *Forest Ecology and Management* **266**: 232–238.
- GHERBI, H., DELARUELLE, C., SELOSSE, M.-A. és MARTIN, F. (1999): High genetic diversity in a population of the ectomycorrhizal basidiomycete *Laccaria amethystina* in a 150-year-old beech forest. – *Molecular Ecology* **8**: 2003–2013.
- GÓMEZ-HERNÁNDEZ, M., WILLIAMS-LINERA, G., GUEVARA, R. és LODGE, D. J. (2012): Patterns of macromycete community assemblage along an elevation gradient: options for fungal gradient and metacommunity analyses. – *Biodiversity and Conservation* **21**: 2247–2268.
- HEILMANN-CLAUSEN, J. (2001): A gradient analysis of communities of macrofungi and slime moulds on decaying beech logs. – *Mycological Research* **105**(5): 575–596.
- HEILMANN-CLAUSEN, J. (2003): *Wood-inhabiting Fungi in Danish Deciduous Forests – Diversity, Habitat Preferences and Conser-*

- vation. – *PhD Dissertation*, Royal Veterinary and Agricultural University, Frederiksberg, Denmark, 46 pp.
- HEILMANN-CLAUSEN, J., AUDE, E., VAN DORT, K., CHRISTENSEN, M., PILTAVER, A., VEERKAMP, M., WALLEYN, R., SILLER, I., STANDOVÁR, T. és ÓDOR, P. (2014): Communities of wood-inhabiting bryophytes and fungi on dead beech logs in Europe – reflecting substrate quality or shaped by climate and forest conditions? – *Journal of Biogeography* **41**(12): 2269–2282.
- HEILMANN-CLAUSEN, J. és CHRISTENSEN, M. (2003): *Does size matter? – Tree part and size preferences of red-listed wood-inhabiting fungi in Danish beech forests.* – In: HEILMANN-CLAUSEN, J. Wood-inhabiting fungi in Danish deciduous forests – Diversity, habitat preferences and conservation. PhD dissertation, Royal Veterinary and Agricultural University, Frederiksberg, Denmark. 21 pp.
- HEILMANN-CLAUSEN, J. és CHRISTENSEN, M. (2005): Wood-inhabiting macrofungi in Danish beech-forests – conflicting diversity patterns and their implications in a conservation perspective. – *Biological Conservation* **122**: 633–642.
- HROUDA, P. (2005): Bankeraceae in Central Europe 2. – *Czech Mycology* **57**(3–4): 279–297.
- JONES, M. D., DURALL, D. M. és CAIRNEY, J. W. G. (2003): Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. – *New Phytologist* **157**: 399–422.
- KALUCKA, I. (2009): *Macrofungi in the secondary succession on the abandoned farmland near the Białowieża old-growth forest.* – *Monographiae Botanicae*, Vol. 99. – Polish Botanical Society, Warszawa, 155 pp.
- KNUDSEN, H. és VESTERHOLT, J. (szerk.) (2012): *Funga Nordica: agaricoid, boletoid, clavarioid, cyphelloid and gastroid genera, Second Ed, Parts 1–2.* – Nordsvamp, Copenhagen, 1083 pp.
- KUTSZEGI, G. és DIMA, B. (2008): A Bankeraceae család (Basidiomycota) irodalmi áttekintése és morfológiai jellemzése, a magyarországi fajok elterjedési adatai és határozókulcsa. – *Mikológiai Közlemények, Clusiana* **47**(2): 149–180.
- KUTSZEGI, G., SILLER, I., DIMA, B., TAKÁCS, K., MERÉNYI, ZS., VARGA, T., TURCSÁNYI, G., BIDLÓ, A. és ÓDOR, P. (2015): Drivers of macrofungal species composition in temperate forests, West Hungary: functional groups compared. – *Fungal Ecology* **17**: 69–83.
- LILLESKOV, E. A. és PARRENT, J. L. (2007): Can we develop general predictive models of mycorrhizal fungal community–environment relationships? – *New Phytologist* **174**: 250–256.
- MCMULLAN-FISHER, S. J. M. (2008): Surrogates for cryptogam conservation – associations between mosses, macrofungi, vascular plants and environmental variables. – *PhD dissertation*, University of Tasmania, School of Geography and Environmental Studies, Hobart, 205 pp.
- ÓDOR, P., KUTSZEGI, G., PAPP, V., GUBA, E., JÓZSEF, J. és BENEDEK, L. (2014): Az erdőgazdálkodás holtfa viszonyokra és szaproxil biodiverzitásra gyakorolt hatása a Mátrában. – *Poszter. IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Szeged, összefoglaló pp. 96.*
- PÁL-FÁM, F. (2001): A Mecsek hegység nagygombái. – *Mikológiai Közlemények, Clusiana* **40**(1–2): 5–66.
- PAPP, V. (2011): Adatok a *Xylobolus* nemzetség magyarországi előfordulásáról. – *Mikológiai Közlemények, Clusiana* **50**(2): 173–182.
- PAPP, V. (2013): Corticioid basidiomycetes of Hungary I. The genus *Hymenochaete*. – *Mikológiai Közlemények, Clusiana* **52**(1–2): 45–56.
- PAPP, V. és DIMA, B. (2014): A *Pholiota squarrosoides* első magyarországi előfordulása és előzetes filogenetikai vizsgálata. – *Mikológiai Közlemények, Clusiana* **53**(1–2): 33–42.
- PAPP, V. és SZABÓ, I. (2013): Distribution and host preference of poroid basidiomycetes in Hungary I. – *Ganoderma*. – *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* **9**: 71–83.
- PEAY, K. G., GARBELOTTO, M. és BRUNS, T. D. (2010): Evidence of dispersal limitation in soil microorganisms: isolation reduces species richness on mycorrhizal tree islands. – *Ecology* **91**(12): 3631–3640.
- READ, D., J. (1992): *The mycorrhizal fungal community with special reference to nutrient mobilization.* – In: CARROLL, G. C. és WICKLOW, D. T. (szerk.): *The Fungal Community: Its organization and role in the ecosystem*, Second Ed. Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 631–652.
- RILEY, R., SALAMOV, A. A., BROWN, D. W., NAGY, L. G., FLOUDAS, D., HELD, B. W., LEVASSEUR, A., LOMBARD, V., MORIN, E., OTILLAR, R., LINDQUIST, E. A., SUN, H., LABUTTI, K. M., SCHMUTZ, J., JABBOUR, D., LUO, H., BAKER, S. E., PISABARRO, A. G., WALTON, J. D., BLANCHETTE, R. A., HENRISSAT, B., MARTIN, F., CULLEN, D., HIBBETT, D. S. és GRIGORIEV, I. V. (2014): Extensive sampling of basidiomycete genomes demonstrates inadequacy of the white-rot/brown-rot paradigm for wood decay fungi. – *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* **111**(27): 9923–9928.
- RIMÓCZI, I., SILLER, I., VASAS, G., ALBERT, L., VETTER, J. és BRATEK, Z. (1999): Magyarország nagygombáinak javasolt vörös listája. – *Mikológiai Közlemények, Clusiana* **38**(1–3): 107–132.
- RUDOLF, K. és PÁL-FÁM, F. (2005): A nagygombák funkcionális eloszlásának vizsgálata erős antropogén hatásnak kitett élőhelyeken a Belső Cserhátban. – *Mikológiai Közlemények, Clusiana* **44**(1–2): 37–44.
- RYVARDEN, L. és GILBERTSON, R. L. (1993): *European Polypores (Abortiporus–Lindneria), Part 1.* – Fungiflora, Oslo, 387 pp.
- RYVARDEN, L. és GILBERTSON, R. L. (1994): *European Polypores (Meripilus–Tyromyces), Part 2.* – Fungiflora, Oslo, 388–743 pp.
- SALERNI, E., LAGANÀ, A., PERINI, C., LOPPI, S. és DE DOMONICUS, V. (2002): Effects of temperature and rainfall on fruiting of macrofungi in oak forests of the Mediterranean area. – *Israel Journal of Plant Sciences* **50**: 189–198.
- SCHWARZE, F. W. M. R., ENGELS, J. és MATTHECK, C. (2000): *Fungal Strategies of Wood Decay in Trees.* – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 185 pp.
- SITONEN, J. (2001): Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. – *Ecological Bulletins* **49**: 11–41.
- SILLER, I. (2004): Hazai montán bükkös erdőrezervátumok (Mátra: Kékes Észak, Bükk: Öserdő) nagygombái. – *Doktori (PhD-) értekezés*, Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem, Budapest, 113 pp.
- SILLER, I. (2007): Néhány tűznyomon élő gombafaj Magyarországon. – *Mikológiai Közlemények, Clusiana* **46**(2): 257–268.
- SIMARD, S. W. (2009): The foundational role of mycorrhizal networks in self-organization of interior Douglas-fir forests. – *Forest Ecology and Management* **258S**: 95–107.
- SIMARD, S. W., BEILER, K. J., BINGHAM, M. A., DESLIPPE, J. R., PHILIP, L. J. és TESTE, F. P. (2012): Mycorrhizal networks: mechanisms, ecology and modelling. – *Fungal Biology Reviews* **26**: 39–60.
- SMITH, J. E., MOLINA, R., HUSO, M. M. P., LUOMA, D. L., MCKAY, D., CASTELLANO, M. A., LEBEL, T. és VALACHOVIC, Y. (2002): Species richness, abundance, and composition of hypogeous and epigeous ectomycorrhizal fungal sporocarps in young, rotation-age, and old-growth stands of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) in the Cascade Range of Oregon, U.S.A. – *Canadian Journal of Botany* **80**: 186–204.

- SMITH, S. E. és READ, D. J. (2008): *Mycorrhizal symbiosis*, Third Ed., – Elsevier Ltd., Oxford, 787 pp.
- SONG, Y. Y., ZENG, R. S., XU, J. F., LI, J., SHEN, X. és YIHDEGO, W. G. (2010): Interplant Communication of Tomato Plants through Underground Common Mycorrhizal Networks. – *PLoS ONE* 5(10): e13324.
- STOKLAND, J. N. (2012): *Wood decomposition*. – In: STOKLAND, J. N., SIITONEN, J. és JONSSON, B. G. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press, New York, pp. 10–28.
- STOKLAND, J. N., SIITONEN, J. és JONSSON, B. G. (2012): *Biodiversity in dead wood*. – Cambridge University Press, New York, 509 pp.
- SUZ, L. M., BARSOUM, N., BENHAM, S., DIETRICH, H. P., FETZER, K. D., FISCHER, R., GARCÍA, P., GEHRMAN, J., KRISTÖFEL, F., MANNINGER, M., NEAGU, S., NICOLAS, M., OLDENBURGER, J., RASPE, S., SÁNCHEZ, G., SCHRÖCK, H. W., SCHUBERT, A., VERHEYEN, K., VERSTRAETEN, A. és BIDARTONDO, M. I. (2014): Environmental drivers of ectomycorrhizal communities in Europe's temperate oak forests. – *Molecular Ecology* 23(22): 5628–5644.
- TALBOT, J. M., BRUNS, T. D., SMITH, D. P., BRANCO, S., GLASSMAN, S. I., ERLANDSON, S., VILGALYS, R. és PEAY, K. G. (2013): Independent roles of ectomycorrhizal and saprotrophic communities in soil organic matter decomposition. – *Soil Biology & Biochemistry* 57: 282–291.
- TARVAINEN, O., MARKKOLA, A. M. és STRÖMMER, R. (2003): Diversity of macrofungi and plants in Scots pine forests along an urban pollution gradient. – *Basic and Applied Ecology* 4: 547–556.
- TEDERSOO, L., BAHRAM, M., PÖLME, S., KÖLJALG, U., YOROU, N. S., WIJESUNDERA, R., RUIZ, L. V., VASCO-PALACIOS, A. M., THU, P. Q., SUIJA, A., SMITH, M. E., SHARP, C., SALUVEER, E., SAITTA, A., ROSAS, M., RIIT, T., RATKOWSKY, D., PRITSCH, K., PÖLDMAA, K., PIEPENBRING, M., PHOSRI, CH., PETERSON, M., PARTS, K., PÄRTEL, K., OTSING, E., NOUHRA, E., NJOUONKOU, A. L., NILSSON, R. H., MORGADO, L. N., MAYOR, J., MAY, T. W., MAJUAKIM, L., LODGE, D. G., LEE, S. S., LARSSON, K.-H., KOHOUT, P., HOSAKA, K., HIIESALU, I., HENKEL, T. W., HAREND, H., GUO, L.-D., GRESLEBIN, A., GRELET, G., GEML, J., GATES, G., DUNSTAN, W., DUNK, CH., DRENKHAN, R., DEARNALEY, J., DE KESEL, A., DANG, T., CHEN, X., BUEGGER, F., BREARLEY, F. Q., BONITO, G., ANSLAN, S., ABELL, S. és ABARENKOV, K. (2014): Global diversity and geography of soil fungi. – *Science* 346(6213): 1256688.
- TWIEG, B. D., DURALL, D. M. és SIMARD, S. W. (2007): Ectomycorrhizal fungal succession in mixed temperate forests. – *New Phytologist* 176: 437–447.
- VOGT, K. A., BLOOMFIELD, J., AMMIRATI, J. F. és AMMIRATI, S. R. (1992): *Sporocarp production by basidiomycetes, with emphasis on forest ecosystems*. – In: CARROLL, G. C. és WICKLOW, D. T. (szerk.): *The Fungal Community: Its organization and role in the ecosystem*, Second Ed. Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 563–581.
- WALKER, J. K. M., WARD, V., PATERSON, C. és JONES, M. D. (2012): Coarse woody debris retention in subalpine clearcuts affects ectomycorrhizal root tip community structure within fifteen years of harvest. – *Applied Soil Ecology* 60: 5–15.
- WINTERHOFF, W. (szerk.) (1992): *Fungi in vegetation science*. – Kluwer Academic Press, The Netherlands, 258 pp.
- ZMITROVICH, I. V., WASSER, S. P. és ȚURA, D. (2015): *Wood-inhabiting fungi*. – In: MISRA, J. K., TEWARI, J. P., DESMUKH, S. K. és VÁGVÖLGYI, Cs. (szerk.): *Fungi from different substrates*. Taylor & Francis Group, LLC, Boca Raton, pp. 17–74.

Conservation of macrofungal biodiversity in managed forests: recommendations for management

Gergely Kutszegi¹ & Viktor Papp²

¹MTA Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, Alkotmány út 2–4, H–2163 Vácraátót, Hungary. E-mail: kutszegi.gergely@okologia.mta.hu

²Szent István University, Department of Botany, Villányi út 29–43, H–1118 Budapest, Hungary E-mail: papp.viktor@kertk.szie.hu

In this chapter, the effects of forest management practices on macrofungal biodiversity are discussed. The fundamental role of wood-inhabiting, mycorrhizal and terricolous saprotrophic macrofungi in forest ecosystems and the mechanisms by which they function are reviewed; macrofungal guilds with considerable importance for forest management are listed. The positive and negative effects of the traditional (mainly shelterwood) Hungarian silviculture practices to macrofungal biodiversity are detailed separately. Special considerations were taken as for the effects of the preferred tree taxa, stand structure, dead wood properties, logging, skidding and log preparation characteristics, as well as the spatio-temporal severity and timing of management practices. In both the macrofungal and the silvicultural points of view, alternative forest management practices that are achievable in practice, but mimic the natural disturbance regime are listed to promote a sustainable conservation for macrofungal biodiversity.

Key words: alternative forest management practices, conservation, biodiversity, mycorrhizal fungi, shelterwood management system, terricolous saprotrophic fungi, wood-inhabiting fungi

Erdőgazdálkodás hatása az erdei mohá- és zuzmóközösség biodiverzitására

Ódor Péter

MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.
E-mail: odor.peter@okologia.mta.hu

E tanulmány az erdőgazdálkodás mohá- és zuzmóközösségekre gyakorolt hatását tekinti át, elsősorban a mérsékelt övi lomboserdőkre vonatkozóan, kiemelve a magyarországi viszonyokat. A két rendszertanilag távol álló élőlénycsoport közösen tárgyalható hasonló öko-fiziológiai tulajdonságaik, és az ebből adódó hasonló érzékenységük alapján. A dolgozat aljzattípusonként tárgyalja a sziklákon, talajon, fakérgen és holtfán megjelenő közösségeket meghatározó faállomány összetételéből és szerkezetéből, valamint az erdős táj felépítéséből adódó meghatározó tényezőket. Kitér azokra a gyakorlati (erdőkezelési) javaslatokra, amelyek révén kedvező feltételek alakíthatók ki e két élőlénycsoport számára. A sziklai mohá- és zuzmóközösség szempontjából e termőhelyek védelme és folyamatos árnyalása kívánatos, amely faanyagtermelést nem szolgáló üzemmóddal érhető el. A talajlakó közösség fennmaradását a finom léptékű talajbolygatások biztosítják, mivel lomboserdőkben a zárt avarszint gátolja a mohaszint kialakulását. A kéreglakó és korhadéklakó közösségek esetében kiemelt jelentősége van az alábbi tényezőknek: (1) elegyesség és fajdiverzitás; (2) nagyméretű és öreg faegyedek jelenléte; (3) cserjeszint aggregált, folyamatos jelenléte; (4) korhadó faanyag folyamatos, változatos állapotú megjelenése; (5) heterogén fényviszonyok és erdei mikroklíma biztosítása; (6) erdei víztestek közelében a faállomány kímélése; (7) erdőfoltok és nagyobb erdőállományok természetvédelmi célú kivonása a gazdálkodás alól a gazdasági erdők mátrixába ágyazva. A fenti viszonyok könnyebben kialakíthatók a folyamatos erdőborítást biztosító szállaló üzemmód mellett, de a vágásos üzemmód keretein belül is több elem biztosítható a természetes felújítás időszakának elnyújtásával, térben heterogén fahasználatok kivitelezésével, végvágás után nagy mennyiségű hagyásfa-csoport visszahagyásával.

Kulcsszavak: mohák, zuzmók, erdőgazdálkodás, fajdiverzitás, faállomány szerkezet, epifiton, epixyl, holtfa, mérsékelt övi lomboserdők

Bevezetés

A mohák és a zuzmók rendszertanilag igen távol állnak egymástól, mivel azonban sok ökofiziológiai és morfológiai hasonlóságot mutatnak, hasonló aljzaton jelennek meg az erdőkben, és az erdőgazdálkodás is hasonlóan hat rájuk, célszerű őket egy fejezetben tárgyalni.

A zuzmók rendszertanilag a gombák birodalmába tartoznak, hivatalos nevük lichenizált gombák, vagyis algákkal tartós szimbiózist képező gombák. Mivel a gombapartner eltérő gombatorzs tagja lehet, a zuzmók nem képeznek önálló rendszertani kategóriát, az egyes zuzmótaxonok rendszertani besorolását a gombapartner határozza meg. A legtöbb zuzmó esetében a gombapartner az aszkuszos gombák (*Ascomycota*) törzsébe tartozik, de a bazídiumos gombák (*Basidiomycota*) is képeznek zuzmókat. A tartós szimbiózis másik elemét képező alga partner kevésbé változatos, főleg a zöldalgák (*Chlorophyta*) és a kékbaktériumok (*Cyanobacteria*) alkotják. A zuzmótelepen belül az algák egy elkülönült rétegben helyezkednek el, körbevéve gombafonalakkal, a telep makroszkópikus struktúráját (növekedési formáját)

a gomba határozza meg. A tartós együttélés során az algák a fotoszintézis során képződő szerves anyagokkal látják el a gombát, míg a gomba biztosítja számukra a szerves tápanyagokat, a vizet, valamint a védelmet. Ivaros szaporodásra egyedül a gomba képes (többnyire az aszkuszos gombáknál megfigyelhető termőtesteket képezve), a gomba és az alga közös terjedése csak vegetatív szaporodással valósul meg (letöredező teleprészletekkel, vagy speciális szaporító képletekkel). A zuzmók növekedési formája alapján megkülönböztetjük az aljzathoz rögzülő kéregzuzmókat, az aljzathoz lazán kapcsolódó, lapos lebenyeket képező leveles zuzmókat, és az aljzattól elálló, változatos felépítésű bokros zuzmókat. A kéreg és lombos forma közötti átmenetként meg szokták különböztetni a pikkelyes telepű zuzmókat, valamint a kéregtelepű zuzmókon belül az aljzattól elálló mikroszkopikus fejecskéket képező tűzuzmókat. A zuzmók mikroszkopikus és makroszkopikus felépítéséről bővebben olvashatunk FARKAS (2007) könyvében.

A mohák (bár sokáig azt hitték) szintén nem képeznek egységes rendszertani csoportot. A zöldalgákból kialakuló eltérő törzsfajlódási útvonalai miatt három törzsre különülnek a növényeken belül, ezek a máj-

mohák (*Marchantiophyta*), becős mohák (*Antocerotophyta*) és lombosmohák (*Bryophyta*). Rendszertani viszonyaik legmodernebb áttekintése PODANI (2015) tankönyvében található, szervezeti felépítésükről részletesen olvashatunk ORBÁN (1999) könyvében. Ökológiai szempontból nagy jelentősége van a növekedési formáiknak (MÄGDEFRAU 1982), szilárd aljzatokon (fakéreg, holtfa, szikla) gyakran képeznek párnákat, alkothatnak az aljzatra rásimuló bevonatot, valamint az aljzattól elálló oldalágak révén speciális növekedési formák is létrejöhetnek, mint a farok, a legyező és a lecsüngő forma. Talajon a leggyakoribb növekedési formáik az aljzathoz lazán kapcsolódó, sokszorosán elágazó szövedék, és felálló hajtásokból álló alacsony és magas gyepek.

A két csoport fontos közös tulajdonsága poikilohidrikus vízháztartásuk (PROCTOR 2009), amely nagymértékben meghatározza funkciójukat az erdei ökoszisztémákban. Ez azt jelenti, hogy a sejtfaluk és kültakarójuk víz által átjárható (hiányzik belőlük az ezt megakadályozó lignin, illetve vízzáró felszíni kutikula), ezáltal vízállapotukat közvetlen környezetük vízviszonyai határozzák meg. Természetesen e tekintetben van különbség a fajok között, de az edényes növényekhez képest minden moha- és zuzmófaj változó vízgazdálkodásúnak tekinthető. A nem páratelített levegő szívóhatására fokozatosan kiszáradnak, anyagcseréjüket lassítják, illetve felfüggesztik. A testüket érő közvetlen víz hatására (amely lehet eső, vagy a levegőből kondenzációval kiváló pára) azonban életműködésük újra beindul, és ez a reverzibilis kiszáradás-revitalizáció ciklus akár naponta többször is lejátszódhat. Ez teszi lehetővé számukra, hogy olyan felszíneken is sikeresek legyenek, ahol a gyökérrel rendelkező edényesek versenyhátrányban vannak, mint a szikla és a fakéreg. Kiszáradás tűrés tekintetében azonban óriási különbség van a fajok között, pl. erdőben a kéreg és sziklalakó mohák ezt sokkal jobban tűrik, mint a talaj és korhadéklakó fajok. Másik fontos tulajdonságuk, hogy az edényesekhez képest anyagcseréjük kevésbé érzékeny az alacsony hőmérsékletre, valamint a gyenge tápanyagellátásra, ezért válnak dominánssá a tundrán és a magashegységek hóhatár alatti régiójában (BATES 2009).

Mivel az erdei ökoszisztémákban a talajon kívül sikeresen tudnak kolonizálni egyéb felszíneket (szikla, fakéreg, korhadó faanyag), ezért közösségük jellemző tulajdonságait (fajgazdagság, fajösszetétel, tömegesség) nagymértékben meghatározzák ezen aljzatok mennyiségi és minőségi viszonyai. Vagyis ha az erdőgazdálkodás hatását vizsgáljuk e közösségekre, akkor alapvető kérdés, hogy az erdőgazdálkodás hogyan befolyásolja a számukra kulcsfontosságú aljzatviszonyokat. Egy másik kulcskérdés számukra az erdőben uralkodó mikroklíma, elsősorban hőmérséklet, páratartalom és fényviszonyok, mivel ezek poikilohidrikus vízháztartásuk miatt sokkal közvetlenebbül hatnak rájuk, mint az edényes növényekre. Mivel a

teljes testfelületükön felvett víz közvetlenül érintkezik a fotoszintetikus apparátusukkal, a vízben oldott szennyező anyagokkal szemben kevésbé ellenállóak, ami pl. a zuzmók légszennyezéssel szembeni nagy érzékenységet is magyarázza (FARKAS 2007).

Jelenleg Európa erdeinek nagy része gazdálkodás alatt áll, valamint a gazdálkodás alól természetvédelmi vagy talajvédelmi okokból kivont állományok többsége is felhagyott gazdasági erdő (PETERKEN 1996). Azok az erdők, amelyeket nem ért közvetlen emberi fahasználat, többnyire kis kiterjedésű, izolált foltokként maradtak meg, de ezek sem mentesek a táji léptékű emberi hatásoktól, mint a táj átalakítása, környezetszennyezés stb. (LINDENMAYER és FRANKLIN 2002, SCHUCK és mtsai 1994). Ennek ellenére Európa moha és zuzmó diverzitásának jelentős része kötődik erdei élőhelyekhez, amelynek megőrzésében, fenntartásában óriási jelentősége van az erdők kezelésének (ECCB 1995). E könyvfejezet célja, hogy áttekinthesse, melyek a meghatározó tényezői az erdei moha- és zuzmóközösségek biodiverzitásának, hogyan tudja ezt befolyásolni az erdők kezelése. A tanulmány elsősorban a mérsékelt övi lomboserdőkre vonatkozik, külön kiemelve a magyarországi viszonyokat és ismereteket. Mivel a vizsgált élőlénycsoportokra vonatkozóan sokkal több erdőökológiai tanulmány született a boreális régióból, amelyek részben a lomboserdők zónájában is relevánsak, a fejezet ezekre is kitér. Mivel az erdőkben más hatásokra érzékenyek a különböző aljzatok közösségei, ezért az aljzatokat követve tárgyalom a meghatározó tényezőket, majd általános kitekintést szeretnék adni a gyakorlati kérdésekre, elsősorban az erdőkezelésre vonatkozóan.

Sziklalakó közösségek

Az erdei sziklalakó közösségeket a faállomány (így az erdőgazdálkodás is) csak közvetve befolyásolja, a közösség fajösszetételét és fajgazdagságát elsősorban a sziklák mennyiségi és minőségi jellemzői határozzák meg. A sziklai moha- és zuzmóvegetáció fajösszetételét elsősorban a sziklák kémiai összetétele határozza meg. A meszes és a vulkanikus kőzeteken teljesen más fajok jelennek meg, a meszes kőzetek közösségei sokkal fajgazdagabbak (HÜBSCHMANN 1986, SMITH 1982). A csupasz sziklafelszíneken először kéregzuzmók jelennek meg, majd alacsony gyepeket képező lombosmohák és csak később kolonizálnak a magasabb párnákat és gyepeket képező *Grimmia* és *Racomitrium* fajok. Ezek nagymértékben hozzájárulnak a sziklák humuszképződéséhez, amely az edényes vegetáció megtelepedését is lehetővé teszi (SMITH 1982). A közösségek fajgazdagságát nagymértékben meghatározza a sziklák által kialakított mikrodomborzat és a mikroélőhelyek gazdagsága. A csupasz sziklafelszíneken többnyire fajszegény gyepek jönnek létre, míg a mélyedésekben, konkáv felszíneken



1. ábra. Árnyas, nedves sziklakon alkot durva bevonatot a képen látható kúpcskás májmoha (*Conocephalum conicum*). A faj jól felismerhető a telep felszínén megjelenő kiemelkedő légréseiről (fotó: Ódor Péter)

sok faj (köztük sok ritka faj) tud megtelepedni (ALPERT 1985, YARRANTON 1968). A nagyobb sziklák és sziklafalak élőhely diverzitása magasabb, többféle sziklafelszín, mikroélőhely jön rajtuk létre, ezért ezek igen fajgazdagok lehetnek (WEIBULL és RYDIN 2005). Magyarországon számos Európában veszélyeztetett (és hazánkban védett) mohafaj előfordulása a Bükk hegység szurdokvölgyeiben, illetve a Börzsöny és a Mátra sziklasorain megtalálható sziklafalakhoz kötődik. Számos hazánkban ritka, kárpáti elterjedésű májmoha a Zempléni-hegység, illetve az Aggteleki-karszt sziklakibukkanásain képes (a Zempléni-hegységben sajnos, csak volt képes) megjeleneni, míg a Villányi-hegység, a Mecsek, a Bakony és a Vértes árnyas sziklafalai szubmediterrán ritka fajoknak nyújtanak élőhelyet (PAPP és mtsai 2010). Az említett fajok árnyas sziklafalak, szurdokerdők kiszáradásra érzékeny mohái, fennmaradásukhoz nélkülözhetetlen, hogy az erdő folyamatos árnyalást biztosítson a sziklafelszínnek közvetlen közelében (1. ábra). E sziklás termőhelyeken megtalálható erdőkre többnyire a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód jellemző, vagy természetvédelmi státuszukból adódóan, vagy védőerdő besorolásuk miatt. A faállomány közvetett hatásai az árnyaláson kívül is befolyásolni tudják e közösségeket. WEIBULL és RYDIN (2005) boreális erdők hasonló megjelenésű gránit szikláin kimutatta, hogy sokkal fajgazdagabb

mohavegetáció alakul ki rajtuk, ha tápanyagban gazdagabb avart biztosító lombos elegyfajok alkotják körülöttük az erdőt, mintha tápanyagszegény avarú luc vagy erdeifenyő. A magyarországi Kékes Erdőrezervátumban mutatták ki, hogy a korhadó faanyag nemcsak önmagában biztosít aljzatot a korhadéklakó moháknak, hanem a sziklai mohavegetáció fajgazdagságát is növeli. A sziklahasadékokban felhalmozódó korhadék számos kiszáradásra érzékeny sziklai moha számára nedves, magas páratartalmú körülményeket hoz létre, valamint sok faj meg tud jelenni korhadékon és sziklahasadékokban egyaránt (ÓDOR 2000, ÓDOR és STANDOVÁR 2002).

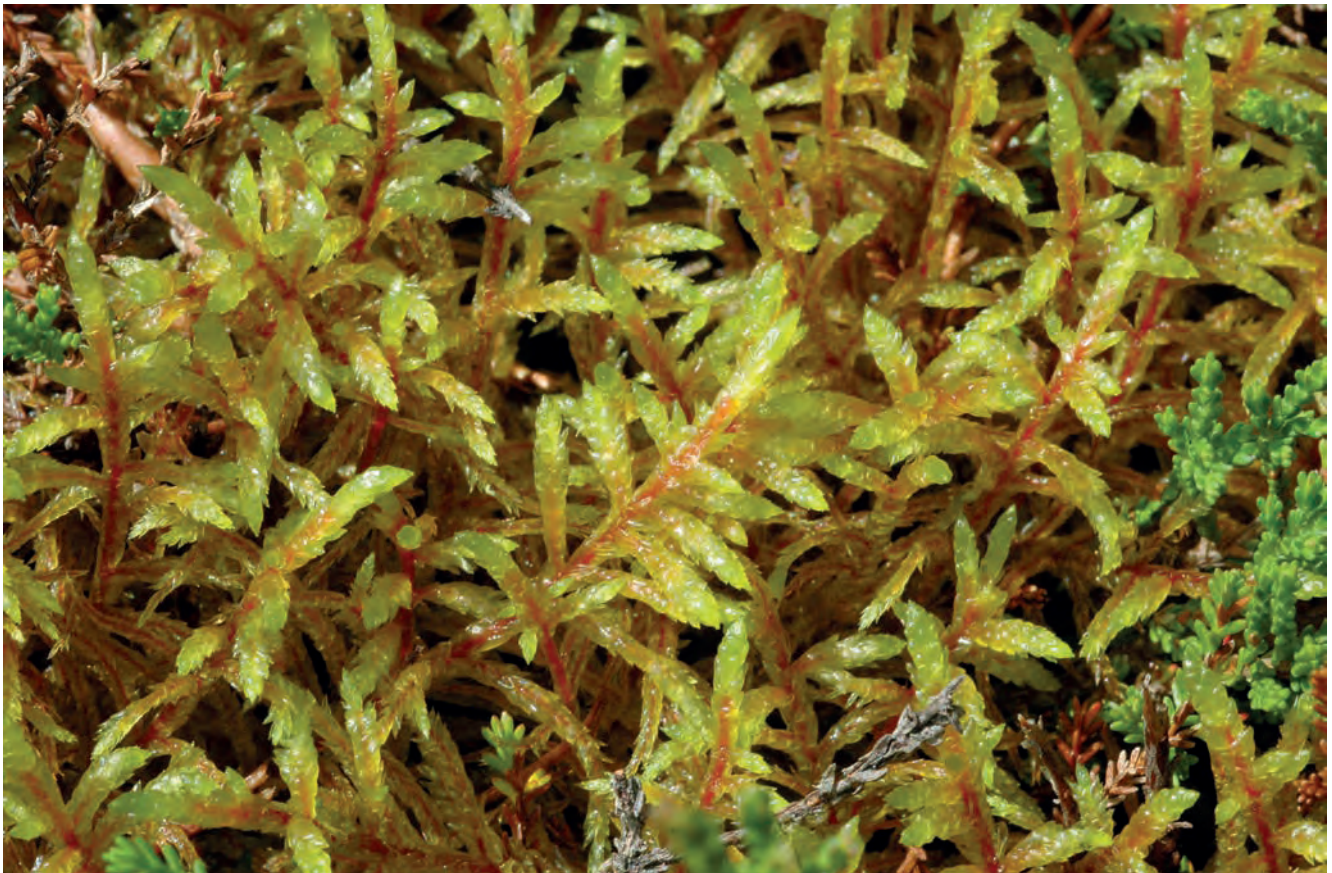
Talajlakó közösségek

A lomboserdők zónájában a talajon nem alakul ki olyan folytonos, és zárt mohaszint, mint a fenyőerdők (pl. boreális, illetve magashegységi lucosok) esetében. Ez elsősorban a lombavar gátló hatásával magyarázható, amely tartósan elzárja a kriptogám réteget a fény elől (LONGTON 1992). Az őrési tűlevelű és lombos fák alkotta elegyes erdőkben is kimutatták, hogy a talajlakó mohaszint megjelenését (tömegességét és diverzitását egyaránt) elsősorban a lombavar mennyisége határozza meg (MÁRIALIGETI és mtsai 2009). Ha hazánk természetes és természetserű er-

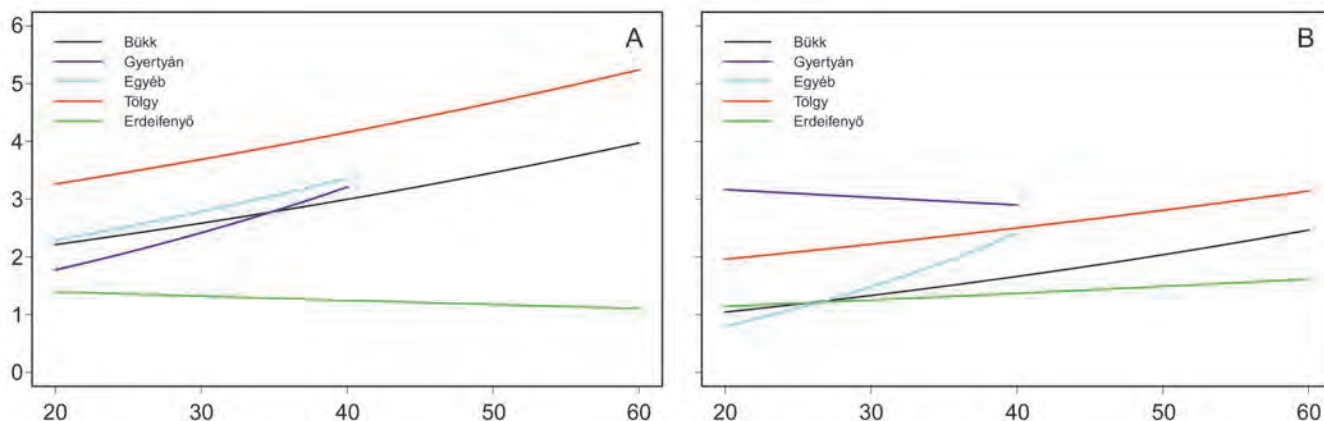
deit tekintjük, akkor összefüggő moha-zuzmó borítás csak ott alakulhat ki, ahol a lombavar produkciója korlátozott, vagyis nagy területen nyílt, vagy tűavarral borított talajfelszíneket találunk. A nyugati határszélen megtalálható fenyőelegyes lomboserdők mellett hegyvidékeinken ilyen erdők lehetnek a medrek lejtőkön, vulkanikus alapközetben megjelenő savanyú talajú erdők (mészkerülő bükkösök, mészkerülő gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, mészkerülő tölgyesek, BÖLÖNI és mtsai 2011). Ezekben az uralkodó fajok többnyire a magashegységi lucosok gyakori mohái (*Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi* (2. ábra), *Polytrichum formosum*, *Pseudoscleropodium purum*, ÓDOR és mtsai 2002), a zuzmókat pedig elsősorban *Cladonia* fajok alkotják. Ez a mohaszint a hegy- és dombvidékek ültetett fenyveseiben is kialakulhat, jóval fajszegényebb formában. A zárt lomboserdőkben a talajlakó mohák elsősorban a kisebb talajbolygatások után kialakuló ásványi talajfelszín foltokhoz, illetve olyan felszínekhez kötődnek, ahonnan az avar a mikrodomborzatból adódóan elhordódik, és a feltalaj kilúgozódik, pl. a fák gyökfője esetében. Természetes erdőkben ezeket a talajbolygatásokat elsősorban a fák kidőlése során keletkező gyökértányérok, gyökérgödrök és talajhalmok biztosítják (SCHAETZL és mtsai 1989). Azonban ezeken nem elsősorban a lucosok szövedéket, illetve magas gyepet képező évelő mohái jelennek meg, hanem in-

kább kistermetű, sokszor rövidebb életű, kolonista fajok (*Dicranella heteromalla*, *Pohlia nutans*, *Bryum rubens*, *Fissidens taxifolius*). KIMMERER (2005) kimutatta, hogy ezeket a talajfoltokat a regionálisan előforduló fajok közül mindig csak néhány (1–4 faj) kolonizálja, hogy éppen melyik az véletlenszerű (amelyik hamarabb meg tud telepedni), vagyis e közösségek összetételét alapvetően a fajok terjedési korlátai határozzák meg. Boreális lucosok mohaszintjének regenerációjában nagy szerepe van a talajban levő moha propagulum banknak, mivel e kolonista fajok szaporító képletei inaktív formában jelen vannak a talajban, és bolygatás hatására aktiválódnak (JONSSON 1993). A hazai erdei moha propagulum bankra vonatkozó vizsgálatok alapján annak jelentősége az ásványi talajfelszín regenerációjában csekély, a levegő útján történő terjedés meghatározóbb (SZÜCS 2013, KÖVENDI-JAKÓ és mtsai megjelenés alatt). A természetes erdőkben kialakuló gyökértányérokhoz hasonló talajsebzések bőven keletkeznek a gazdasági erdőkben, ilyenek az útrézsűk és a fakitermelésekhez kapcsolódó talajbolygatások. Még nem vizsgálták, hogy a mesterséges talajbolygatásokon és a természetes gyökértányérokban megjelenő kolonista közösségek mennyire hasonlítanak a különböző élőlénycsoportok esetében.

A zárt talajlakó mohaszinttel rendelkező fenyőerdők esetében kimutatták, hogy a fakitermelések után



2. ábra. Savanyú talajú erdők, pl. lomelegyes erdőfenyvesek talaján gyakran találkozunk a pirosszárú mohával (*Pleurozium schreberi*) (fotó: Ódor Péter)



3. ábra. Faegyed szintjén predikált epifiton fajsza a mohák (A) és a zuzmók (B) esetében az őrség régióban a különböző fafajok (eltérő típusú vonalak) és a mellmagassági átmérő függvényében (forrás: KIRÁLY és ÓDOR 2014)

visszamaradó vágásterületeken a talajlakó mohaszint faji-összetétele teljesen megváltozik. Az idősebb erdők nagy borítású élő mohái visszaszorulnak, regenerációjukhoz sokszor évtizedekre van szükség, viszont a korábban ritka kolonista mohák nagy tömegben és fajgazdagsággal jelennek meg a vágásterületeken, majd néhány év múlva a fiatalos záródása és avarprodukciója miatt ezek is visszaszorulnak (FENTON és mtsai 2003). A kolonista mohák nagy töme-

gű, de rövid ideig tartó megjelenése hazai vágásterületeken is kimutatható. A fenti hatások miatt a zárt mohaszinttel rendelkező erdőkben óriási jelentősége van a vágásterületeken visszahagyott hagyásfa-csoportoknak a mohaközösség regenerációjában (FENTON és FREGO 2005).

Kéreglakó (epifiton) közösségek



4. ábra. A fák törzsének felső részén gyakran találkozunk, apró, párnát képező fajokkal, mint a szőrös süvegű mohák (*Orthotrichum* és *Ulota* nemzetségek). A képen látható *Orthotrichum lyellii* faj könnyen felismerhető a leveleit borító barna, porszerű vegetatív szaporító képleteiről, tokot ritkán fejleszt (fotó: Ódor Péter)

A hazai lomboserdőkben a moha és zuzmó közösség a fák kérgén jelenik meg a legnagyobb fajgazdagsággal. Ennek egyszerű a magyarázata, ez a szubsztrát minden erdőben jelen van (bár nem mindig alkalmas epifiton közösségek kialakítására), míg a többi potenciális aljzat megjelenése korlátozott, a szikla és nyílt talajfelszín termőhelyi, míg a korhadó faanyag gazdálkodási okokból. Észak-Amerikában és Európában együttesen 1271 zuzmófaj fordul elő fán, ennek 57%-a specialista kéreglakó, 10%-a specialista korhadéklakó, míg 33%-uk opportunistá aljzat szempontjából (kérgen, korhadékon, vagy más aljzaton is előfordul, SPRIBILLE és mtsai 2008). A lombosmohák esetében a specialista fajok aránya kisebb, Európában 176 faj fordul elő fán, ennek 25%-a specialista epifiton, 5%-a specialista korhadéklakó, a többi opportunistá (DIERSSEN 2001). A májmohák között a specialista epixylek (korhadéklakók) aránya magasabb, 81 faj fordul elő fán Európában, ennek 25%-a specialista epixyl, 1%-a specialista epifiton, a többi opportunistá (DIERSSEN 2001).

Szinte a világ bármely részén végeztek erdőállomány léptékű vizsgálatot az epifiton közösség fajösszetételét meghatározó tényezőkre vonatkozóan, kimutatták, hogy a különböző fafajok epifiton közösségei eltérnek, vagyis a legfontosabb tényező a fafajösszetétel (BARKMAN 1958, ELLIS 2012, NASCIMBENE és mtsai 2009a, SLACK 1976, SMITH 1982). Magyarországról SZÖVÉNYI és mtsai (2004) mutatták ki patakmenti égerligetben a gyertyánhoz és az égerhez kötődő különböző mohafajokat. ÓDOR és mtsai (2013) az őrségi erdőkben vizsgálták a kéreg-



5. ábra. A fák alsó részén gyakran nagy termetű, az aljattól elálló oldalágakat fejlesztő mohák jelennek meg, mint a képen látható mókusfarkmoha (*Leucodon sciuroides*) (fotó: Ódor Péter)

lakó mohák és zuzmók fajösszetételét meghatározó tényezőket, és itt is jelentős különbséget találtak a fafajok között. Ez a fafajok fajgazdagságában is megmutatkozik (3. ábra) (KIRÁLY és mtsai 2013). A tölgyeken nagy kiterjedésű és fajgazdag kéreglakó közösség jelenik meg: a mohák esetében sok fakultatív epifiton faj, illetve nagyobb gyepeket képező moha fordul elő, zuzmók esetében elsősorban nagyobb kiterjedésű, leveles zuzmók jelennek meg (amelyeket nem képesek a mohák kiszorítani). A bükkön és a gyertyánon a mohaközösség fajszegevényebb, viszont sok specialista kéreglakó moha kötődik hozzájuk (főleg a bükkhöz, pl. *Orthotrichum* és *Ulotia* fajok) (4. ábra). Ezzel szemben a zuzmók esetében a gyertyán bizonyult a legfajgazdagabb szubsztrátnak, számos specialista kéregzuzmó jelenik meg rajta, amelyek más fafajokról kiszorulnának részben az eltérő kéreg, részben a mohák kompetíciójának hatására. Érdekes még az erdeifenyő helyzete. Kéreglakó mohák szempontjából gyakorlatilag sivatagnak tekinthető, rendkívül száraz, tápanyagszegény és leváló kérge miatt (egy-két faj kivételével) mohák nem telepednek meg rajta. Zuzmók esetében azonban néhány savanyúság tűrő faj kifejezetten preferálja az erdeifenyőt, ezért fajgazdagsága nem tér el jelentősen pl. a bükkötől. A tűlevelű és a lombos fákhöz kötődő eltérő kéreglakó közösségek miatt van óriási jelentősége biodiverzitás szempontjából a boreális régióban a rezgő nyár egyedek fennmaradásának, mivel számos moha- és zuzmófaj csak ezeken találja meg életfeltételeit (GUSTAFSSON és ERIKSSON 1995, ESSEEN és mtsai 1997). A fafajonként eltérő epifiton közösségek hátterében a fák kérge közötti kémiai (tápanyaggazdagság, savanyúság) és fizikai jellemzők (barázdáltság, stabilitás, vízmegtartó képesség) állnak, de fontos lehet az is, hogy a fa a törzsön (pl. bükk), vagy az ágvégeken (pl. erdeifenyő, bibircses nyír) vezeti le a koronával felfogott csapadékvizet. BARKMAN (1958) e tulajdonságok alapján részletesen osztályozta a fafajokat,

és Európára vonatkozóan megállapította az epifiton közösségekben betöltött szerepüket. Hazánkban epifiton mohák szempontjából igen kedvező feltételeket biztosítanak a tölgyek (kocsányos, kocsánytalan és molyhos tölgy), illetve a magas és a magyar kőris. Zuzmók esetében a tölgyek mellett kiemelt jelentősége van a gyertyánnak.

A fafajok eltérő epifiton közösségei eredményezik, hogy állomány léptékben a kéreglakók biodiverzitását elsősorban a fafaj diverzitás (fafajok száma, elegyfajok aránya, fő fafajok elegyes állományai) határozza meg, az őrségi vizsgálatban is ez bizonyult a legfontosabb tényezőnek mind a mohák, mind a zuzmók esetében (KIRÁLY és mtsai 2013). Ezen kívül mindkét közösség esetében fontosnak bizonyult a cserjeszint denzitása. A cserjeszint a fák törzsének alsó részében jelentősen képes növelni a páratartalmat, viszonylag árnyas, párás körülményeket alakítva ki, amely az epifitonok szempontjából, különösen a mohák esetében limitáló tényező (LESICA és mtsai 1991) (5–6. ábra). Az őrségi vizsgálatban egy lényeges különbséget mutatott a zuzmó- és mohaközösség: a zuzmók szempontjából sokkal nagyobb jelentősége volt a kedvező fényviszonyoknak, előfordulásukat a zárt lombkorona limitálta (KIRÁLY és mtsai 2013, ÓDOR és mtsai 2013). Több tanulmány is igazolta, hogy míg a kéreglakó mohák esetében az árnyas, párás viszonyok a meghatározók (fény nem korlátozza fotoszintézisüket), addig nagyon sok zuzmófaj igényli a fellazuló lombkoronát, a lékeket, erdőszegélyeket a kedvezőbb fényviszonyok miatt (COOTE és mtsai 2007, ELLIS 2012, NORDÉN és mtsai 2012).

Másik meghatározó tényező az epifiton közösségekre nézve a fák mérete. Az őrségi vizsgálat alapján készült 3. ábrán jól látható, hogy a legtöbb fafaj esetében a várható fajszaám nő az átmérővel, a mohák esetében a fajszegevény erdeifenyő, míg a zuzmók esetében a fajgazdag gyertyán kivételével. Ez utóbbi magyarázata, hogy a gyertyánhoz egy specialista zuz-

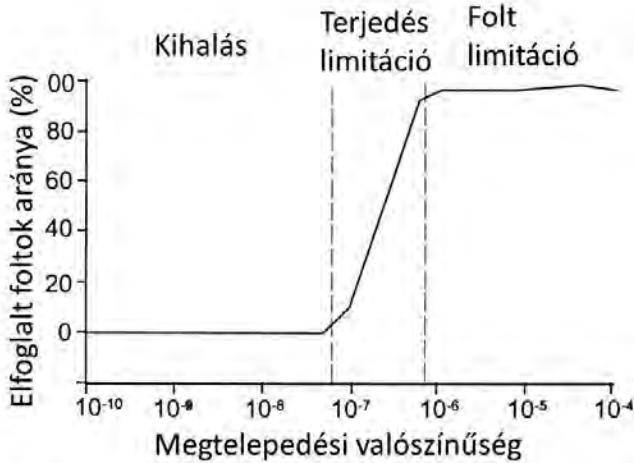
6. ábra. Szurdokerdők, mezofil lomb-erdők fái fordul elő az Európában veszélyeztetett, és hazánkban védett *Dicranum viride* mohafaj. Tokot ritkán fejleszt, leveleinek könnyen letöredező csúcsa biztosítja vegetatív szaporodását (fotó: Ódor Péter)



móközösség kötődik, amely már a vékonyabb fákon megjelenhet. A régióban a gyertyán egyedek nem érik el azt a méretet, ami felett a kéreg szerkezete minőségileg megváltozik, további fajok megtelepedését biztosítva. A fák méretének epifiton fajszámot növelő hatása általános érvényű megállapításnak tekinthető, amelyet számos régióban végzett esettanulmány igazol (MCGEE és KIMMERER 2002, NASCIMBENE és mtsai 2009b, RANIUS és mtsai 2008). Ezt több folyamat együttesen magyarázza. Egyrészt ennél a jelenségnél is fennáll az ökológiában általános fajszám-terület összefüggés, vagyis egy nagyobb méretű fa nagyobb törzsfelülete, neutrális folyamatokat feltételezve több fajnak nyújt életteret. Azonban az epifitonok esetében e neutrális folyamatoknál többről van szó. A fák méretével (és korával) változik a kéreg szerkezete, nő a törzs élőhely diverzitása. Mélyebb barázdák keletkeznek, valamint olyan korhadással kapcsolatos mikroélőhelyek (ágcsomok, odúk, tükkörfoltok, korhadat gyökök) jelennek meg, amelyek egyre több specialista fajnak nyújtanak élőhelyet, és a kéreglakó fajok mellett egyre nagyobb mértékben képesek a korhadéklakó és a talajlakó fajok is kolonizálni a törzseket. Az élőhely diverzitás növekedése mellett a harmadik folyamat nem a fák méretével, hanem azok korával függ össze. Számos kéreglakó fajnak a terjedése korlátozott, vagyis a sikeres kolonizációhoz időre van szüksége. Minél tovább van jelen egy élőhelyen a megtelepedésre potenciálisan alkalmas szubsztrát, annál nagyobb a valószínűsége, hogy a rosszul terjedő fajok is (előbb-utóbb) kolonizálják. Ez a korlátozott terjedés adódhat abból, hogy egy faj ritka (távol vannak az aljzattól a forrás populációi), valamint abból, hogy a propagulumai rosszul terjednek (nagy méretű spórákkal, illetve nagyobb vegetatív szaporító képletekkel rendelkeznek). A fák idős korának fajgazdagságot növelő hatása jól kimutatható olyan (természetes) erdőkben, ahol a faméret és a fák

kora nem mutat összefüggést. Ezekben az állományokban a hasonló méretű fákat összehasonlítva az idősebbek fajgazdagabbnak bizonyultak, jobban biztosították a korlátozott terjedésű fajok megtelepedését (FRITZ és mtsai 2008).

Ezzel elérkeztünk a kéreglakó közösség egy újabb, kevésbé nyilvánvaló meghatározó tényezőjéhez, a fragmentáció hatásához. Mennyire képes biztosítani az erdős táj, hogy a potenciális aljzatos kolonizálják a fajok, vagyis megjelenésük aljzat vagy terjedés limitált? A kéreglakó populációk megtelepedési és túlélési viszonyai sok faj esetében jól közelíthetők metapopulációs modellekkel (HANSKI 1999, RYDIN 2009). Képzeli el, hogy egy faj szempontjából a táj alkalmas foltokból (kolonizációra alkalmas fák) és alkalmatlan mátrixból áll. A kolonizációra alkalmas fák folyamatosan megjelennek, illetve eltűnnek a tájban. Ha a fajnak sikerül kolonizálni egy potenciális foltot, rajta kialakul egy lokális populáció, amely előbb-utóbb szintén eltűnik (vagy megszűnik a szubsztrát, vagy egyéb hatások miatt kipusztul). E lokális populációk együtt metapopulációt alkotnak, amiben a lokális populációk részben eltűnnek, részben keletkeznek. A metapopuláció fennmaradását két tényező határozza meg: egyrészt mennyi a potenciálisan alkalmas folt, másrészt mekkora a valószínűsége, hogy egy alkalmas foltot kolonizál a faj (megtelepedési valószínűség). Populációdinamikai modellek alapján a kolonizált foltok aránya és a megtelepedési valószínűség között egy szigmoid összefüggés áll fenn (7. ábra, HERBEN és SÖDERSTRÖM 1992, SÖDERSTRÖM és HERBEN 1997). Ha a megtelepedési valószínűség alacsony, a faj kipusztul, nem képes a foltokat kolonizálni. Ha a megtelepedési valószínűség elér egy küszöbértéket, akkor a populáció méretét az alkalmas foltok száma határozza meg (nem a terjedés, hanem a szubsztrátum limitál), az összes foltot képes a faj kolonizálni. A megtelepedési valószínűség egy tartományában



7. ábra. Metapopulációs modell alapján a megtelepedési valószínűség és az elfoglalt potenciális foltok aránya közötti összefüggés. A függvény első szakaszában a metapopuláció kihál, harmadik szakaszában a lokális populációk számát a foltok száma korlátozza. A középső szakaszban az elfoglalt foltok arányát a megtelepedési valószínűség határozza meg. Ez függ a faj terjedési képességétől és a potenciális foltok térbeli elhelyezkedésétől és élettartamától (forrás: HERBEN és SÖDERSTRÖM 1992)

a foltok kolonizációját (a populáció méretét) ennek értéke határozza meg, vagyis a kolonizációt a terjedés limitálja. Ennek a terjedés limitált tartománynak a szélessége akkor nő, ha nagy a megtelepedési valószínűség varianciája, vagyis a foltok közötti távolság változatos (a foltok aggregáltak), a foltok élettartama korlátos, fennmaradási idejük változatos, a faj propagulumainak terjedési képessége korlátos, és térben változatos. Több kéreglakó fajnál bizonyították terepi vizsgálatok, hogy érvényesek rájuk a metapopulációs modellek, a potenciális aljzatok kolonizációját a terjedés limitálja, ez határozza meg a regionális populáció (a metapopuláció) túlélését. A *Neckera pennata* epifiton mohafaj megtelepedési valószínűségét egy alkalmas fán elsősorban a táj konnektivitása határozta meg (SNÄLL és mtsai 2004), hasonló eredményeket kaptak több epifiton zuzmófaj és mohafaj esetében, főleg az elsősorban aszexuális propagulumokkal terjedőknél (JOHANSSON és mtsai 2012, LÖBEL és mtsai 2006). A lokális populációk kipusztulása a legtöbb esetben determinisztikusnak bizonyult, vagyis ha egy fát kolonizál egy epifiton faj, az általában túlél rajta amíg a fa (mint aljzat) meg nem szűnik (JOHANSSON és mtsai 2012). Előre mutató a következő fejezetre, a terjedési korlátozottságot és a metapopulációs modellek érvényességét a korhadéklakó mohák (SÖDERSTRÖM 1989) és zuzmók (CARUSO és mtsai 2010) esetében is igazolták terepi vizsgálatok.

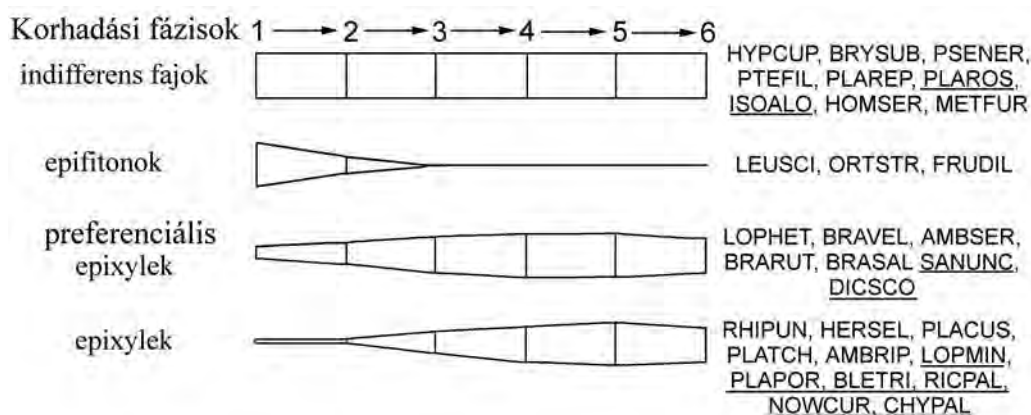
Korhadéklakó közösségek

A természetes erdőknek szerves része a holt faanyag, mennyisége gyakran az élő fatérfogat 15–30%-át is eléri, és változatos formákban (fekvő törzsek, ágak,

álló elhalt fák, élő fák korhadt részei, facsonkok) lehet jelen (CSÓKA és LAKATOS 2014a, CHRISTENSEN és mtsai 2005, BÖLÖNI és ÓDOR 2014). Ezzel szemben a gazdálkodás alatt álló erdőkben ez az aljzat csak igen korlátozottan van jelen, sok esetben hiányzik, ritkán éri el a fatérfogat 5%-át, a természetes viszonyokhoz képest kisebb a fekvő holtfa és a vastag holtfa aránya (BÖLÖNI és ÓDOR 2014). A korhadt faanyag jelentősége igen nagy az erdei biodiverzításban, a leírt eukarióta fajok kb. 10%-a használja valamilyen élettartama során a holtfát, amelyek az erdei életközösségekben a fajok harmadát is jelenthetik (STOKLAND és mtsai 2012). Különösen a gombák, rovarok, madarak és denevérek esetében kiemelkedő a korhadt faanyag jelentősége, de a moha- és zuzmóközösség szempontjából is fontos. A közelmúltban jelent meg magyar nyelven egy áttekintő könyv a holtfa biológiai jelentőségéről, valamint a holtfához kötődő élőlénycsoportokról (CSÓKA és LAKATOS 2014b), amelyben jelen fejezet szerzője tárgyalja a holtfa moha- és zuzmóközösségek biodiverzításában betöltött szerepét (ÓDOR 2014). Emiatt e tanulmányban csak röviden mutatom be az ott részletesen tárgyalt összefüggéseket, illetve kiegészítéseket teszek a korábbi tanulmányhoz.

A régóta természetes folyamatoknak kitett, valamint a gazdálkodás alatt álló erdők eltérő holtfa viszonyaiból adódóan, nagyon sok tanulmány igazolta a korhadéklakó moha- és zuzmóközösség elszegényedését gazdasági erdőkben, ami különösen a specialista epixyl májmohák esetében kritikus (LESICA és mtsai 1991, NASCIMBENE és mtsai 2013a, ÓDOR és STANDOVÁR 2001, SÖDERSTRÖM 1988a, STANDOVÁR és mtsai 2006). Számos epixyl mohafaj kihalással veszélyeztetett Európában (ECCB 1995). A korhadéklakó közösségek nem választhatók el élesen a kéreglakó közösségektől, hiszen a korhadás kezdeti szakaszában, amikor még kéreg borítja a korhadt faanyagot, alapvetően a kéreglakó és az opportunisták fajok képeznek rajtuk gyepet. Ennek ellenére a frissen kidőlt fekvő törzseken sok esetben nagyobb borítású mohagyepet találunk, mint az álló fákon, mivel a fekvő faanyag kedvezőbb nedvességviszonyokat találunk a talaj közeli helyzet és a vízszintes pozíció miatt. Épp emiatt számos hatás, amit a kéreglakók esetében részletesen tárgyaltam, a korhadéklakó fajokra is igaz, így ezekre csak utalni fogok.

A korhadéklakó moha- és zuzmóközösség összetételét alapvetően meghatározza az aljzat fizikai-kémiai változása, a korhadás folyamata. Ez folyamatos kompozicionális változást (primer szukcessziót) hoz létre a korhadéklakó közösségben, az eltérő igényű fajok irányított változása figyelhető meg, amely finom léptékű eltűnési és megtelepedési események során valósul meg. A frissen kidőlt fákat először kéreglakó fajok kolonizálják, majd a kéreg leesése és a faanyag megpuhulása után jelennek meg a specialista epixyl fajok, amelyet a fa szétesése, talajba süllyedése után a lom-



8. ábra. A korhadó fákon előforduló négy moha fajcsoport általánosított előfordulási valószínűsége a különböző korhadási fázisokban magyarországi természetközeli bükkös erdőrezervátumok esetében. A szalagok vastagsága a valószínűségeknek feleltethető meg. Az ábra baloldalán feltüntettük a csoportokhoz tartozó mohafajok rövidítését, a rövidítések első három betűje a genusz, második három a fajnév eleje, a fajok teljes neve az eredeti forrásban található. Aláhúzással jelöltük a szurdok jellegű élőhelyeket preferáló fajokat (forrás: ÓDOR és VAN HEES 2004)

bos erdőkben edényes növények, a fenyőerdőkben elsősorban talajlakó mohák követnek (KUSHNEVSKAYA és mtsai 2007, McALISTER 1997, MCCOLLOUGH 1948, RASCHENDORFER 1949, SÖDERSTRÖM 1988b). Emellett folyamatosan jelen vannak a korhadási állapot szempontjából indifferens mohafajok, illetve olyan preferenciális epixyl mohák, amelyek kérgen is képesek megjelenni, de nagyobb tömegességgel inkább a korhadékon fordulnak elő. Ezt a szukcessziót Magyarországon először FEHÉR és ORBÁN (1981) írta le a Bükki Őserdőből, a korhadási fázisokhoz mohaközösségeket rendelve, majd ÓDOR és VAN HEES (2004) tanulmányozta, megállapítva különböző mohafajok korhadási fázisokhoz kapcsolódó előfordulási valószínűségeit természetközeli bükkös erdőrezervátumokban. Ennek összefoglalását mutatja a 8. ábra, amely elsősorban a nagyobb fekvő törzsekre érvényes. A zuzmók előnyösebb helyzetben vannak, és többnyire nagyobb tömegességgel jelennek meg az álló korhadó faanyagokon (facsonkokon, tuskókon), mivel a moháknál jobban tudják tolerálni a szárazabb viszonyokat, valamint nagyobb fényigényük is ezt eredményezi (NASCIMBENE és mtsai 2014).

A fák méretének a hatása az epixyl közösségekben hasonlóan jelentkezik, mint az epifiton közösségek esetében, hasonló okokra visszavezethetően (NASCIMBENE és mtsai 2009b, ÓDOR és VAN HEES 2004, ÓDOR és mtsai 2006). Az álló törzsekhez képest a mérethatás sokszor még erőteljesebben jelentkezik, mivel a kisméretű törzsek (ágak) korhadása sok esetben annyira gyors, hogy az aljzat eltűnik, mielőtt mohák (zuzmók) kolonizálhatnák.

A fajok hatása a korhadéklakó közösségekre szintén kimutatható, de jelentősége sokkal kisebb, mint a kéreglakók esetében, vagyis a fajhatás a korhadás előrehaladása során csökken, elsősorban a túlevelű és a lombos fák közötti különbség az, ami folyamatosan megmarad. Túlevelű és lombos fák elegyes állományaiban (pl. jegenyefenyves bükkösökben) kimutat-

ható, hogy a túlevelű fafajon nagyobb arányban találunk specialista epixyl mohákat (főleg májmohákat), míg a lombos fákon több a kéreglakó és az opportunistafaj (főleg lombosmohák, JANSOVA és SOLDAN 2006, TÁBORSKA és mtsai 2015).

A kéreglakó fajok esetében tárgyalt táji léptékben ható jelenség, amely szerint az aljzatok kolonizációját sok esetben a fajok terjedőképessége limitálja a korhadéklakó közösségek esetében még határozottabban érvényesül, mint a kéreglakóknál. Ennek egyik oka, hogy a gazdálkodásból adódóan, a korhadó faanyag (mint aljzat) sokkal diszpergáltabban fordul elő az erdős tájban, mint a megtelepedésre alkalmas élő fatörzsek. A másik ok az aljzat időben korlátozott jelenléte az élő törzsekhez képest. Egy nagyobb bükkötörzs kb. 50 év alatt elkorhad a régiókban (ÓDOR és STANDOVÁR 2003), és ezen az időszakon belül egy-egy mohafaj szempontjából még rövidebb ideig tekinthető a megfelelő fázisban levő kolonizálható aljzatnak. Az epixyl populációk regionális fennmaradásához az aljzat (és ezáltal a lokális populációk) korlátozott élettartama miatt, a holtfa tájszinten folyamatos jelenléte szükséges. Erre világított rá egy európai léptékű vizsgálat, amely különböző régiók természetes bükköseiben vizsgálta a korhadéklakó mohaközösségeket. Azokban a régiókban (pl. Európa atlantikus részén), ahol a holtfa kontinuitás tájszinten megszakadt, a terjedésükben korlátozott, specialista epixyl fajok regionálisan kipusztultak, így jelenleg nem képesek kolonizálni az azóta már rendelkezésükre álló aljzatot, a holtfán elsősorban kéreglakó és opportunistafajokat találunk. Ezzel szemben a holtfa kontinuitást biztosító régiókban (pl. Kárpátok, Dinári-hegység), e közösség sokkal nagyobb diverzitással jelenik meg (HEILMANN-CLAUSEN és mtsai 2014, ÓDOR és mtsai 2006).

A fenti okok miatt a korhadéklakó közösség fennmaradásának biztosításához tájszinten kell gondoskodni a megfelelő aljzatviszonyokról. Ennek egyik ré-

sze, hogy legyenek gazdálkodással nem érintett olyan erdőállományok, amelyekben a holtfa nagy mennyiségű, és változatos formájú megjelenése folyamatosan biztosítható. Emellett azonban fontos, hogy a gazdálkodás alatt álló erdők egy átjárható mátrixot biztosítsanak a korhadéklakó populációknak, vagyis legyen bennük minimális mennyiségű korhadó faanyag. Szerencsére ezek a feltételek hazánk egyes természetvédelmi korlátozások alatt álló területein (pl. az Északi-középhegység egyes tájain) biztosítva vannak, amiben jelentős szerepe vannak az erdőgazdálkodók szemléletében e tekintetben megfigyelhető változásoknak (ÓDOR és BÖLÖNI 2014).

Gyakorlati vonatkozások

Az eddigi fejezetekben külön tárgyaltam a különböző aljzatokon megjelenő erdei moha- és zuzmóközösségeket meghatározó tényezőket. E fejezetben megpróbálom pontokba szedve áttekinteni, hogy ezeket az erdők összetételére, szerkezetére, illetve működésére vonatkozó elemeket hogyan tudja úgy biztosítani az erdőfenntartás (beleértve a természetvédelmi erdőkezelést és a gazdasági rendeltetést kielégítő erdőgazdálkodást egyaránt), hogy növelje e közösségek biodiverzitását. Ennek során kitérek a Magyarországon elterjedt fahasználati módok, illetve az ezeket rendszerbe integráló üzemmódok különböző lehetőségeire. Az epifiton zuzmók esetében NASCIMBENE és mtsai (2013b) kiváló szemléje több olyan gazdálkodási javaslatot is megfogalmazott, amelyek nagymértékben átfednek az általam említett pontokkal, illetve FRANK (2000) és FRANK és SZMORAD (2014) könyvében is nagyon hasonló elvek jelennek meg (más élőlénycsoportok igényeire is alapozva).

1. A fafajdiverzitás, elegyesség biztosítása. Amennyiben az erdőgazdálkodás a természetes felújulásra épít, a fafajdiverzitás, illetve az elegyesség érvényesülését csak „hagyni kell”, megengedve az elegyfafajok nagyobb arányát az idős állományban, a célállomány főfajait támogató szelekció mellett. A célállományt gyakrabban kellene úgy meghatározni, hogy több főfafaj elegyes állományának fenntartása legyen a cél. Hazánkban a bükk és a kocsánytalan tölgy uralta erdők többnyire mesterséges szelekció miatt élesen elkülönülnek, holott a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek széles zónájában, a jelenleginél sokkal nagyobb arányban jönnének létre a természetes folyamatokra alapozva e két faj elegyes állományai. Mint a zuzmók esetében kimutattuk, a többnyire második lombkoronaszintet kialakító gyertyán fenntartása is fontos. A fafajdiverzitás biztosítása az erdőben alapvetően a gazdálkodói szemléleten múlik, kevésbé határozza meg az üzemmód, ha a gazdálkodás a természetes felújulási folyamatokra épít, az bármely üzemmódban kialakítható (illetve inkább fenntartható, hiszen kialakítani nem is kell).

2. Nagyméretű faegyedek biztosítása. A nagyméretű, idős (gazdasági vágásérettségi kor feletti) fák hiánya (illetve alacsony denzitása) hazánkban általánosan egy korlátozó tényezője az epifiton diverzitásnak. Ez szálaló üzemmód esetében könnyebben biztosítható, hiszen itt lehetőség van arra, hogy sok faegyed a vágásos üzemmódban alkalmazott véghasználati koránál jóval idősebb korban (pl. 150–200 éves kora között) kerüljön kivágásra, ugyanis ekkor éri el értékesítési csúcsát. Azonban minden üzemmód esetében megkerülhetetlen e közösség biodiverzitásának fenntartása érdekében, hogy legyenek olyan faegyedek, amelyek sohasem kerülnek kitermelésre. Ez gazdálkodási szempontból minimális bevétel feláldozásával jár csupán, hiszen minden állományban találunk olyan biológiai szempontból fontos, de gazdasági szempontból jelentéktelen egyedeket (pl. az ún. bőhönccöket), amelyek megkímélése gyakorlatilag nem jár gazdasági áldozattal. Vágásos gazdálkodás során a véghasználatok esetében alkalmazott hagyásfák, hagyásfa-csoportok biztosítják a nagyméretű fákat (később a holtfát) a következő generációban, míg szálaló (és átalakító) üzemmódban előre érdemes kiválasztani azokat az egyedeket (vagy területeket) amit nem fog érinteni fahasználat. A hagyásfa-csoportok jelenlegi területi (és fatömeg) arányának növelése lenne a jövőben kívánatos.

3. Cserjeszint biztosítása. A cserjeszint mind az epifiton mind a talajszinten (sziklán, holtfán, talajon) megjelenő moha- és zuzmóközösség esetében kiegyenlített, párás, árnyas erdei mikroklímát biztosít. A cserjeszint kímélésére minden üzemmódban van lehetőség, a felújítás biztosítása mellett. A szálaló és átalakító üzemmódban a térben heterogén, finom léptékű fahasználatok, a cserjeszint és az újulat folyamatos, aggregált jelenlétét biztosítja. Vágásos üzemmód esetében az időben elnyújtott (akár 30–40 évig tartó) felújítási időszak, illetve a térben heterogén módon kivitelezett gyéritések és bontóvágások tudják biztosítani a cserjeszint folyamatos jelenlétét.

4. Korhadó faanyag biztosítása. A korhadó faanyag folyamatos, változatos méretű és korhadási állapotú jelenléte esszenciális az epixyl közösségek fennmaradása szempontjából, de a sziklai mohavegetáció esetében is jelentős hatású. A gazdálkodás alatt álló erdők esetében a fahasználatokon kívüli időszakokban keletkező holtfát érdemes bent hagyni az állományban, hiszen kiszállításuk a legtöbb esetben nem gazdaságos. A már előrehaladottabb korhadási stádiumban levő faanyagot szintén érdemes az állományban hagyni (hiszen gazdasági értéke minimális). Ezekről csak akkor érdemes eltérni, ha ez erdővédelmi szempontból indokolt (ami elég ritka eset pl. friss korhadó faanyag lucosok esetében). Nagyobb katasztrófák után csak onnan érdemes kivinni a keletkezett holtfát, ahol ez gazdaságilag indokolt, ilyen esetekben is célszerű a holtfa bizonyos arányát visszahagyni természetvédelmi szempontból. Nagyobb kiterjedésű

katasztrófák idején, távoli, nehezen megközelíthető területeken érdemes érintetlenül hagyni a keletkezett korhadó faanyagot. Fahasználatok kivitelezése során szintén törekedni kell a kitermelt faanyag egy részének visszahagyására. A nagy fák biztosítását szolgáló eljárások (hagyásfa-csoportok visszahagyása véghasználatok esetén, faegyedek, illetve foltok gazdálkodásból történő kivonása a szálalás során), a holtfa mennyiségének megtartását is biztosítják. Természetvédelmi erdőkezelés során felmerülhet a holtfa keletkezésének felgyorsítása mesterséges beavatkozásokkal is (fák meggyűrűzése, fák kidöntése és visszahagyása, illetve koronák lerobbantása).

5. Heterogén fényviszonyok és erdei mikroklíma biztosítása. Az epifiton közösségek (különösen a mohák) igen érzékenyek a kiszáradásra, az epixyl közösségeknek pedig különösen fontos az árnyas erdei mikroklíma biztosítása. Emellett, mint a zuzmók esetében kifejtettük, a heterogén fényviszonyok kulcsfontosságúak. Ezek azok a tényezők, amelyek biztosításánál alapvető különbség van az üzemmódok között. A heterogén fényviszonyok és az erdei mikroklíma folyamatos biztosítása gyakorlatilag csak folyamatos erdőborítás fenntartása mellett lehetséges. Vágásos üzemmód során a vágásterület éppúgy elviselhetetlen körülményeket biztosít a moha- és zuzmóközösségnek, mint a zárt fiatalosok (vékony- és vastagrudas állományok) kb. 30–50 évig terjedő időszaka. A fajok eltűnését részben a potenciális aljzatok megszűnése (pl. vastagabb fák kitermelése), részben a korlátozó termőhelyi viszonyok okozzák. A középkorú és idős állományokat gyakorlatilag újra kell kolonizálni az epifiton fajoknak. Ezt valamennyire ellensúlyozni képes a vágásos üzemmód mellett a hagyásfa-csoportok visszahagyása, illetve az elnyújtott felújítási időszak.

6. Erdei víztestek kímélése. Az erdei vizes élőhelyek mentén többnyire igen fajgazdag moha- és zuzmóvegetáció alakul ki, mind a fákon, mind az egyéb aljzatokon részben a kedvező mikroklíma, részben a változatos aljzatviszonyok miatt. Ez éppúgy igaz a folyóvizekre (erdei vízmosások, források, szivárgó vizek, kisebb erek, patakok), mint az állóvizekre (pangóvizes mélyedések, lápszemek). Ezek közvetlen környékén érdemes pufferterületeket kialakítani, amelyeket nem érintenek a fahasználatok, vagyis ezeket ki kell vonni a gazdálkodás alól.

7. Erdőfoltok és nagyobb állományok védelmi célú megkímélése. Eddig alapvetően olyan területekről írtunk, amelyek erdőrészlet léptékben gazdálkodás alatt állnak. Nagyon fontos, hogy a gazdasági erdők mátrixában legyenek gazdálkodás alól kivont, faanyagtermelést nem szolgáló állományok. A sziklás, kőgörgeteges termőhelyeken ezek kialakítása talajvédelmi szempontból is indokolt, de a sziklai mohavegetáció folyamatos árnyalását is biztosítják. A sziklai mohavegetáció fennmaradáshoz, az erdő megkímélésén kívül, sokszor aktív természetvédelmi beavatkozások (korlátozások) is szükségesek, sok védett sziklai mohafaj jelenlegi előfordulását a turisztikai hatások (pl. sziklamászás, siklóernyőzés) veszélyeztetik. A véderdőkön felül szükséges további erdőállományok gazdálkodás alól történő kivonása kifejezetten természetvédelmi céllal: erdőrezervátumok, fokozottan védett erdőtümbök, illetve vadonok kialakítása egy természetvédelmi hálózaton belül. Ezek az erdő és az aljzatok kontinuitására érzékeny populációk tartós fennmaradását biztosíthatják, főleg ha az őket körülvevő gazdasági erdők lehetővé teszik a fajok időleges megtelepedését, és a magterületek közötti átjárhatóságot.

A hazai erdős tájak nagy eltérést mutatnak abból a szempontból, hogy mennyire képesek a moha- és zuzmó közösség biodiverzitásának fennmaradását biztosítani. A többnyire ültetvényekből és származék erdőkből álló, szinte teljes mértékben vágásos üzemmódban kezelt sík- és dombvidéki régiókban e tekintetben nagyon kedvezőtlen viszonyok uralkodnak. Az árterek és láperdők esetében kedvezőbb a helyzet, elsősorban a kedvező termőhely, a fák gyors növekedése és a változatos aljzatviszonyok miatt. E területeken az áradások gyakori bolygatásai, valamint a nehéz megközelíthetőség, szinten kedvező élőhelyeket tud biztosítani. A legkedvezőbb körülményeket ma védett hegyvidéki területeinken (Aggteleki-karszt, Börzsöny, Bükk, Mátra, Mecsek, Pilis) találjuk, amelyekben ezt részben a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódú erdők (viszonylagosan) nagy aránya, illetve a gazdálkodás alatt álló erdőkben folyó kíméletes, természetközeli gazdálkodás biztosítja. Mind holtfa, elegyesség és a folyamatos erdőborítás biztosítása tekintetében igen kedvező változások zajlottak az elmúlt évtizedekben Magyarországon, amely a természetvédelem és az erdőgazdálkodás közös érdeme.

Irodalomjegyzék

- ALPERT, P. (1985): Distribution quantified by microtopography in an assemblage of saxicolous mosses. – *Vegetatio* **64**: 131–139.
- BATES, J. W. (2009): *Mineral nutrition, substratum ecology, and pollution*. – In: GOFFINET, B. és SHAW, A. J. (szerk.): *Bryophyte Biology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 248–311.
- BARKMAN, J. J. (1958): *Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes*. – Van Gorcum, Assen, 628 pp.
- BÖLÖNI, J., MOLNÁR, ZS. és KUN, A. (2011): *Magyarország élőhelyei. Vegetáció típusok leírása és határozoja. ÁNÉR 2011*. – MTA ÖBKI, Vácrátót, 441 pp.
- BÖLÖNI, J. és ÓDOR, P. (2014): *A holtfa mennyisége a mérsékelt övi erdőkben*. In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): *A holtfa. Silva naturalis Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron*, pp. 203–217.

- CARUSO, A., THOR, G. és SNÄLL, T. (2010): Colonization – extinction dynamics of epixylic lichens along a decay gradient in a dynamic landscape. – *Oikos* **119**: 1947–1953.
- CHRISTENSEN, M., HAHN, K., MOUNTFORD, E. P., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T., ROZENBERGAR, D., DIACI, J., WIJDEVEN, S., MEYER, P., WINTER, S. és VRSKA, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. – *Forest Ecology and Management* **210**: 267–282.
- COOTE, L., SMITH, G. F., KELLY, D. L., O'DONOGHUE, S., DOWDING, P., IREMONGER, S. és MITCHELL, F. J. G. (2007): Epiphytes of Sitka spruce (*Picea sitchensis*) plantations in Ireland and the effects of open spaces. – *Biodiversity and Conservation* **16**: 4009–4024.
- CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (2014a): Az erdei holtfa megjelenési formái. – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 29–36.
- CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (2014b): *A holtfa. Silva naturalis* Vol. 5. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 261 pp.
- DIERSSEN, K. (2001): *Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes*. – J. Cramer, Berlin, 289 pp.
- ECCB (European Committee for Conservation of Bryophytes) (1995): *Red data book of European bryophytes*. – ECCB, Trondheim, 291 pp.
- ELLIS, C. J. (2012): Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait based review. – *Perspectives of Plant Ecology Evolution and Systematics* **14**: 131–152.
- ESSEEN, P. A., EHNSTRÖM, B., ERICSON, L. és SJÖBERG, K. (1997): Boreal forests. – *Ecological Bulletins* **46**: 16–47.
- FARKAS, E. (2007): *Lichenológia – a zuzmók tudománya*. – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 193 pp.
- FEHÉR, G. és ORBÁN, S. (1981): A bükkü Öserdő korhadó fáinak mohacönológiai vizsgálata. – *Folio Historico-naturalis Musei Matrensis* **7**: 15–28.
- FENTON, N. J. és FREGO, K. A. (2005): Bryophyte (moss and liverwort) conservation under remnant canopy in managed forests. – *Biological Conservation* **122**: 417–430.
- FENTON, N. J., FREGO, K. A. és SIMS, M. R. (2003): Changes in forest floor bryophyte (moss and liverwort) communities 4 years after forest harvest. – *Canadian Journal of Botany* **81**: 714–731.
- FRANK, T. (szerk.) (2000): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. – MME, Pro Silva Hungaria, Eger, 189 pp.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (2014): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek 2*. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 pp.
- FRITZ, Ö., GUSTAFSSON, L. és LARSSON, K. (2008): Does forest continuity matter in conservation? – A study of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests of southern Sweden. – *Biological Conservation* **141**: 655–668.
- GUSTAFSSON, L. és ERIKSSON, I. (1995): Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. – *Journal of Applied Ecology* **32**: 412–424.
- HANSKI, I. (1999): *Metapopulation ecology*. – Oxford University Press, Oxford, 328 pp.
- HEILMANN-CLAUSEN, J., AUDE, E., VAN DORT, K. W., CHRISTENSEN, M., PILTAVER, A., VEERKAMP, M. T., WALLEYN, R., SILLER, I., STANDOVÁR, T. és ÓDOR, P. (2014): Communities of wood-inhabiting bryophytes and fungi on dead beech logs in Europe – reflecting substrate quality or shaped by climate and forest conditions? – *Journal of Biogeography* **41**: 2269–2282.
- HERBEN, T. és SÖDERSTRÖM, L. (1992): Which habitat parameters are most important for the persistence of a bryophyte species on patchy, temporary substrates? – *Biological Conservation* **59**: 121–126.
- HÜBSCHMANN, A. (1986): *Prodromus der Moosgesellschaften Zentraleuropas*. – J. Cramer, Berlin, Stuttgart, 414 pp.
- JANSOVA, I. és SOLDAN, Z. (2006): The habitat factors that affect the composition of bryophyte and lichen communities on fallen logs. – *Preslia* **78**: 67–86.
- JOHANSSON, V., RANIUS, T. és SNÄLL, T. (2012): Epiphyte metapopulation dynamics are explained by species traits, connectivity, and patch dynamics. – *Ecology* **93**: 235–241.
- JONSSON, B. G. (1993): The bryophyte diaspore bank and its role after small-scale disturbance in a boreal forest. – *Journal of Vegetation Science* **4**: 819–826.
- KIMMERER, R. W. (2005): Patterns of dispersal and establishment of bryophytes colonizing natural and experimental tree-fall mounds in northern hardwood forests. – *Bryologist* **108**: 391–401.
- KIRÁLY, I., NASCIBENE, J., TINYA, F. és ÓDOR, P. (2013): Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. – *Biodiversity and Conservation* **22**: 209–223.
- KÖVENDI-JAKÓ, A., MÁRIALIGETI, S., BIDLÓ, A. és ÓDOR, P. (megjelenés alatt): Environmental drivers of the bryophyte propagule bank and its comparison with ground-floor assemblage in Central European temperate mixed forests. – *Journal of Bryology*.
- KUSHNEVSKAYA, H., MIRIN, D. és SHOROHVA, E. (2007): Patterns of epixylic vegetation on spruce logs in late-successional boreal forests. – *Forest Ecology and Management* **250**: 25–33.
- LESICA, P., MCCUNE, B., COOPER, S. V. és HONG, W. S. (1991): Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swan Valley, Montana. – *Canadian Journal of Botany* **69**: 1745–1755.
- LINDENMAYER, D. B. és FRANKLIN, J. F. (2002): *Conserving forest biodiversity*. – Island Press, Washington, 352 pp.
- LONGTON, R. E. (1992): *The role of bryophytes and lichens in terrestrial ecosystems*. – In: BATES, J. W. és FARMER, A. M. (szerk.): *Bryophytes and lichens in a changing environment*. Clarendon Press, Oxford, pp. 32–76.
- LÖBEL, S., SNÄLL, T. és RYDIN, H. (2006): Metapopulation processes in epiphytes inferred from patterns of regional distribution and local abundance in fragmented forest landscapes. – *Journal of Ecology* **94**: 856–868.
- MÄGDEFRAU, K. (1982): *Life forms of bryophytes*. – In: SMITH, A. J. E. (szerk.): *Bryophyte Ecology*. Chapman and Hall, London, pp. 48–58.
- MÁRIALIGETI, S., NÉMETH, B., TINYA, F. és ÓDOR, P. (2009): The effects of stand structure on ground-floor bryophyte assemblages in temperate mixed forests. – *Biodiversity and Conservation* **18**: 2223–2241.
- MCALISTER, S. (1997): Cryptogam communities on fallen logs in the Duke Forest, North Carolina. – *Journal of Vegetation Science* **8**: 115–124.
- MCCULLOUGH, H. A. (1948): Plant succession on fallen logs in a virgin spruce-fir forest. – *Ecology* **29**: 508–513.
- MCGEE, G. G. és KIMMERER, R. W. (2002): Forest age and management effects on epiphytic bryophyte communities in Adirondack northern hardwood forests, New York, U.S.A. – *Canadian Journal of Forest Research* **32**: 1562–1576.
- NASCIBENE, J., MARINI, L. és NIMIS, P. L. (2009a): Influence of tree species on epiphytic macrolichens in temperate mixed forests of northern Italy. – *Canadian Journal of Forest Research* **39**: 785–791.
- NASCIBENE, J., MARINI, L., MOTTA, R. és NIMIS, P. L. (2009b): Influence of tree age, tree size and crown structure on lichen

- communities in mature Alpine spruce forests. – *Biodiversity and Conservation* **18**: 1509–1522.
- NASCIMBENE, J., DAINESE, M. és SITZIA, T. (2013a): Contrasting responses of epiphytic and dead wood-dwelling lichen diversity to forest management abandonment in silver fir mature woodlands. – *Forest Ecology and Management* **289**: 325–332.
- NASCIMBENE, J., THOR, G. és NIMIS, P. L. (2013b): Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe – A review. *Forest Ecology and Management* **298**: 27–38.
- NASCIMBENE, J., MARINI, L., CANIGLIA, G., CESTER, D. és NIMIS, P. L. (2014): Lichen diversity on stumps in relation to wood decay in subalpine forests of Northern Italy. – *Biodiversity and Conservation* **17**: 2661–2670.
- NORDÉN, B., PALTTO, H., CLAESSEON, C. és GOTMARK, F. (2012): Partial cutting can enhance epiphyte conservation in temperate oak-rich forests. – *Forest Ecology and Management* **270**: 35–44.
- ÓDOR, P. (2000): A Kékes Észak erdőrezervátum mohafiórája és mohavegetációjának jellemzése. – *Kitaibelia* **5**: 115–123.
- ÓDOR, P. (2014): *A korhadó faanyag szerepe az erdei növények biodiverzitásában.* – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): *A holtfa. Silva naturalis Vol. 5.* Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 155–170.
- ÓDOR, P. és STANDOVÁR, T. (2001): Richness of bryophyte vegetation in a near-natural and managed beech stands. The effects of management-induced differences in dead wood. – *Ecological Bulletins* **49**: 219–229.
- ÓDOR, P. és STANDOVÁR, T. (2002): Substrate specificity and community structure of bryophyte vegetation in a near-natural montane beech forest. – *Community Ecology* **3**: 39–49.
- ÓDOR, P. és STANDOVÁR, T. (2003): *Changes of physical and chemical properties of dead wood during decay: Hungary.* – Nat-Man Working Report 23, 29 pp., www.flec.kvl.dk/natman/
- ÓDOR, P. és VAN HEES, A. F. M. (2004): Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. – *Journal of Bryology* **26**: 79–95.
- ÓDOR, P., SZURDOKI, E. és TÓTH, Z. (2002): Az Őrségi Tájképző Körzet főbb élőhelyeinek mohavegetációja. – *Kanitzia* **10**: 15–60.
- ÓDOR, P., HEILMANN-CLAUSEN, J., CHRISTENSEN, M., AUDE, E., VAN DORT, K. W., PILTAVER, A., SILLER, I., VEERKAMP, M. T., WALLEYN, R., STANDOVÁR, T., VAN HEES, A. F. M., KOSEC, J., MATOCEC, N., KRAIGHER, H. és GREBENC, T. (2006): Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. – *Biological Conservation* **131**: 58–71.
- ÓDOR, P., KIRÁLY, I., TINYA, F., BORTIGNON, F. és NASCIMBENE, J. (2013). Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. – *Forest Ecology and Management* **306**: 256–265.
- ORBÁN, S. (1999): *Általános briológia.* – EKTf Líceum Kiadó, Eger, 305 pp.
- PAPP, B., ERZBERGER, P., ÓDOR, P., HOCK, Zs., SZÖVÉNYI, P., SZURDOKI, E. és TÓTH, Z. (2010): Updated checklist and red list of Hungarian bryophytes. – *Studia Botanica Hungarica* **41**: 31–59.
- PETERKEN, G. F. (1996): *Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions.* – Cambridge University Press, Cambridge, 522 pp.
- PODANI, J. (2015): *A növények evolúciója és osztályozása.* – ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 404 pp.
- PROCTOR, M. C. F. (2009): *Physiological ecology.* – In: GOFFINET, B. és SHAW, A. J. (szerk.): *Bryophyte Biology.* Cambridge University Press, Cambridge, pp. 225–247.
- RANIUS, T., JOHANSSON, P., NICLAS, B. és NIKLASSON, M. (2008): The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. – *Journal of Vegetation Science* **19**: 653–662.
- RASCHENDORFER, I. (1949): Beobachtungen über die Besiedlung von modernem Holz mit besonderer Berücksichtigung der adnaten Vereine. – *Österreichische Botanische Zeitschrift* **96**: 232–280.
- RYDIN, H. (2009): *Population and community ecology of bryophytes.* – In: GOFFINET, B. és SHAW, A. J. (szerk.): *Bryophyte Biology.* Cambridge University Press, Cambridge, pp. 393–444.
- SCHAETZL, R. J., BURNS, S. F., JOHNSON, D. L. és SMALL, T. W. (1989): Tree uprooting: review on impacts on forest ecology. – *Vegetatio* **79**: 165–176.
- SCHUCK, A., PARVIAINEN, J. és BÜCKING, W. (1994): *A review of approaches to forestry research on structure, succession and biodiversity of undisturbed and semi-natural forests and woodlands in Europe.* – European Forest Institute, Joensuu, 62 pp.
- SLACK, N. G. (1976): Host specificity of bryophytic epiphytes in eastern north America. – *Journal of Hattori Botanical Laboratory* **41**: 107–132.
- SMITH, A. J. E. (1982): *Epiphytes and epiliths.* – In: SMITH, A. J. E. (szerk.): *Bryophyte ecology.* Chapman and Hall London, New York, pp. 191–228.
- SNÄLL, T., HAGSTROM, A., RUDOLPHI, J. és RYDIN, H. (2004): Distribution pattern of the epiphyte *Neckera pennata* on three spatial scales – importance of past landscape structure, connectivity and local conditions. – *Ecography* **27**: 757–766.
- SÖDERSTRÖM, L. (1988a): The occurrence of epiphytic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in Northeast Sweden. – *Biological Conservation* **45**: 169–178.
- SÖDERSTRÖM, L. (1988b): Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in Northern Sweden. – *Nordic Journal of Botany* **8**: 89–97.
- SÖDERSTRÖM, L. (1989): Regional distribution patterns of bryophyte species on spruce logs in northern Sweden. – *The Bryologist* **92**: 349–355.
- SÖDERSTRÖM, L. és HERBEN, T. (1997): Dynamics of bryophyte metapopulations. – *Advances in Bryology* **6**: 205–240.
- SPRILLE, T., THOR, G., BUNNELL, F. L., GOWARD, T. és BJÖRK, C. R. (2008): Lichens on dead wood: species-substrate relationships in the epiphytic lichen floras of the Pacific Northwest and Fennoscandia. – *Ecography* **31**: 741–750.
- STANDOVÁR, T., ÓDOR, P., ASZALÓS, R. és GÁLHIDY, L. (2006): Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. – *Community Ecology* **7**: 199–209.
- STOKLAND, J. N., SIITONEN, J. és JONSSON, B. G. (2012): *Biodiversity in dead wood.* – Cambridge University Press, Cambridge, 509 pp.
- SZÖVÉNYI, P., HOCK, Zs. és TÓTH, Z. (2004): Phorophyte preferences of epiphytic bryophytes in a stream valley in the Carpathian Basin. – *Journal of Bryology* **26**: 137–146.
- SZÜCS, P. (2013): *A mohák megjelenését meghatározó egyes ökológiai tényezők vizsgálata a Soproni-hegységben.* – PhD Thesis, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, pp. 84.
- TÁBORSKA, M., PRIVETIVI, T., VRŠKA, T. és ÓDOR, P. (2015): Dead wood inhabiting bryophytes and their relationship to tree species and decay stages in natural fir-beech mixed forest in Czech Republic. – *Preslia* **87**: 387–401.
- WEIBULL, H. és RYDIN, H. (2005): Bryophyte species richness on boulders: relationship to area, habitat diversity and canopy tree species. – *Biological Conservation* **122**: 71–79.
- YARRANTON, G. A. és BEASLEIGH, W. J. (1968): Towards a mathematical model of limestone pavement vegetation. I. Vegetation and microtopography. – *Canadian Journal of Botany* **46**: 1591–1600.

Effects of forest management on the biodiversity of bryophytes and lichens

Péter Ódor

MTA Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany

Alkotmány u. 2–4, H–2163 Vácrátót, Hungary

E-mail: odor.peter@okologia.mta.hu

This review gives an overview about the effects of forest management on bryophyte and lichen biodiversity. It discusses the temperate region with a focus on Hungarian conditions. The two phylogenetically different organism groups have common sensitivities to forest conditions because of their ecophysiological similarities. The study details the effects of tree species composition, forest structure and forested landscape on these organisms separating assemblages on different substrates: rock, soil, bark and decaying wood. It gives practical suggestions for forest management for the maintenance of a favourable conservation status for these organism groups. For epilithic communities, preserving the substrate (rocks) and sustaining the permanent shade of the canopy is important in forestry systems without timber production. For terricolous assemblages, fine-scale soil disturbances are necessary, because the accumulation of deciduous litter inhibits their colonization. For epiphytic and epixylic assemblages, the main drivers of biodiversity processes are the following: (1) tree species diversity; (2) presence of large old trees; (3) permanent, aggregated presence of shrub layer; (4) permanent presence of dead wood in different conditions; (5) providing heterogeneous light conditions and forest microclimate; (6) discarding timber production near water bodies in forests; (7) establishing a forested landscape structure of set-aside forest stands for conservation purposes occurring in a matrix of managed forests. Continuous cover forestry systems (like tree selection) can more easily provide these conditions than shelterwood forestry systems. However, in case of the second system, many elements of these conditions can be established by the extension of the regeneration period; applying spatially heterogeneous, fine-scale logging activities; leaving retention tree groups after final cutting.

Key words: bryophytes, lichens, forest management, tree species diversity, stand structure, epiphyte, epixylic, dead wood, temperate forests

Zárt erdők lágyszárú fajainak védelmi lehetőségei

Bartha Dénes

*Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növényteni és Természetvédelmi Intézet,
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4. E-mail: bartha.denes@emk.nyme.hu*

A nyílt erdők és zárt erdők fogalmának használata hosszú időre tekint vissza, ugyanakkor pontos meghatározásuk elmaradt. A nyílt (felnyíló) erdőket már jogszabály, a hatályos erdőtörvény is definiálja, a zárt erdők meghatározására itt történik kísérlet. Röviden bemutatásra kerülnek az erdőbelső sajátos ökológiai viszonyai, továbbá az erdővel való bánásmódunk három fő korszaka szerint megpróbáljuk rekonstruálni a zárt erdők és különösen gyepszintjük lényegesebb változásait. A lágyszárú fajok védelmének lehetőségeit a klasszikus és a modern üzemmódok és felújítási módok szerint tárgyaljuk, továbbá kitérünk a fafajcserék, az ápolások és előhasználatok, a vad és az inváziós fajok hatására, illetve az általuk okozott negatív jelenségek és következmények kiküszöbölési lehetőségeire. Végül a zárt erdők lágyszárú fajait funkció csoportokba rendezzük, amelyekből 16 csoportot, illetve jellemző fajukat mutatjuk be.

Kulcsszavak: zárt erdők, lágyszárú növények, szilvikol fajok, funkció csoportok, indikáció

Bevezetés

Amíg a hatályos erdőtörvény (2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról) definiálja a felnyíló erdőt, addig a zárt erdőre nincs érvényes jogszabályi megfogalmazás. Ennek oka csak részben az, hogy a felnyíló erdő fogalmát a közelmúltban vezették be. Mivel nemcsak jogszabályi definíció nincs a zárt erdőre, hanem szakmai sem, ezért itt teszünk kísérletet ez utóbbira. Zárt erdő alatt azokat a neki megfelelő termőhelyen álló állományokat értjük, amelyek faállományrészre természetes módon magas záródásban (> 70%) borítja a területet, s ez a záródási érték legfeljebb csak rövid időre, katasztrófák, erdőfelújítási beavatkozások során csökken le. Fontos azt is hangsúlyozni, hogy a zárt erdők esetében tartósan fátlan foltok (pl. tisztások, nyiladékok) csak mesterségesen jöhetnek létre. Ha az erdőtársulás-csoportok oldaláról nézzük ezt a kérdést, akkor azt vehetjük észre, hogy bizonyos típusok (pl. bükkösök, gyertyános-tölgyesek, cseres-tölgyesek, keményfás ligeterdők) állományai a fenti meghatározás értelmében mindig zártak, míg más típusok (pl. homoki tölgyesek, lösz-tölgyesek, lágyszárú erdők, mészkőrű tölgyesek) állományai lehetnek zártak és nyíltak (felnyíló) is. Ugyanakkor megint más típusok (pl. bokorerdők, lágyszárú erdők, borókás-nyárasok) állományai mindig nyíltak, azaz természetes úton fás foltjaik fátlan foltokkal mozaikolnak.

Ha a zárt erdők gyepszintjének fajait általánosságban vizsgáljuk, akkor azt mondhatjuk, hogy teljes életciklusukban vagy nem igénylik a teljes megvilágítást, vagy csak egy rövidebb szakaszhoz (leginkább a virágzási fenofázishoz) van szükségük arra. Az igazi zárterdei fajok nyílt területeken (pl. irtásgyepeken)

tartósan nem tudnak fennmaradni. Az ilyen helyeken tartósan, sok esetben vegetatív szaporodóképességüknek köszönhetően fennmaradt erdei fajokat tárgyabb értelmezésben erdőössztyepp fajoknak is tekinthetjük. (Erről lásd részletesebben a „Felnyíló erdők lágyszárú fajainak védelmi lehetőségei – különös tekintettel az erdőössztyepp-erdők megőrzésére” c. fejezetet Kun András és Bölöni János tollából.)

A zárt erdők belsejének sajátos ökológiai viszonyai

A nyílt területekhez, de sok esetben a felnyíló erdők-höz képest is lényeges ökológiai különbségek és sajátosságok vannak a zárt erdők belsejében, amelyeket ELLENBERG (1996) után röviden, némi módosítással és kiegészítéssel az alábbiakban foglalunk össze:

- A megvilágítás erőssége a nyílt területekhez képest kisebb. A tipikus fénynövények ezért hiányoznak a zárt erdőkből, de bizonyos erdei növények is bizonyos időszakban több fényt igényelnek (pl. koratavaszi aszpektus fajai).
- A talaj- és léghőmérséklet ingadozása napi és éves szinten kisebb, mint a nyílt területek esetében.
- A légnedvesség mennyisége nagyobb, ingadozása kisebb, mint a nyílt területek esetében. (Ennek következménye az is, hogy a faszint összetételében a kontinentális hatások jobban tetten érhetők, mint a gyepszintben.)

- d. A szélerősség kisebb, mint a nyílt területeken. Ennek köszönhetően ugyanolyan klimatikus és edafikus feltételek mellett az erdei növények felépítésében erősebbek a mezomorfa és higromorfa sajátosságok, mint a nyílt területek (erősebben xeromorfa) fajaiban.
- e. A csapadék egy részét a korona felfogja, s az az intercepció révén ismét a légkörbe távozik, így az erdőbelsőbe kevesebb csapadék jut.
- f. A lombkoronán átjutó csapadék tápanyagokat és káros anyagokat oldhat ki, emiatt általában alacsonyabb kémhatású, nehézfémekben és bizonyos tápanyagokban (pl. kálium) gazdagabb, mint a nyílt területekre hulló csapadék.
- g. A fa- és cserjeszint fajai a víz és a tápanyagok tekintetében konkurenciái a gyepszint fajainak, gyakran nem is a fényhiány, hanem a víz- és tápanyaghiány miatt vannak rossz kondícióban a gyepszint fajai.
- h. A fa- és cserjefajok a talajok mélyebb rétegeiből felvett tápanyag egy részét a lombalmukon keresztül a feltalajba juttatják, amely hozzáférhetővé válik a gyepszint légyszárú fajai számára (valamint a talajlakó állatoknak, gombáknak, baktériumoknak).
- i. A helyenként összesodródó lombalom a gyepszint fajainak zöld növényi részeit (azaz az asszimilációs felületüket) tartósan befedheti, ami rosszabb kondíciójukat vagy eltűnésüket okozhatja. (Ebből következően nudum vagy szubnudum foltok nemcsak fényhiány miatt alakulhatnak ki.)

Történeti visszatekintés

Ha történeti léptékben visszatekintünk az elmúlt évszázadokra, akkor az eltérő erdőhasználatok, erdőkiélések, erdőformák miatt a zárt erdők légyszárú tekintetében az alábbi vélekedéseket tehetjük (BARTHA 2000, 2003, 2013):

1. A rendszertelen erdőhasználatok, erdőkiélések időszakában (a XIX. század elejéig, közepéig) többnyire nem volt cél a zárt erdőállományok fenntartása. Ekkor a jellemző erdőhasználatok (pl. rendszertelen szálalás, sarjzattatás, lombtakarmány-nyerés, cserkéreg-hántás, rövid vágásfordulójú tarvágás) miatt az állományok alacsony záródásúak voltak, s ez kedvezett más erdei haszonvételnek is (pl. elfüvesedés → erdei legeltetés, bő termésképzés → makkoltatás). Ugyancsak jelentős hatással volt az ekkor dívó alomszedés, mezőgazdasági elő- és közteshasználat is a gyepszint fajaira. Azt vélelmezhetjük, hogy ebben az időszakban a gyepszintben a fénybőség, a melegebb mikroklíma, az alomréteg eltűnése vagy szárazabbá válása miatt visszaszorultak az árnytűrő (és többnyire nedvesség-igényes), humuszos talajt kedvelő erdei fajok (főleg a specialisták), helyükre a fényigényes (és többnyire szárazságtűrő) erdei fajok, továbbá az erdőszegélyek és a környező gyepterületek fajai nyomultak be. Jellemző lehetett ezen állományokra a nitrofil, adventív és inváziós fajok hiánya vagy alacsony részaránya is. Ez alól kivételt a magas vágásfordulóval, főként szálerdő módban kezelt állományok jelenthették, ahonnan a lakosság főként az épületfát nyerte. Ezen állományok kisebb kiterjedésűek voltak, mint a fent vázolt erdőhasználatokkal, erdőkiélésekkel kezelt állományok, s a településektől is rendszerint távolabb helyezkedtek el, ugyanakkor a zárterdei fajok átmentésében fontos szerepet játszhattak.
2. A rendszeres (tervszerű) erdőgazdálkodás idejében (XIX. század elejétől, közepétől a közelmúltig, napjainkig) a vágásos üzemmód térhódítása miatt kialakult az úgynevezett korosztályos erdő, ahol a faanyagtermelés volt az elsődleges, és a minél nagyobb produktum elérése miatt a minél nagyobb záródás fenntartása volt a cél. Ettől remélték a minőségi faanyag előállítását is, amely sok esetben oda vezetett, hogy a természeténél fogva alacsony záródású faállományok esetében is törekedtek a teljes vagy közel teljes záródás elérésére, amely helytelen szemléletet csak napjainkban van lehetőség orvosolni a felnyíló erdők fogalmának bevezetésével és alacsony záródásuk megengedésével. Mivel a faállomány egy korosztályt képviselt, ezért állomány szinten az erdőbelsőre a homogén viszonyok voltak a jellemzők. A gyepszintben a korábbi korszakhoz képest a fényigényes (és többnyire szárazságtűrő) fajok visszaszorulása, gye- és erdőszegély-növények eltűnése vagy megritkulása, ugyanakkor az árnytűrő (és többnyire nedvesség-igényes) fajok előretörése volt jellemző. Sajnálatos jelenség a nitrofil, adventív és inváziós fajok előrenyomulása. Az erdőbelső homogén viszonyai miatt főleg a generalista és kompetitor erdei növények élveznek elsőbbséget, a vegetatív szaporodásra is képes (sarjtelepképző = polikormonképző) fajok nagy foltjai jellemzők a gyepszintben.
3. A multifunkcionális erdőfenntartás időszakára (a közelmúlttól, napjainktól) csak becsléseket lehet adni a zárt erdők gyepszintjének fajaira. Reménykedünk, hogy egyre nagyobb teret hódít a folyamatos erdőborítás, az ezt célzó üzemmódok előretörnek, melyek mikromozaikos felépítésű állományokat eredményeznek. Várhatóan csökken a sarjtelepképző fajok dominanciája, nő a fajgazdagság, s a különböző funkciós csoportok száma is. Nagy kérdést vetnek fel viszont a jövőben az adventív és különösen az inváziós növényfajok.

Kezelési javaslatok és tapasztalatok a zárt erdők lágyszárú növényfajainak védelme kapcsán

Történeti léptékben is elmondható, hogy az erdőkben gazdálkodók, az erdőket kezelők nem vagy csak minimális mértékben összpontosítottak a gyepszint fajaira, amit az alábbi fontossági sorrend is érzékeltet: faállomány (főfafaj(ok)) >>>> faállomány (mellékfafajok) >>> újulat >> cserjeszint fajai > gyepszint fajai. A gyűjtögetést leszámítva az erdei legeltetés volt az a használat évszázadokon keresztül, amely a gyepszintet hasznosította, s emiatt a fő cél annak elfüvesítése volt. A vágásos erdőgazdálkodás korszakában a felújítás, felújulás időszakában (tehát a már megbontott faállományban vagy véghasználat után annak helyén) összpontosított/összpontosít az erdőgazdálkodó a gyepszintre, hogy annak megváltozó összetétele és borítása hogyan befolyásolja a felújítás sikerességét (ANON. 1981). A továbbiakban a fontosabb beavatkozási formáknak, illetve hatásonként tekintjük át röviden a következményeket a gyepszint lágyszárú fajaira nézve.

I. Üzem módok és felújítási módok hatása a gyepszintre

A. Vágásos üzem mód

Mint ahogy arra már utaltunk, a vágásos üzem mód miatt az úgynevezett korosztályos erdőalak alakult ki, ahol a faállomány ± egykorú (ez a leggyakoribb eset), vagy a legnagyobb és a legkisebb korosztály közötti különbség legfeljebb 60 év (ez ma még ritka eset). Az erdősítéstől a véghasználatig az erdészszakma fejlődési fázisokat (csemetés, fiatalos, sűrűség, vékonyrudas, vastagrudas, szálas, lábas) különíti el. A gyepszint fajaira nézve a faállomány gyökérkonkurenciája a fiatalos fázisban a legnagyobb, a fényellátottság pedig a sűrűség és vékonyrudas fázisban a legkisebb. A véghasználatot, az erdőfelújítást valamilyen módon túlélő zárterdei fajok számára a vágásos erdőalaknál ez a három fázis jelenti a legnagyobb megpróbáltatást. A vastagrudas fázistól a túlélők megerősödése, illetve a környező területekről a betelepülők térhódítása figyelhető meg (BARTHA 1996).

A továbbiakban felújítási módonként vizsgáljuk a gyepszint fajainak viselkedését.

a. Tarvágás és mesterséges felújítás

A legnagyobb megpróbáltatást a zárt erdők lágyszárú fajai számára a tarvágás jelenti. A hirtelen és drasztikusan megváltozó ökológiai feltételek, a vágásnövényzet létrejötte mellett a mesterséges fel-

újítás csemetéinek konkurenciájával is meg kell küzdenie az átvészelné próbáló lágyszárú fajoknak. A mesterséges felújítás módozatai is különböző módon hatnak ezekre a fajokra. A tuskózásos, teljes talaj-előkészítéses felújítás rendszerint megsemmisíti a korábbi gyepszintet, legfeljebb csak néhány túlélő egyed vagy propagulum vészeli át. A tuskózás mellett a teljes talaj-előkészítés (mély- és sekélyszántás) az, amire a terület még évtizedek múlva is „emlékezik” úgy, hogy nem engedi be a szilvikol fajok java részét. (Kérdés az is, hogy van-e honnan visszatelepülni ezeknek a fajoknak, azaz a forráspopulációk milyen messze vannak, s valamilyen akadály hátráltatja-e ezeket a folyamatokat.) A tuskózás nélküli, részleges talaj-előkészítéses (pl. altalajlazítás) felújítás esetén már nagyobb esélye van helyben átvészelné a gyepszint fajainak. Mindkét felújítási mód esetén a vegyszeres (és teljes területet érintő) gyomirtás az, ami tovább nehezíti, mi több ellehetetleníti a szilvikol fajok túlélését.

b. Fokozatos felújítógágás és „természetes” felújítás

A fokozatos felújítógágás esetén az anyaállomány megmaradt részének árnyalását a bontógágás után még élvezi a terület, továbbá kedvező az is, hogy nem jellemző a talaj-előkészítés (vagy legfeljebb csak kis területhányadot érintő pásztás, fészkes módon). Az újulat konkurenciája viszont nagy, rendszerint nagyobb, mint a mesterséges felújításnál, mivel a tőszám is igen nagy (rendszerint jóval 10 ezer csemete felett). Nem mindegy az sem, hogyan hajtják végre a fokozatos felújítógágást. A klasszikus, 3 belenyúláson alapuló, 10–30 éves időtartam alatt végrehajtott fokozatos felújítógágás esetén nagyobb esélye van a gyepszint fajainak az átvészelésre, mint a – sajnos napjainkban többnyire alkalmazott – 2 belenyúláson alapuló, 3–10 éves időtartammal végrehajtott fokozatos felújítógágásnak. Utóbbi esetben az esélyek hasonlóak a tarvágásos üzem mód részleges talaj-előkészítést alkalmazó mesterséges felújításához. (A „természetes” felújítás azért szerepel idézőjelben, mert a szakzsargon helytelen ebben az esetben, ugyanis a természetben ilyen jellegű felújulás nincs, természetes úton így nem újulnak meg az állományok.)

c. Szálalógágás és „természetes” felújítás

Szálalógágás esetén az anyaállomány hátrahagyott egyedeinek árnyalását a fokozatos felújítógágáshoz képest hosszabb ideig (> 30 év) élvezi a terület, a szét húzott korosztályok miatt nemcsak a faállomány heterogénebb, hanem ennek következtében a gyepszint is mozaikosabb (különösen a csoportos, a sávós és a kombinált, legkevésbé az ernyős belenyúlás esetén). A különböző korosztályokhoz tartozó foltokban az eltérő fényviszonyok és konkurencia miatt eltérő ösz-

szetételű és borítású foltok alakulnak ki a gyepszintben, ahol az egyik foltból a másik foltba való áttelepülésnek is megvan már az esélye.

B. Szálaló üzemmód és természetes felújulás

Az üzemmódok közül a szálaló az, amely a legkedvezőbb a gyepszint fajainak megmaradása tekintetében. Az ökológiai feltételek itt változnak meg a legkevésbé, nagyfokú a mozaikosság, valójában vágásnövényzetről nem is beszélhetünk, csak léknövényzetről (ugyan a fajok egy része közös is lehet), a gyepszint fajai belső átrendeződésének nincs különösebb akadálya. Ennél az üzemmódnál mondhatjuk el, hogy a gyepszint összetétele, szerkezete egy nagyobb, több hektáros területet tekintve állandó.

C. Átalakító üzemmód

Az átalakító üzemmód esetén a szálalóvágásnál leírtakhoz hasonlóakat lehet tapasztalni a gyepszint fajait illetően.

D. Faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód

Ennél az üzemmódnál a be nem avatkozás-elve érvényesül, ami a gyepszint fajai megmaradása szempontjából a legkedvezőbb. (Feltételezve, hogy jó természetességi állapotban van a gyepszint, nem gyomosodott, s egyéb veszélyeztető tényező sem érinti.) A magára hagyás akkor lehet veszélyes (a gyepszintre nézve is), ha ezekre a területekre betörnek az inváziós fajok, illetve a nagyvadállomány táplálkozó vagy búvóhelyként jelentős hatást gyakorol rájuk. Ilyen esetekben a gyepszint gyors és látványos degradálódása is bekövetkezhet.

II. Fafajcserék hatása a gyepszintre

Fafajcseréket részben az úgynevezett rontott erdők felváltására, részben szakmapolitikai okok, illetve a nagyobb fatermés, minőségi fatermesztés reménye miatt hajtott/hajt végre az erdősz. Ma védett természeti területeken viszont a természetszerű erdők visszaalakítása, kialakítása miatt jellemző a fafajcseré. Ezek alapvetően kétféle módon befolyásolják a gyepszint összetételét, szerkezetét és működését: 1. a fényellátottsági viszonyok megváltozásával, 2. az alomszint és a humuszos szint megváltoztatásával. (A fafajcserét megelőző talaj-előkészítést és erdőfelújítási módot, továbbá a fafajcseré előtti viszonyok hatását itt nem tárgyaljuk.) Néhány fontosabb fafaj(-csoport) alkalmazása esetén az alábbi változásokra és következményekre hívhatjuk fel a figyelmet:

A **fenyőfajok**ra való lecserélés során a fényviszonyok is alapvetően megváltoznak, ugyanis az örökzöld fenyőfajok a teljes év során árnyalják a talajfelszínt (ennek mértéke csak a napjárástól és napállástól

függ), egyenletesen fényben szegényebb erdőbelsőket alakítanak ki, mint általában a lombos fafajok. A korona intercepció vesztesége is nagyobb (különösen a téli időszak miatt) és egyenletesebb, mint a lomboserdőknél, az erdőbelsőbe – éves szinten – így kevesebb csapadék jut. A lombos fafajok esetében lombjavesztett állapotban jelentős (különösen a sima kérgű fafajoknál) a törzsön lefolyó csapadék, amely a gyökér környékén lokális víztöbbletet és elsavanyodást okoz, s ez kihat a gyepszint (és mohaszint) fajainak megtelepedésére is. A fenyőfajok esetében a törzsön lefolyó csapadék elhanyagolható. A fenyvesek alatt kevesebb hó borítja a talajfelszínt, mint a lomboserdők alatt, így a hó védőhatása bizonyos életformák (pl. kamefitonok, hemikriptofitonok, félcserjék) esetében a fenyvesek alatt kevésbé hatékony, mint a lomboserdőkben. A tavaszi árnyalás miatt a hó egyébként nehezebben olvad el a fenyvesekben, mint a lomboserdőkben, ami többek között a koratavaszi aszpektus kialakulását is hátráltatja. A lomboserdőkben a falevelek rövid időköz alatt hullanak le, a széleslevelű fafajok (pl. bükk, gyertyán, tölgyek) lombalma vastagabb rétegben fedi a talajfelszínt, mint az elnyújtottan hulló, keskeny tűlevelekből képződő alom. E miatt is hiányzik – a meredek területek kivételével – a lomboserdőkből a mohaszint. A tűlevelek – magas lignin- és gyantatartalmuk miatt – nehezebben bomlanak le, mint a lomblevelek. A lehulló tűalom elbomlása révén a keletkezett nyershumusz és móder alapvetően más szubsztrátumot jelent a gyepszint fajai számára, savanyodik a talajfelszín, bázisokban szegényebb lesz a talaj. A nyershumusz és a móder kevésbé kedvező szubsztrátum a sarjtelepképző (polikormonképző) fajoknak, továbbá a földalatti raktározó szervvel rendelkező (geofiton) fajoknak, a tápanyagszegénység nemcsak a geofitonok, hanem a magaskórósok java részét is távol tartja. Ugyanakkor a tűalom, a nyershumusz és a móder kedvez a nagyon apró szaporítóképletekkel (pl. spóra, apró magvak) rendelkező fajok (pl. mohák, harasztok, körtikefélék, orchideafélék) megtelepedésének, amelyek a szél segítségével olyan területeken álló (kultur)fenyvesekbe is eljuthatnak, ahol nem is várnánk őket. Az egytűs fenyőfajok (lucfenyő, jegenyefenyő) állományai másképpen viselkednek, mint a kéttűs fenyőfajoké (erdeifenyő, feketefenyő). Előbbiek idősebb korban is magas záródásúak, utóbbiak viszont – különösen száraz termőhelyen – kiritkulnak, alacsonyabb záródásúvá válnak, így ezekben az állományokban könnyebben vissza tud térni a termőhelynek megfelelő lomboserdei fajok többsége (BARTHA 1997, 2000).

A **fehér akác**ra való lecserélés során az erdőbelső – a faj laza lombozata miatt – fényben gazdagabb és melegebb lesz, minek következtében az edafon intenzívebben szabadítja fel a feltalajból a hozzáférhető tápanyagokat. Ehhez járul még az is, hogy a fehér akác lombja könnyen bomlik, kevésbé vastag réteg-

ben borítja a talajfelszínt, az avarlebotó izeltlábú együttes rendkívül fajszegény és csekély egyedszámú, ami a talajképződés szempontjából kedvezőtlen. A fajaj sajátossága a gyökérgümőkben élő és a levegő molekuláris nitrogénjét fixáló *Rhizobium leguminosarum* subsp. *acaciae*, melynek tevékenysége tovább növeli a talaj tápanyag-, benne különösen a nitrogén-készletét. Ezek következtében a korábbi gyepszint fajai javarészt eltűnnek, csak néhány generalista (pl. széleslevelű salamonpecsét, erdei szálkaperje) képes átvészelni, s a gyepszintet tartósan eluralják a nitrofil fajok (BARTHA és mtsai 2006).

A **fekete dió** tulajdonságai hasonlítanak a fehér akácra (laza lombkorona, nitrogénygyűjtő baktérium = *Frankia juglandi*), ezért a gyepszint megváltozása és összetétele nagyon hasonlít az (üde-félnedves termőhelyen álló) akácok gyepszintjére. A fekete dió sajátossága még az erős allelopátiás hatás is, ez is kihat a gyepszint összetételére és borítására (BARTHA 1989).

A **vörös tölgy** erős árnyalóképesége és nagyon nehezen lebomló lombalma miatt változtatja meg alapvetően a gyepszintet, melynek borítása nagyon alacsony (sokszor nudum, szubnudum), s többnyire csak néhány árnytűrő generalista jellemzi (BARTHA 1991).

III. Ápolások és előhasználatok hatása a gyepszintre

A csemetés és fiatalos fázisban az ápolások azok, amelyek módosíthatják a gyepszintet. A gazdálkodó minden olyan fás- és lágyszárú növényfajt igyekszik eltüntetni a területről, amelyek megítélése szerint hátráltathatják a főfafaj(ok) növekedését, fejlődését. Ezeknek a totális jellegű beavatkozásoknak az ártatlan lágyszárú növényfajok is áldozatul eshetnek, különösen, ha teljes területet érintő vegyszeres gyomirtást alkalmaznak. (Ennél a szemléletnél – elsősorban költségtakarékosság miatt – elmozdulás tapasztalható, s a gyomirtás helyett a gyomkorlátozás lép előtérbe, amely a területre és a fajokra nézve is szelektív.)

Az előhasználatok (tisztítások, tisztítógázások, gyérítések) a gyepszint fajaira nézve abból a szempontból érdekesek, hogy magát a növényeket, illetve a feltalajt milyen mértékben károsítják. Az emberi, állati és gépi taposások, a közelítések, a szennyezések (pl. szemét, olaj) azok a hatások, amelyek a fényben gazdagabb, de továbbra is homogén erdőbelsőjű állományok bizonyos fajainak hirtelen felszaporodását (lásd később a fajok bemutatásánál a 8. pontot), míg az érzékenyebb fajok visszaszorulását okozhatják.

IV. Vadhatás és a gyepszint fajai

Tulajdonképpen a korábbi időszakokban a háziállatokkal végzett erdei legeltetés és makkoltatás hasonló következményekkel járt, mint a napjainkban sokszorosára szaporított nagyvadállomány hatása. A különbség talán abban van, hogy erdei legeltetés-

sel, makkoltatással nem minden erdőrészt érintettek, s azt zömében fellazított állományokban hajtották végre. A nagyvadállomány táplálkozásával, taposásával, trágyázásával, túrásával és fekvéseivel befolyásolja a gyepszint összetételét és borítását. A „szerecsés” növények a mérgezőek és a szúrósak, ezeket nem vagy alig fogyasztja a nagyvad. Elszaporodásuk különleges tulajdonságukon túl annak is köszönhető, hogy a nem mérgezőek és nem szúrósak elfogyasztásával csökken a területen a kompetíciós nyomás. (Ez a jelenség különösen a vadaskertekben szembetűnő, de szabad területeken is gyakorta megfigyelhető.)

V. Inváziós növényfajok hatása a gyepszintre

Az inváziós fajok betörése zárt erdők gyepszintjébe súlyos működésbeli zavarokat jelez. A nem átalakító fajok (pl. kisvirágú nebánsvirág, keresztlapu, egynyári seprence, magas kúpvirág) kevésbé, az átalakító fajok (pl. selyemkóró, amerikai őszirózsa fajok, süntök, óriáskeserűfű fajok, vadcsicsóka, kaukázusi medvetalp, japán komló, bíbor nebánsvirág, amerikai alkörmös, magas és kanadai aranyvessző) lényegesen megváltoztatják a meghódított terület anyag- és energiaforgalmát, a gyepszint összetételét és szerkezetét. (Ezeket részletesen taglalják a közelmúltban megjelent művek: CSISZÁR 2012, CSISZÁR és KORDA 2015, BOTTA-DUKÁT és MIHÁLY 2006, MIHÁLY és BOTTA-DUKÁT 2004).

A zárt erdők fontosabb lágyszárú fajainak bemutatása

Az erdei növényfajok (szilvikol fajok) száma hazánkban 840 körüli, melyek az edényes növényfajaink több mint egyharmadát teszik ki (BARTHA 1992). Fajonkénti bemutatásuk e kiadvány keretében nem lehetséges és értelmetlen is, ezért bizonyos funkciócsoportokat képeztünk azért, hogy a gyepszint jelzései jobban érzékelhetők, értékelhetők, illetve az esetleges védelmi beavatkozások könnyebben megtervezhetők és kivitelezhetők legyenek. Hasonló csoportokat – elsősorban a vízháztartás és a talajkémhatás jelzésére – már CSAPODY és mtsai (1963) is alkottak. Ki kell emelni, hogy itt csak néhány funkciócsoport bemutatására van lehetőség, a hazai erdőkben ezeknél jóval többet lehet elkülöníteni. Funkciócsoportnak tekintjük itt azon növényfajok összességét, amelyek akár rendszertanilag egymástól távol is állhatnak és nem is biztos, hogy együtt, egy helyen lépnek fel, de egy vagy kevés jellemző tekintetében egyforma vagy nagyon hasonló szerepet töltenek be. A funkciócsoportokat tehát többnyire csak egy vagy kevés jellemző vizsgálata céljából alakítjuk ki, szerveződési egységnek nem tekinthetők, viszont a probléma szempontjából lényeges, gon-

dolkozásunkat segítő és a bonyolultságot mérséklő konstrukciók (JORDÁN 2007). A bemutatásra kerülő funkciók csoportok az alábbiak:

1. Koratavaszi aspektus növényfajai

Az üde-félnedves vízgazdálkodási fokú lomboserdők legfeltűnőbb, legattraktívabb aspektusa a koratavaszi aspektus. Ennek hossza mintegy hat hét, időjárástól (és egyéb környezeti tényezőtől: pl. domborzati forma, kitettség) függően a kezdete március elejére, március közepére esik. Az aspektus végét az állományalkotó lombos fafajok kilombosodása jelenti, amely a fényellátottság tekintetében lényeges váltoást okoz. Kilombosodás előtt ugyanis teljes a megvilágítás az erdőbelsőben, s így a gypszint esetében is. (Megjegyzendő viszont, hogy a Nap alacsony járása és a nappalok rövidege miatt az energiaközvetítés mértéke alacsony, jóval kevesebb, mint például nyáron a teljes megvilágítottságot élvező területeken.) A koratavaszi aspektus fajainak éves életciklusát elsődlegesen viszont a kellő hőmennyiség elérése indítja el, a feltalaj felmelegedése a lombzat nélküli faállomány miatt viszonylag gyorsan bekövetkezik. Lényeges, hogy ezen aspektus fajai elsősorban geofiton életformájúak, azaz földalatti raktározó szervekkel rendelkeznek, amelyeken/amelyekben az átvészélő, megújulást segítő rügyek is megtalálhatók. Ilyen raktározó szerv a hagyma (pl. medvehagyma, sárga tyúktaréj, hóvirág, tavaszi tőzike, tavaszi csillagvirág), a hagymagumó (pl. sáfrányok), a gyöktörzs és tarack (pl. berki szellőrózsa, bogláros szellőrózsa, galambvirág, pézsmaboglár, vicsorgó, kapotnyak, hagymás fogasír, bókoló fogasír, aranyos veselke), a gumó (pl. odvas keltike, ujjas keltike) és a koloncos gyökérágak (pl. salátaboglárka). Ezekben a földalatti raktározó szervekben halmozta fel a növény az előző évi vegetációs időszakában azokat a tápanyagokat, amelyeket ebben az évben elegendő vízfelvétel és a kellő hőmennyiség elérése után mozgósítani tud, s képes kihajtani. A gyors vízfelvétel csak akkor valósulhat meg, ha az a talajban rendelkezésre áll, ezért csak az üde és félnedves vízgazdálkodási fokú lomboserdőkre (pl. bükkösökre, gyertyános-tölgyesekre és keményfás ligeterdőkre) jellemző a koratavaszi aspektus. Ennél szárazabb vízgazdálkodású talajokon nem jut a földalatti raktározó szervekbe és a kihajtó növény földfeletti részeibe rövid idő alatt elegendő mennyiségű víz, nedves-vizes talajokon viszont a levegőtlen talajokban már elrohadnának ezek a szervek. Lényeges az is, hogy a földalatti raktározó szerv befogadására legyen alkalmas szubsztrátum. Ezt csak az ép, sértetlen, kellő mélységű, mull humuszos feltalaj tudja biztosítani. Erőziora hajlamos részeken, zavart talajfelszíneken ezért nem alakul ki vagy tűnik el többek között a koratavaszi aspektus. A kellő hő- és vízmennyiség mellett az is lényeges, hogy legyen elegendő mennyiségű hozzáférhető táp-

anyag a feltalajban. Ugyanis a földalatti raktározó szervekből fölhasznált tápanyagok helyett ezen fajok rövid vegetációs időszakában vissza kell pótolni azokat a tápanyagokat, amelyeket – hosszabb raktározás után – majd a következő évi kihajtás esetén fognak mozgósítani. Csak a mull humuszforma az, ahol kellően gyors lebomlási, mineralizációs folyamatok zajlanak, s a koratavaszi aspektus növényei számára rövid időn belül elegendő mennyiségű tápanyag táródik fel. Nyershumusz és moder humuszforma mellett a tápanyagfeltárási lassúbb folyamat, s egységnyi idő alatt a hozzáférhető tápanyagok mennyisége is kevesebb. Esetünkben a széleslevelű fafajok (pl. bükk, gyertyán, kocsányos és kocsánytalan tölgy, hársak, szilek, juharok) produkálják azt az alommennyiséget, amelyből az üde és félnedves vízgazdálkodási fokú termőhelyen mull humusz keletkezik, s megfelelő tápanyagbázist jelent a koratavaszi aspektus geofiton fajainak. Összefoglalva tehát a koratavaszi aspektus geofiton életformájú fajai számára koratavasszal elegendő hőmennyiség, elegendő, gyorsan hozzáférhető víz, üde-félnedves vízgazdálkodási fokú termőhely, mull humuszos, ép, sértetlen feltalaj szükséges.

Kétségtelen, hogy a koratavaszi aspektus fajai jellemzően geofiton életformájúak, de e mellett természetesen találunk évelőket, elsősorban hemikriptofitonokat (pl. hunyor fajok, ibolya fajok, májvirág, szártalan kankalin, orvosi tüdőfű, fehér acsalapu), melyek nem fejezik be olyan hamar éves életciklusukat, mint a geofitonok, ugyanis a koratavaszi virágzás és a faállomány kilombosodása után vegetatív részeik még hosszabb ideig asszimilálnak. Ezekon kívül egyévesek is előfordulnak, mely életformán belül az őszszel csírázó, koratavasszal virágzó, s tavasz vége felé mag alakba visszahúzódó fajok jellemzőek (pl. borostyánlevelű veronika, tyúkhúr), amelyek tömeges feliszaporodása mindig zavarást jelez (BARTHA 2012).

2. Vízgazdálkodási fokot jelző növények

A vízgazdálkodási fok az adott termőhely vízellátottságát jelző érték, melyet indikátornövények alapján határozunk meg. Általánosságban elmondható, hogy minden növényfaj jelzőszereppel bír. Ezek közül önálló jelzőszerepe csak a szűk ökológiai tűrőképességű fajoknak van, melyek száma azonban alacsony. A tágabb ökológiai tűrőképességű fajok jelzőértéke kisebb, ezek két-három kategóriát is jelezhetnek, a termőhelyet ezeknek csak a komplexumból (mennyiségi viszonyaikból) lehet jellemezni. Néhány faj igen széles ökológiai tűrőképességű, ezek nem típusjelzők, csak a vízgazdálkodás behatárolását segítik. Vannak továbbá fajok, melyek csak bizonyos erdőtársulás-csoportban típusjelzők, illetve más-más erdő-társulás-csoportban más-más típust jeleznek.

Hazánkban az 1950-es években alakult ki az úgynevezett erdőtipológia, mely a növényeket a vízgaz-

dálkodási viszonyok, illetve a talajkémhatás jellemzésére használja, s a felállított 14 faállománytípust a vízgazdálkodási fokok szerint differenciálja. (Az erdőtípológia hazai kialakulása, majd elsorvadása, eredményei, ezek hasznosíthatóságának a bemutatása nem lehet e tanulmány része.) A vízellátottságot jelző lineáris skálán 8 vízgazdálkodási fok található (szélsőségesen száraz, igen száraz, száraz, félszáraz, üde, félnedves, nedves, vizes), amelyekből egy-egy faállomány-típushoz vagy erdőtársulás-csoporthoz csak néhány rendelhető. A klasszikus, úgynevezett Majer Antal-féle erdőtípológia (MAJER 1962, 1963, 1968, SZODFRIDT 1966) egy-egy faállomány-típuson belül egy-egy vízgazdálkodási fokot az ott tömegesen megjelenő indikátor fajjal nevezett meg (pl. száraz vízgazdálkodási fokú cseres-tölgyeseknél keskenylevelű perjés cseres-tölgyes és tollas szálfaperjés cseres-tölgyes), a későbbiekben azonban már nem a faállomány-típusokhoz, hanem az erdőtársulás-csoportok (BARTHA 1999) különböző vízgazdálkodási fokaihoz rendelték az indikátor növényeket, pontosabban azoknak a komplexét, mivel egy adott területen rendszerint több faj is megtalálható, melyek ugyanazt a vízgazdálkodási fokot jelzik (BARTHA és mtsai 1999). A területen fellelhető fajok és azok mennyiségi viszonyai alapján adható meg a vízgazdálkodási fok, megjegyezve, hogy a nehéz esetek eldöntésénél jó referenciát jelenthet a közelben, hasonló termőhelyen álló más állományokkal való összehasonlítás. Fontos azt is hangsúlyozni, hogy a vízgazdálkodási fok (különösen nagy területen) nem átlagolható, azaz különböző fokokat jelző növények jelenléte esetén nem jellemezhető a terület egy átlagos értékkel vagy növényfajjal. Néhány erdőtársulás esetében az állományfejlődés során ugyanaz a termőhely több vízgazdálkodási fokot is változhat (TÖRÖK 2006), így a korábban fölvetett állapottól való eltérés nem feltétlenül az előző felmérés hibájára utal. Előfordulhat az is, hogy egy terület gypszintje hiányzik (nudum), amely esetben a lágyszárúak hiánya nem jelzőértékű, hanem a megvilágítás (időleges) hiányának vagy az erózióknak az eseménye. Megjegyzendő, hogy éppen a nyílt erdőtársulás-csoportok (bokorfüzesek, fűz- és nyírlápok, szikla-, szurdok- és törmelékeltető-erdők, bokorerdők, sziki tölgyesek, lösztölgyesek, borókás-nyárasok) esetében a gypszint alapján nehéz vagy éppen nem is lehet vízgazdálkodási fokokat megadni, amelynek oka a kis kiterjedés (fragmentális megjelenés), illetve a térben és időben erősen változó jelleg (társulások, illetve típusok mozaikos megjelenése, típusok évszakos változása) lehet.

Az alábbiakban az erdőtársulás-csoportok szerint adjuk meg a különböző vízgazdálkodási fokokhoz tartozó lágyszárú növényfajokat Bartha Dénes, Király Gergely és Tímár Gábor összeállítására (BARTHA és mtsai 1999) nyomán. (Megj.: A *-gal megjelölt fajok más vízgazdálkodási foknál is megjelenhetnek.)

Erdőtársulás-csoportok vízgazdálkodási fokát jelző növények

A. Természetes/természetszerű erdők

1. Hegy- és dombvidéki, alföldperemi klímaregionális erdők

1.1. Hegy- és dombvidéki bükkösök

Száraz	<i>Carex alba</i> , <i>Melica uniflora</i> *, <i>Poa nemoralis</i> * (megj.: ritkán előforduló, sekély, köves talajú típus, igazi típusjelzője tulajdonképpen nincs)
Félszáraz	<i>Carex pilosa</i> , <i>Festuca drymeia</i> , <i>Melica uniflora</i> *, <i>Poa nemoralis</i> *
Üde	<i>Allium ursinum</i> *, <i>Asarum europaeum</i> , <i>Carex pilosa</i> *, <i>Galium odoratum</i> , <i>Melica uniflora</i> *, <i>Mercurialis perennis</i> *, <i>Milium effusum</i> , <i>Pulmonaria officinalis</i>
Félnedves	<i>Aconitum</i> spp., <i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Allium ursinum</i> *, <i>Athyrium filix-femina</i> *, <i>Carex sylvatica</i> , <i>Circaea lutetiana</i> , <i>Dryopteris filix-mas</i> *, <i>Galeobdolon luteum</i> , <i>Mercurialis perennis</i> *, <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Parietaria officinalis</i> , <i>Stachys sylvatica</i>
Nedves	<i>Athyrium filix-femina</i> *, <i>Dryopteris filix-mas</i> *, <i>Impatiens noli-tangere</i> , <i>Parietaria officinalis</i> *

1.2. Középhegységi és dombvidéki gyertyános – kocsánytalan tölgyesek

Félszáraz	<i>Carex pilosa</i> *, <i>Festuca drymeia</i> , <i>Melica uniflora</i> *, <i>Poa nemoralis</i> *, <i>Stellaria holostea</i> *
Üde	<i>Allium ursinum</i> *, <i>Asarum europaeum</i> , <i>Carex pilosa</i> *, <i>Galium odoratum</i> , <i>Melica uniflora</i> *, <i>Mercurialis perennis</i> *, <i>Milium effusum</i> , <i>Pulmonaria officinalis</i> , <i>Stellaria holostea</i> *
Félnedves	<i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Allium ursinum</i> *, <i>Carex sylvatica</i> , <i>Circaea lutetiana</i> , <i>Mercurialis perennis</i> *, <i>Stachys sylvatica</i>
Megj.:	Az esetleg előforduló „száraz” típus feltehetően cseres-kocsánytalan tölgyes származék (típusjelzőket lásd ott!).

1.3. Sík- és dombvidéki gyertyános – kocsánytalan tölgyesek

Félszáraz	<i>Convallaria majalis</i> *, <i>Vinca minor</i>
Üde	<i>Allium ursinum</i> *, <i>Convallaria majalis</i> *, <i>Galium odoratum</i> , <i>Milium effusum</i> , <i>Pulmonaria officinalis</i>
Félnedves	<i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Allium ursinum</i> *, <i>Carex sylvatica</i> , <i>Circaea lutetiana</i> , <i>Galeobdolon luteum</i> , <i>Stachys sylvatica</i>

1.4. Középhegységi és dombvidéki cseres – kocsánytalan tölgyesek

Száraz	<i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Carex michelii</i> , <i>Carex flacca</i> , <i>Poa nemoralis</i> *
Félszáraz	<i>Carex montana</i> , <i>Digitalis grandiflora</i> , <i>Festuca heterophylla</i> *, <i>Lathyrus niger</i> , <i>Melica uniflora</i> *, <i>Poa nemoralis</i> *
Változó vízellátásra utalnak:	<i>Agrostis canina</i> , <i>Deschampsia caespitosa</i> , <i>Molinia</i> spp., <i>Lysimachia punctata</i>
Megj.:	Ahol cseres vagy cseres-tölgyes állományban gyakoriak az üde lomberdei fajok (pl. <i>Allium ursinum</i> , <i>Asarum europaeum</i> , <i>Carex pilosa</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Mercurialis perennis</i> , <i>Pulmonaria officinalis</i> stb.) és igen erős a cserjeszint, ott a faállomány valószínűleg jelentősen eltér a természetes erdőtársulástól, ami bükkös vagy gyertyános – kocsánytalan tölgyes lehetett.

1.5. Sík- és dombvidéki cseres – kocsányos tölgyesek

(Igen száraz)-száraz	<i>Agrostis capillaris</i> , <i>Festuca rupicola</i> , <i>Poa angustifolia</i>
Félszáraz-nedves (változó vízgazdálkodás)	<i>Agrostis canina</i> , <i>Deschampsia caespitosa</i> , <i>Molinia</i> spp., <i>Sieglingia decumbens</i>

2. Mészkerülő erdők

2.1. Mészkerülő bükkösök és mészkerülő gyertyános – tölgyesek

Száraz	<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i> , <i>Luzula luzuloides</i> *, <i>Melampyrum pratense</i> *, <i>Vaccinium myrtillus</i> *
Félszáraz	<i>Calamagrostis arundinacea</i> , <i>Galium rotundifolium</i> *, <i>Luzula luzuloides</i> *, <i>Melampyrum pratense</i> *, <i>Vaccinium myrtillus</i> *
Üde	<i>Galium rotundifolium</i> *, <i>Majanthemum bifolium</i> , <i>Prenanthes purpurea</i>

2.2. Mészkerülő tölgyesek

Igen száraz	<i>Calluna vulgaris</i> *, <i>Deschampsia flexuosa</i> *, <i>Festuca tenuifolia</i> , <i>Genista pilosa</i> , <i>Leucobryum glaucum</i>
Száraz	<i>Calluna vulgaris</i> *, <i>Deschampsia flexuosa</i> *, <i>Luzula luzuloides</i> *, <i>Melampyrum pratense</i> *, <i>Vaccinium myrtillus</i> *
Félszáraz	<i>Calamagrostis arundinacea</i> , <i>Luzula luzuloides</i> *, <i>Melampyrum pratense</i> *, <i>Vaccinium myrtillus</i> *

2.3. Délnyugat-dunántúli erdeifenyő-elegyes lomboserdők

Megj.: Keverednek a mészkerülő erdőkre és az üde lomboserdőkre jellemző fajok. Ennek megfelelően a típus is ezen fajok kombinációi jelzik.

Igen száraz	<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i> , <i>Dicranum</i> spp., <i>Leucobryum glaucum</i> , <i>Polytrichum</i> spp., <i>Vaccinium myrtillus</i>
Száraz	<i>Luzula luzuloides</i> , <i>Genista ovata</i>
Félszáraz-nedves (változó vízgazdálkodás)	<i>Deschampsia caespitosa</i> , <i>Molinia</i> spp., <i>Sieglingia decumbens</i> , <i>Juncus</i> spp., <i>Potentilla erecta</i> , <i>Sphagnum</i> spp.

3. Mészkedvelő erdők

3.1. Mész- és melegkedvelő tölgyesek

Igen száraz	<i>Festuca rupicola</i> , <i>Bromus erectus</i>
Száraz	<i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Lithospermum purpureo-coeruleum</i> *, <i>Oryzopsis virescens</i>
Félszáraz	<i>Lithospermum purpureo-coeruleum</i> *, <i>Melica uniflora</i>
Megj.:	Nehezen tipizálhatók, a szárazabb típusoknak általános típusjelzője tulajdonképpen nincs. A vízgazdálkodási fok meghatározását a félszáraz (de néhol már a száraz) típusokban meglévő, üde lomboserdőkre jellemző fajok aránya is segítheti.

4. Erdőssztyepp-erdők

4.1. Homoki tölgyesek

(Szélsőségesen száraz) - igen száraz	<i>Bromus erectus</i> , <i>Festuca rupicola</i> , <i>Festuca vaginata</i>
Száraz	<i>Lithospermum purpureo-coeruleum</i> *, <i>Polygonatum odoratum</i>
Félszáraz	<i>Convallaria majalis</i> *, <i>Lithospermum purpureo-coeruleum</i> *, <i>Polygonatum latifolium</i> *
Üde	<i>Agropyron caninum</i> , <i>Convallaria majalis</i> *, <i>Pulmonaria officinalis</i> , <i>Polygonatum latifolium</i> *
Félnedves	<i>Circaea lutetiana</i> , <i>Salvia glutinosa</i> , <i>Stachys sylvatica</i>

5. Ligeterdők

5.1. Síkvidéki (folyómenti) fűz – nyár (puhafás) ligeterdők

Nedves	<i>Impatiens noli-tangere, Rubus caesius</i>
Vizes	<i>Carex riparia, Iris pseudacorus, Myosotis palustris, Phragmites australis, Typhoides arundinacea</i>

5.2. Síkvidéki (folyómenti) tölgy – kőris – szil (keményfás) ligeterdők

Üde	<i>Allium ursinum*, Asarum europaeum, Convallaria majalis, Galium odoratum</i>
Félnedves	<i>Aegopodium podagraria, Allium ursinum*, Carex brizoides, Carex sylvatica, Circaea lutetiana, Festuca gigantea, Stachys sylvatica</i>
Nedves	<i>Carex remota, Impatiens noli-tangere, Rubus caesius</i>

5.3. Hegy- és dombvidéki (patakmenti) ligeterdők

Félnedves	<i>Aegopodium podagraria, Carex brizoides, Galeobdolon luteum</i>
Nedves	<i>Caltha palustris*, Carex remota, Chrysosplenium alternifolium, Impatiens noli-tangere</i>
Vizes	<i>Caltha palustris*, Carex acutiformis, Carex pendula</i>

6. Láperdők

6.1. Égerlápok

Nedves	<i>Deschampsia caespitosa, Rubus caesius, Symphytum officinale</i>
Vizes	<i>Carex acutiformis, Carex elata, Carex elongata, Hottonia palustris, Thelypteris palustris</i>

3. Változó vízellátást jelző növények

A változó vízellátású termőhelyeken a vegetációs időszakban időnként hol túl sok a víz, hol túl kevés. A változó vízellátás rövid idejű többletvizet jelent, mely általában a vegetációs időszak első felében jellemzőbb. Tipikusan a pszeudoglejes barna erdőtalajok, a cseri talajok és a szikes talajok egy része jellemezhető ezen hidrológiai kategóriával. A víztöbblet mindig a csapadékból (hóolvadásból, tartós esőből, nagy záporokból, lejtők szivárgó nedvességéből) származik, a talajfelszínen vagy a talaj felső rétegében jelentkezik, és nincs kapcsolatban a talajvízzel. A változó vízellátás kialakulásának alapfeltétele, hogy a talajban, a talajfelszínhez viszonylag közel, egy többé-kevésbé vízzáró, vagy gyenge vízvezetési és ezért erősen víztorlasztó réteg

legyen. A csapadékból származó víz leszivárgását a talaj mélyebb szintjeibe ez a réteg megakadályozza. A víz feltorlódik, gyakran a felszínre emelkedik, és ott megáll, míg el nem párolog vagy nagyon lassan a mélybe szivárog. Ezután vízhiányos állapot is felléphet. E szélsőséges vízgazdálkodású termőhelyeket az alábbi gyakoribb fajok jelzik (BARTHA és mtsai 1999, 2008):

Bakfű (*Betonica officinalis*)
 Cérnatippan (*Agrostis capillaris*)
 Festő zsoltina (*Serratula tinctoria*)
 Gyepes sédbúza (*Deschampsia caespitosa*)
 Háromfogfű (*Sieglingia decumbens*)
 Kékperje fajok (*Molinia* spp.)
 Kúszó boglárka (*Ranunculus repens*)
 Kutwabenge (*Frangula alnus*)
 Mocsári aszat (*Cirsium palustre*)
 Ördögharaptafű (*Succisa pratensis*)
 Pénzlevelű lizinka (*Lysimachia nummularia*)
 Pettyeggett lizinka (*Lysimachia punctata*)
 Szittyófajok (*Juncus* spp.)
 Tőzegmohák (*Sphagnum* spp.)
 Vérontófű (*Potentilla erecta*)

4. Szivárgó vizet jelző fajok

A szivárgó vizű termőhelyek a hegy- és dombvidékeken gyakoriak, de nem nagy kiterjedésűek. A lejtők lábánál, a teraszokon, a meredekebb oldalak után következő enyhe lejtők felső részén, mély völgyekben a leszivárgó víz többletvizként jelentkezik. A víz legnagyobb része az avartakaró alatt, vagy a B-szint feletti lazább A-szintben szivárog a lejtőn. A szivárgó víz oxigénben dús, főleg a mozgása miatt, így ezt a többletvizet a levegőigényes fajok gyökerei is jól tudják hasznosítani. E hidrológiai kategóriát jellemző gyakoribb fajok a következők (BARTHA és mtsai 1999, 2008):

Békabogyó (*Actaea spicata*)
 Ritkás sás (*Carex remota*)
 Óriás zsurló (*Equisetum telmateia*)
 Élő szélű (*Mercurialis perennis*)
 Podagrafű (*Aegopodium podagraria*)
 Tündérfű (*Aruncus sylvestris*)
 Hölgypáfrány (*Athyrium filix-femina*)
 Selyemsás (*Carex brizoides*)
 Lecsüngő sás (*Carex pendula*)
 Aranyos veselke (*Chrysosplenium alternifolium*)
 Erdei varázslófű (*Circaea lutetiana*)
 Bókoló fogasír (*Dentaria enneaphyllos*)
 Erdei zsurló (*Equisetum sylvaticum*)
 Óriás csenkesz (*Festuca gigantea*)
 Sárga árvacsalán (*Galeobdolon luteum*)
 Erdei nebáncsvirág (*Impatiens noli-tangere*)
 Galambvirág (*Isopyrum thalictroides*)
 Tavaszi tözike (*Leucojum vernalis*)
 Erdei madársóska (*Oxalis acetosella*)
 Farkasszőlő (*Paris quadrifolia*)

Fehér acsalapu (*Petasites albus*)
 Gyapjas boglárka (*Ranunculus lanuginosus*)
 Kétlevelű csillagvirág (*Scilla bifolia*)

5. Erodált talajfelszín, tápanyagszegény talajokat jelző fajok

A természetes vagy antropogén erózió esetén a talaj felső rétege(i) az alacsonyabban fekvő részekre mosódnak, az alomszint és a humuszszint sérül, vagy el is tűnik. Ilyen esetben a talajok ásványi összetevői jutnak a felszínre vagy annak közelébe, a feltalaj (alom- és humuszszint) pufferoló hatása csökken vagy megszűnik, a kilúgzás viszont felerősödik. Mindezek következtében romlik a talajok vízháztartása, azok szárazabbá válnak, illetve a tápanyagok egy része lemosódott, illetve bemosódott. A korábbi évszázadokban dívó alomszedés, erdei legeltetés és makkoltatás, a közelmúlt és napjaink kíméletlen közelítései, a nagyvad és az ember taposása, továbbá maga a vágásos üzem módja okolható az ilyen területek, foltok kialakulása miatt. Többnyire hemikriptofiton fajok képesek az ilyen területeken tartósan fennmaradni (BARTHA és mtsai 1999, 2008):

Cérnatippán (*Agrostis capillaris*)
 Fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum*)
 Erdei nádtippán (*Calamagrostis arundinacea*)
 Baracklevelű harangvirág (*Campanula persicifolia*)
 Ujjas sás (*Carex digitata*)
 Lappangó sás (*Carex humilis*)
 Hegyi sás (*Carex montana*)
 Erdei deréce (*Chamaenerion angustifolium*)
 Erdei sédbúza (*Deschampsia flexuosa*)
 Erdei füziké (*Epilobium montanum*)
 Mezei zsurló (*Equisetum arvense*)
 Sváb rekettye (*Genista germanica*)
 Selymes rekettye (*Genista pilosa*)
 Olasz hölgymál (*Hieracium sabaudum*)
 Erdei hölgymál (*Hieracium sylvaticum*)
 Kapcsos korpafű (*Lycopodium clavatum*)
 Réti csormolya (*Melampyrum pratense*)
 Kakicsvirág (*Mycelis muralis*)
 Juhsóska (*Rumex acetosella*)
 Martilapu (*Tussilago farfara*)
 Orvosi veronika (*Veronica officinalis*)
 Enyvecske (*Viscaria vulgaris*)

6. Talajkémhatást jelző fajok

A fajok többsége a talajkémhatás tekintetében tág tűrőképességű, csak kevés erdei faj van, amely egy szűk pH-tartományhoz ragaszkodik. Tudnunk kell azt is, hogy a talajkémhatás szerepe kiegyenlített vízháztartásnál vagy többletvíznél erősen mérséklődik, így az üde vagy ennél jobb vízellátású helyeken a szélsőséges pH-tartományok fajai (mészkerülő = acidofil és mészkedvelő = bazifil) már nem található meg. Ebből azt az általánosítást is megtehetjük, hogy a

mezofil, mezohigrofil és higrofil fajok (többsége) indifferens a talajkémhatással szemben. Acidofil és bazifil fajokat tehát (a Majer-féle vízgazdálkodási fokok szerinti csoportosításnál) szélsőségesen száraz, igen száraz, száraz és ritkábban félszáraz erdőtípusokban találunk. Különösen a szélsőségesen száraz és igen száraz, esetenként a száraz vízgazdálkodású területek állományai nem zártak, hanem felnyíltak, ezért ezek fajai itt részletezésre nem kerülnek.

A mészkerülő (acidofil) fajok mészmentes, savanyú (pH <5,5) talajon élnek, amelyek vagy mészmentes mállástermékű alapkőzeten vagy kilúgzott helyeken jönnek létre. A mészkedvelő (bazifil) fajok mésztartalmú, lúgos (pH >7,5) talajon élnek. Megemlítendő, hogy vannak olyan szárazabb termőhelyen élő fajok, amelyek mind a meszes, mind a lúgos tartományt elviselik, azaz a talajkémhatásra vonatkozó ökológiai haranggörbéjük kettős csúcú. Jellemzőbb képviselők az alábbiak (BARTHA és mtsai 1999, 2008):

Mészkedvelő fajok

Erdei szellőrózsa (*Anemone sylvestris*)
 Fehér sás (*Carex alba*)
 Nagyezerjófű (*Dictamnus albus*)
 Pirosló gólyaorr (*Geranium sanguineum*)
 Sujtár (*Laser trilobum*)
 Erdei gyöngyköles (*Lithospermum purpureo-coeruleum*)
 Pusztai szélfű (*Mercurialis ovata*)
 Bíboros kosbor (*Orchis purpurea*)

Mészkerülő fajok

Cérnatippán (*Agrostis capillaris*)
 Erdei nádtippán (*Calamagrostis arundinacea*)
 Kereklevelű harangvirág (*Campanula rotundifolia*)
 Erdei deréce (*Chamaenerion angustifolium*)
 Erdei sédbúza (*Deschampsia flexuosa*)
 Sváb rekettye (*Genista germanica*)
 Erdei hölgymál (*Hieracium sylvaticum*)
 Fehér perjeszittyó (*Luzula luzuloides*)
 Kapcsos korpafű (*Lycopodium clavatum*)
 Réti csormolya (*Melampyrum pratense*)
 Nyúlsaláta (*Prenanthes purpurea*)
 Sasharaszt (*Pteridium aquilinum*)
 Körtike fajok (*Pyrola* spp.)
 Juhsóska (*Rumex acetosella*)
 Erdei aranyvessző (*Solidago virga-aurea*)
 Orvosi veronika (*Veronica officinalis*)
 Enyvecske (*Viscaria vulgaris*)

Mészmentes és meszes talajon is előforduló fajok

Sátoros margitvirág (*Chrysanthemum corymbosum*)
 Gyöngyvirág (*Convallaria majalis*)
 Henye boroszlán (*Daphne cneorum*)
 Selymes rekettye (*Genista pilosa*)

Mezei perjeszittyó (*Luzula campestris*)
 Szarvaskocsord (*Peucedanum cervaria*)
 Citromkocsord (*Peucedanum oreoselinum*)
 Orvosi salamonpecsét (*Polygonatum odoratum*)
 Édesgyökerű páfrány (*Polypodium vulgare*)
 Bablevelű varjúháj (*Sedum maximum*)
 Festő zsoldina (*Serratula tinctoria*)
 Hegyi here (*Trifolium montanum*)
 Méreggyilok (*Vincetoxicum hircinum*)

7. Zárt erdőkben és kultúrállományokban tömegesen fellépő zavarástűrő és zavarásjelző, tápanyag-felhalmozódást jelző fajok

Egyre gyakrabban lehetünk tanúi annak, hogy az erdeink feltalajában többlet-tápanyagok halmozódnak fel, amelyeket bizonyos növényfajok gyorsan és tömeges felszaporodásukkal látványosan jeleznek. Hangsúlyozni kell, hogy ebben az esetben felvehető tápanyagokról van szó, amelyek lehet, hogy korábban is ott voltak a feltalajban, de nem felvehető formában, s valamilyen külső behatásra (pl. talajfelszín erőteljes bolygatása) váltak azok felvehetővé. De a többlet-tápanyag kívülről is érkezhet, s így dúsulhat az erdőállomány feltalaja (pl. nitrogén száraz és nedves ülepedés, nagyvad-állomány trágyája, szemétkerakás). Megjegyzendő, hogy a többlet-tápanyag többnyire nem mérhető a feltalajban, mivel azt a tömegesen fellépő növényfajok gyorsan beépítik a testükbe. A többlet-tápanyagok közül a nitrogén felvehető formái okozzák talán a leglátványosabb jelenséget a gyepszintben a nitrofil fajok felszaporodásával. Kiemelendő, hogy a kívülről érkező és a feltalajban felvehetővé váló nitrogén mellett bizonyos fajok (pl. fehér akác, fekete dió, mézgás éger, keskenylevelű ezüstfa) szimbiota baktériumpartneri (*Rhizobium* és *Frankia* fajok) a levegő molekuláris nitrogénjének megkötésével is hozzájárulhatnak a lokális nitrogén-többlet.

Zárt erdőkben és kultúrállományokban tömegesen fellépő zavarástűrő és zavarásjelző, tápanyag-felhalmozódást jelző fontosabb fajok a Majer-féle vízgazdálkodási fokként az alábbiak (BARTHA és mtsai 1999) (1. táblázat).

8. Tömeges megjelenésükkel a zárt állományok erőteljes megbontását, záródáshiányt, kiligetesedést jelző fajok

A vágásos üzemmódban kezelt, egykorú és egy- (vagy kevés-) fajfajú erdeinkben az erdőgazdálkodási gyakorlat az elérhető legnagyobb és egyenletes záródás kialakítására, fenntartására törekszik. Az előhasználatok (tisztítások, gyéritések) során ugyan a záródás csökken, s azok erélyétől függ, hogy a gyepszint borítása, összetétele, az egyes fajok részaránya hogyan változik. Gyenge erélyű belenyúlások esetén kisebb mértékű változásoknak lehetünk tanúi, néhány év alatt a belenyúlás előtti állapothoz hasonló alakul ki. Erősebb belenyúlások ese-

tén – a tartósan fényben gazdagabb erdőbelső, a magasabb talajfelszín-hőmérséklet – miatt gyors szaporodási rátával rendelkező fajok válnak tömegessé, melyek húzamosabb időn keresztül jelzik a megváltozott állapotokat. Közöttük vannak olyanok, amelyek vegetatív úton (tarackkal, indával) kolonizálják elsősorban a területet (pl. tollas szálkaperje, siska nádtippan, selyemsás, bükk-sás, hegyi csenkesz, egyvirágú gyöngyperje, keskenylevelű perje, sasharaszt, magas aranyvessző, nagy csalán), míg más fajok generatív úton teszik ugyanezt (pl. eb-tippan, erdei nádtippan, csomós ebír, békaszittyó, falgom, ligeti perje). Ezen fajok tömeges elszaporodása a vágásos erdőgazdálkodási szemléletben erdőművelési hibát jelez. Hasonló folyamat játszódik le a fokozatos felújítógázás első, úgynevezett bontóvágása után is, viszont a végvágás után alapvetően megváltoznak a létfeltételek (teljes megvilágítás, az újulat konkurenciája), ezért a fiatalos záródásig rövid idő múlva a vágásnövényzet veheti át a területet, amelynek fajai között több itteni fajt is megtalálunk. Megjegyzendő, hogy a korábbi évszázadokban – a történeti erdőhasználatok, erdőkielések idejében – számos, elsősorban tölgy fajok uralta állományt szándékosan alacsony záródással tartottak fenn, mivel így a gyepszint elfüvesedett, s erdei legeltetésre alkalmassá vált.

Tömeges megjelenésükkel a zárt állományok erőteljes megbontását, záródáshiányt, kiligetesedést jelző fontosabb fajok a Majer-féle vízgazdálkodási fokként az alábbiak (BARTHA és mtsai 1999) (2. táblázat).

9. Vágásterületek növényfajai

Vágásnövényzetről a vágásos erdőgazdálkodás (tarvágás, fokozatos felújítógázás, szálalóvágás) során beszélhetünk, annak egy rövidebb, 5–15 éves szakaszát jelenti. A vágásnövényzet a faállomány levágása után jön létre. Az állományok letermelését követően a normális anyagkörforgalom megszakad, a mikroklíma megváltozik, melegebbé válik a talajfelszín, fényben gazdag élettér jön létre. A fák gyökérkonkurenciája már nem érvényesül, a humuszos réteg gyorsan elbomlik, a mineralizáció felgyorsul, nitrogén felhalmozódás indul meg, ahol talajvíz van, annak szintje emelkedik. Az új faállomány záródásával a vágásnövényzet viszont eltűnik. A vágásnövényzet fajai széles ökológiai amplitúdójúak, de kis versenyképességűek, sok a nem őshonos (adventív) és özön- (inváziós) növényfaj közöttük. Ma a faállománnyal borított területekből közel 150 ezer hektárt borít valamilyen vágásnövényzet. Gyakoribb fajaik a főbb termőhelytípusok szerint az alábbiak (BARTHA és mtsai 1999, 2008):

Mészmentes vágásterületek növényfajai

Sasharaszt (*Pteridium aquilinum*)
 Erdei aggófű (*Senecio sylvaticus*)
 Erdei deréce (*Chamaenerion angustifolium*)
 Erdei nádtippan (*Calamagrostis arundinacea*)

1. táblázat. Zárt erdőkben és kultúrállományokban tömegesen fellépő zavarástűrő és zavarásjelző, tápanyag-felhalmozódást jelző fontosabb fajok a Majer-féle vízgazdálkodási fokokként

Faj	Vízgazdálkodási fok				
	száraz	félszáraz	üde	félnedves	nedves-vizes
<i>Alliaria petiolata</i> N		+	+	+	
<i>Anthriscus cerefolium</i> N		+	+		
<i>Anthriscus sylvestris</i> N		(+)	+	+	
<i>Arum</i> spp.			+		
<i>Asclepias syriaca</i> I	+	+	(+)		
<i>Ballota nigra</i>		+	+		
<i>Bilderdykia dumetorum</i>		+	+		
<i>Bromus sterilis</i> N		+	+		
<i>Bryonia alba</i>					
<i>Calamagrostis epigeios</i>	+	+	(+)		
<i>Chaerophyllum temulum</i> N		+	+		
<i>Chelidonium majus</i> N		(+)	+		
<i>Echinocystis lobata</i> I				+	+
<i>Eupatorium cannabinum</i>				+	+
<i>Fallopia × bohemica</i> I				+	+
<i>Galeopsis</i> spp. N					
<i>Galium aparine</i> N		(+)	+	+	(+)
<i>Geranium robertianum</i> N	(+)	+	+	+	
<i>Geum urbanum</i>		+	+		
<i>Heracleum sphondylium</i>			+	+	
<i>Humulus lupulus</i> N			+	+	+
<i>Impatiens glandulifera</i> I				+	+
<i>Impatiens parviflora</i> I			+	+	
<i>Lamium maculatum</i> N			+	+	
<i>Lamium purpureum</i>		+	+		
<i>Lapsana communis</i>		+	+	+	
<i>Parietaria officinalis</i> N			+	+	+
<i>Phytolacca americana</i> I		+	+	+	
<i>Rubus caesius</i> ¹		+	+	+	+
<i>Rubus fruticosus</i> agg. N		+	+	+	
<i>Rudbeckia</i> spp. I				+	+
<i>Smyrniurn perfoliatum</i> N	+	+	+		
<i>Solidago canadensis</i> I			+	+	+
<i>Solidago gigantea</i> I			+	+	+
<i>Stellaria media</i> N		+	+		
<i>Torilis japonica</i>		+	+		
<i>Urtica dioica</i> N			+	+	+
<i>Veronica hederifolia</i> N		+	+	(+)	
<i>Xanthium</i> spp. I				+	+

Megj.: ¹ – telepített kultúrerdőben a természetszerű állományoktól eltérően félszáraz-üde típusokban is tömegessé válhat; N – nitrofil fajok; I – inváziós fajok

2. táblázat. Tömeges megjelenésükkel a zárt állományok erőteljes megbontását, záródáshiányt, kiligettedést jelző fontosabb fajok a Majer-féle vízgazdálkodási fokokként

Faj	Vízgazdálkodási fok				
	száraz	félszáraz	üde	félnedves	nedves-vizes
<i>Agrostis canina</i>		(+)	+	+	
<i>Alopecurus pratensis</i>				+	(+)
<i>Brachypodium pinnatum</i>	+	+			
<i>Calamagrostis arundinacea</i>		+			
<i>Calamagrostis epigeios</i>	+	+	(+)		
<i>Carex brizoides</i>				+	+
<i>Carex pilosa</i>		+	+	(+)	
<i>Dactylis glomerata</i>		+	+	+	
<i>Eupatorium cannabinum</i>				+	+
<i>Festuca drymeia</i>		+	+	+	
<i>Hordelymus europaeus</i>		+	+		
<i>Juncus effusus</i>				+	+
<i>Melica uniflora</i>		+	+		
<i>Parietaria officinalis</i>			+	+	
<i>Poa angustifolia</i>	+	+	+		
<i>Poa nemoralis</i>	(+)	+	(+)		
<i>Pteridium aquilinum</i>	(+)	+	(+)		
<i>Rubus caesius</i>				+	+
<i>Rubus fruticosus</i> agg.		+	+	+	
<i>Solidago gigantea</i>			+	+	+
<i>Urtica dioica</i>		+	+	+	+

Száraz vágásterületek növényfajai

Földi szedrek (*Rubus fruticosus* „Homalacanthi”)
 Betyárcó (Erigeron canadensis)
 Selyemkóró (*Asclepias syriaca*)
 Siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*)
 Parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*)

Üde vágásterületek növényfajai

Málna (*Rubus idaeus*)
 Földi szedrek (*R. fruticosus* „Heteracanthi”)
 Nadragulya (*Atropa bella-donna*)
 Falgyom (*Parietaria officinalis*)
 Magas aranyvessző (*Solidago gigantea*)
 Kanadai aranyvessző (*S. canadensis*)
 Keresztlapu (*Erechtites hieracifolia*)
 Nagy csalán (*Urtica dioica*)
 Földi bodza (*Sambucus ebulus*)

Nedves vágásterületek növényfajai

Hamvas szeder (*Rubus caesius*)
 Szőrös kenderkefű (*Galeopsis speciosa*)
 Sédkender (*Eupatorium cannabinum*)
 Magas aranyvessző (*Solidago gigantea*)

Kanadai aranyvessző (*S. canadensis*)
 Seprence (*Stenactis annua*)
 Békaszittyó (*Juncus effusus*)
 Nagy csalán (*Urtica dioica*)
 Bojtorján fajok (*Arctium* spp.)
 Kakaslábfű (*Echinochloa crus-gallii*)

10. Keréknyom növények

Antropogén (mikro)élőhelyen megjelenő növények. A zárt erdőkben a ritkán vagy nem karbantartott erdei utak, közelítőnyomok speciális feltételeket teremtenek, mivel a keréknyomokban többletvíz jelenik meg, az időszakos taposások miatt a talaj tömörödik, a víz nehezebben szivárog be, ugyanakkor ásványi talajfelszín és konkurenciában szegény környezet jön létre. Ezeket a körülményeket a többletvizet jelző, a zavarást bizonyos fokig elviselő növények megjelenése jelzi nekünk, amelyek mindaddig megmaradnak a keréknyomokban, ameddig az erdei utakat, közelítőnyomokat (csak) időszakosan használják. Ennek felhagyása esetén idővel a keréknyomok betömődnek, megszűnik a többletvízhatás, s ezek a növények visszaszorulnak. A keréknyomokban gyakrabban megtelepedő növények az alábbiak (BARTHA 2012, OBERDORFER 1994):

Virágrúgó kakukk-torma (*Cardamine impatiens*)
 Erdei sás (*Carex sylvatica*)
 Pénzlevelű lizinka (*Lysimachia nummularia*)
 Erdei káka (*Scirpus sylvaticus*)
 Békaszittyó (*Juncus effusus*)
 Keserűfű-fajok (*Polygonum* spp.)
 Erdei nebáncsvirág (*Impatiens noli-tangere*)
 Gyepes sédbúza (*Deschampsia caespitosa*)
 Erdei lórom (*Rumex sanguineus*)
 Erdei pajzsika (*Dryopteris filix-mas*)
 Hölgypáfrány (*Athyrium filix-femina*)

11. Sarjtelepeket alkotó (polikormonképző) fajok

Sajátos terjedési mód, s egyben a helybenmaradás különös eszköze a polikormonképzés (sarjtelepképzés) (KLIMEŠ és mtsai 1997). Sarjtelepet alkotni csak bizonyos fajok képesek. A sarjtelep-struktúra bizonyos védelmet jelent az egyedek számára a kedvezőtlenebb ökológiai és kompetíciós hatásokkal szemben, s megfigyelhető, hogy ugyanazon faj esetében az area határán, pionír, bolygatott és átmeneti (pl. erdő – gyepterületeken) a polikormon-képzés erőteljesebb. Általánosságban elmondható az is, hogy a polikormon- (sarjtelep-) képző fajok inkább a kevésbé szélsőséges termőhelyeken válnak tömegessé. Továbbá feltételezhető, hogy a globális klímaváltozás esetén a polikormon-képző fajnak jobb esélye van az adott területen való átvészelésre.

A sarjtelep-alkotás vegetatív szervei sokfélék lehetnek, nagyobb sarjtelep-képzésre a földalatti módosult szárak (tarack és gyöktörzs), illetve a földfeletti módosult szárak (inda és elfekvő, legyökerező hajtások) alkalmasak. Különösen a földalatti módosult száakkal terjedő fajok esetében fontos, hogy vastag alom- és humuszszinttel rendelkezzen a talaj, amely befogadja a gyöktörzseket, illetve a tarackokat. Az is lényeges, hogy akadályok (pl. sziklakibúvások) ne állják útját az előrenyomulni kívánó vegetatív szerveknek.

Gyakorlati szempontból fontos, hogy bizonyos helyeken bizonyos sarjtelepképző fajok foltjai – a felhalmozódó avarral együtt – nehezítik vagy lehetetlenné teszik a magok, termések talajfelszínre jutását és csírázását, ami a fafajok felújulását hátrányosan érinti. Korábban is érintettük, hogy a vágásos üzemmód, a korosztályos erdőalak, az ezek következtében homogenizálódó erdőbelső kedvez a polikormonképző fajok elszaporodásának, borításuk növekedéséhez. Gyakoribb fajaik az alábbiak (BARTHA és mtsai 2008):

a. Polikormonképző (nagy sarjtelepet alkotó) tarackos vagy gyöktörzsés fajok

Tarackos fajok

(Tarack = vékony, hosszú szártagú, csomókkal tagolt, módosult földalatti hajtás, mely ± vízszintesen és sekélyen (< 30 cm) fut.)

Tarackbúza (*Agropyron repens*)
 Tarackos tippán (*Agrostis stolonifera*)
 Tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*)
 Siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*)
 Posványsás (*Carex acutiformis*)
 Fehér sás (*Carex alba*)
 Selyemsás (*Carex brizoides*)
 Sárgás sás (*Carex michelii*)
 Bükksás (*Carex pilosa*)
 Aranyos veselke (*Chrysosplenium alternifolium*)
 Hegyi csenkesz (*Festuca drymeia*)
 Szagos müge (*Galium odoratum*)
 Árnyékvirág (*Majanthemum bifolium*)
 Egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora*)
 Farkasszőlő (*Paris quadrifolia*)
 Nád (*Phragmites australis*)
 Keskenylevelű perje (*Poa angustifolia*)

Gyöktörzsés fajok

(Gyöktörzs = vastag, rövid szártagú, csomókkal tagolt, módosult földalatti hajtás, mely ± vízszintesen és sekélyen (< 30 cm) fut.)

Podagrafű (*Aegopodium podagraria*)
 Selyemkóró (*Asclepias syriaca*)
 Erdei varázslófű (*Circaea lutetiana*)
 Gyöngyvirág (*Convallaria majalis*)
 Bókoló fogasír (*Dentaria enneaphyllos*)
 Mezei zsurló (*Equisetum arvense*)
 Óriás zsurló (*Equisetum telmateia*)
 Óriáskeserűfű-fajok (*Fallopia* spp.)
 Pusztai szélű (*Mercurialis ovata*)
 Élő szélű (*Mercurialis perennis*)
 Erdei madársóska (*Oxalis acetosella*)
 Széleslevelű salamonpecsét (*Polygonatum latifolium*)
 Sokvirágú salamonpecsét (*Polygonatum multiflorum*)
 Orvosi salamonpecsét (*Polygonatum odoratum*)
 Sasharasz (Pteridium aquilinum)
 Körtike-fajok (*Pyrola* spp.)
 Földi bodza (*Sambucus ebulus*)
 Magas aranyvessző (*Solidago gigantea*)
 Olocsán csillaghúr (*Stellaria holostea*)
 Mocsári páfrány (*Thelypteris palustris*)
 Martilapu (*Tussilago farfara*)
 Nagy csalán (*Urtica dioica*)

b. Polikormonképző (nagy sarjtelepet alkotó) indás vagy elfekvő és legyökerező hajtású fajok

Indás fajok

(Inda = vékony, heverő, módosult földfeletti hajtás, mely a csúcsán legyökerezik.)

Indás tippán (*Agrostis stolonifera*)
 Indás ínfű (*Ajuga reptans*)
 Erdei szamóca (*Fragaria vesca*)

Illatos ibolya (*Viola odorata*)
Kúszó boglárka (*Ranunculus repens*)

Elfekvő és legyökerező hajtású fajok

(Elfekvő és legyökerező hajtás = heverő, módosult földfeletti hajtás, mely a csomóin legyökerezik.)

Sárga árvacsalán (*Galeobdolon luteum*)
Kerek repkény (*Glechoma hederacea*)
Közönséges napvirág (*Helianthemum ovatum*)
Foltos árvacsalán (*Lamium maculatum*)
Erdei gyöngyköles (*Lithospermum purpureo-coeruleum*)
Télizöld meténg (*Vinca minor*)

12. Magaskórós fajok

A magaskórós fajok szára felálló vagy felemelkedő, magasra (> 50 cm) növe és sok szilárdító anyagot tartalmazó, ezért a növény földfeletti részének pusztulása után is sokáig megmaradó. Ezen fajok általában hemikriptofiton életformájúak, s leveleik többnyire szélesek. Mivel földfeletti részükbe évente jelentős mennyiségű építőanyagot kell felhalmozniuk, ezért tápanyagokban gazdag és jó vízellátású (többnyire üde vagy félnedves) termőhelyeken élnek. Jellemzőbb fajaik (BARTHA 2012):

Sisakvirág fajok (*Aconitum* spp.)
Halovány aszat (*Cirsium oleraceum*)
Borzas füzike (*Epilobium hirsutum*)
Óriás zsurló (*Equisetum telmateia*)
Sédkender (*Eupatorium cannabinum*)
Medvetalp (*Heraclium sphondylium*)
Évelő holdviola (*Lunaria rediviva*)
Réti füzény (*Lythrum salicaria*)
Vörös acsalapu (*Petasites hybridus*)
Óriáskeserűfű fajok (*Fallopia* spp.)
Magas zsombor (*Sisymbrium strictissimum*)
Magas aranyvessző (*Solidago gigantea*)
Kanadai aranyvessző (*S. canadensis*)
Nagy csalán (*Urtica dioica*)
Fehér zászpa (*Veratrum album*)
Fekete zászpa (*Veratrum nigrum*)

13. Lágyszárú liánok

A mérsékelt övi flórában a liánok kis részarányúak, viszont különleges növényi formát képviselnek. Valamennyi fajról elmondható, hogy fény-, víz- és tápanyagigényes, ami a gyors növekedésükkel szorosan összefügg, továbbá támasztéknak is rendelkezésre kell állnia. (Utóbbiak többnyire fák és cserjék, de esetenként lágyszárú fajok is lehetnek, mint például a ragadós galaj esetében.) A zárt erdőkben a fényhiány miatt nem jellemzőek a lágyszárú liánok, elszaporodásuk mindig zavarással hozható összefüggésbe,

amely révén fénytöbblet keletkezik, víz- és tápanyag szabadul fel. Fontosabb lágyszárú liánjaink az alábbiak (BARTHA 2012):

Sövénkeserűfű (*Bilderdykia dumetorum*)
Fehér földitök (*Bryonia alba*)
Piros földitök (*Bryonia dioica*)
Sövényszulák (*Calystegia sepium*)
Süntök (*Echinocystis lobata*)
Komló (*Humulus lupulus*)
Ragadós galaj (*Galium aparine*)
Ebszőlő csucsor (*Solanum dulcamara*)
Piritógyökér (*Tamus communis*)

14. Hangyaterjesztette (myrmekochor) fajok

A szaporítóképletek (úgynevezett diasporák) terjesztésének sokféle módja létezik, az ismertebbek, hatékonyabbak és gyakoribbak (pl. szél-, víz-, emberi terjesztés) mellett ritkább, kevésbé ismert terjesztési módok is léteznek. Utóbbiak közé sorolhatjuk az állatok általi terjesztést, amelynek az egyik speciális esete a hangyák általi terjesztés, az úgynevezett myrmekochoria esete (BONN és POSCHLOD 1996). A gerinctelen állatok közül a hangyák mutatkoznak a leghatékonyabb terjesztőknek. Közel húsz olyan hangyafaj (pl. *Lasius*, *Formica*, *Camponotus*, *Myrmica* nembe tartozóan) ismert hazánkban, amelyek képesek szaporítóképleteket terjesztetni. A hangyák által terjesztett magok sajátos felépítésűek, úgynevezett hangykaláccsal (elaioszóma) rendelkeznek. A hangykalács a mag köldökénél található függelék (amellyel a termésfalhoz kapcsolódik), s magas olajtartalmánál fogva sárgás színű. A termésből kiszóródott magokat a hangykaláccsal ragadják meg a hangyafajok, s azt akár több tíz méteres távolságra is elvonszolhatják. A célhoz (rendszerint a hangyafészekhez, hangyabolyhoz) ért mag hangykalácsát aztán a terjesztő hangyaegyed (többnyire a társaival együtt) jutalmul elfogyasztja, amellyel jelentős energiára tesznek szert. A hangyák egyébként nemcsak tápanyagforrásként, hanem építőanyagként is hasznosíthatják a magokat, amelyek eljutnak a hangyafészekhez vagy a hangyabolyhoz. Ugyanakkor sok magot már útközben elhagynak, viszont ezek a szaporítóképletek is segítik a növényfaj terjedését. (Megjegyzendő, hogy vannak olyan növényfajok, amelyeknek magja nem rendelkezik hangykaláccsal, viszont a maghájban jelentős mennyiségű olajat akumulálnak, amely szintén arra gerjeszti a hangyákat, hogy magukkal vigyék ezeket a magokat.) Hazánkban a hangyaterjesztette növényfajok száma meghaladja a százat, melynek java része erdőben él. Ezek többsége koratavaszi geofiton vagy korán virágzó és termést érlelő faj, amelyek magja a hangyák számára már korán hozzáférhetővé válik. Egy-egy hangyafészek vagy hangyaboly katonái egy vegetációs időszakban 30–40 ezer magot képesek megmozgatni és transzportálni, a terjesztési távolság a néhány decimétertől egyes növényfajok esetében

akár 80 méterig is terjedhet (POSCHLOD 1999). (Az erdei hangyák magterjesztéssel kapcsolatos sajátosságait ebben a tanulmánykötetben Mikó Ágnes és Csóka György tanulmánya is részletezi.)

Hangyaterjesztette erdei vagy erdőkben is élő gyakoribb növényfajok (BARTHA 2012):

Macskatalp (*Antennaria dioica*)
 Kereklevelű harangvirág (*Campanula rotundifolia*)
 Ibolya fajok (*Viola* spp.)
 Kutyatej fajok (*Euphorbia* spp.)
 Szélfű fajok (*Mercurialis* spp.)
 Szellőrózsa fajok (*Anemone* spp.)
 Keltike fajok (*Corydalis* spp.)
 Gyöngyperje fajok (*Melica* spp.)
 Perjeszittyó fajok (*Luzula* spp.)
 Szártalan kankalin (*Primula vulgaris*)
 Indás infű (*Ajuga reptans*)
 Vérehulló fecskefű (*Chelidonium majus*)
 Őszi kikerics (*Colchicum autumnale*)
 Tüdőfű fajok (*Pulmonaria* spp.)
 Hunyor fajok (*Helleborus* spp.)
 Májvirág (*Hepatica nobilis*)
 Tözike fajok (*Leucojum* spp.)
 Hóvirág (*Galanthus nivalis*)

15. Mikotróf táplálkozású növények

A gomba-növény szimbiózisok elsősorban a fás szárú növényfajok és bizonyos gombapartnerek vonatkozásában már több mint egy évszázada ismertek (ez az úgynevezett mikorrhiza). A lágy szárú növények körében korábban viszont csak néhány növénycsoportnál (pl. körtikefélék, orchideafélék) volt tudomásunk erről a kapcsolatról, de az utóbbi harminc évben egyre több növénycsoportról derült ki, hogy gombákkal élnek együtt, azaz táplálkozásukhoz szükségük van a gombapartnerre (mikotrófia). (A jelenlegi kutatások alapján a hajtásos növények több mint 90%-a kapcsolatban él valamilyen gombapartnerrel!) A gombapartner az esetek többségében a vizet és az ásványi sókat veszi fel, a növénypartner fotoszintetikus apparátusával ezekből szerves anyagokat állít elő, amelyek egy részét a gombapartner is hasznosítja (VAJNA és JAKUCS 2003).

Viszont nem minden esetben van ez így, előfordul, hogy a növénypartner a gombától kapja a szerves vegyületeket, amelyekhez szaprotróf (elhalt szerves anyag lebontása során) vagy parazita (más növénytől elvett módon) jutott hozzá. Bizonyos harasztok (pl. korpafüvek, gyöngyfű, kígyónyelv, holdruták, sasharaszt, királyharaszt, gímpáfrány) esetében az előtelep (protallium) a földben vagy részben a föld alatt fejlődik, így fény hiányában nem fotoszintetizál. Ezek az előtelepek gombákkal élnek együtt (mikotrófok), azoktól kapják növekedésükhöz és fejlődésükhöz a széntartalmú vegyületeket. A fent említett harasztok mellett hasonló jelenség figyelhető meg a klorofill

nélküli vagy klorofillhiányos magasabbrendű növények (pl. fenyőspárga) esetében is.

Mivel általános és elterjedt jelenségről van szó, ezért a növények és a talajok anyagforgalmában a mikotrófia alapvető jelentőségű. Azt is igazolták, hogy a gombahifák több szomszédos növény gyökerét is összekötik, ezáltal valóságos hálózatot hoznak létre a talajban, amelyen keresztül növényről növényre történő anyagátadás is végbemegy. (Fák esetében ezt *www* = wood wide web-nek nevezik.) A mikorrhizás gyökerekkel átszőtt talaj tehát egységes anyagfelvételi rendszernek tekinthető, ami lehetővé teszi a tápanyagok egyenletes és optimális kihasználását és szállítását az életközösség tagjai között. A mikorrhiza tehát kiegyenlíti az életközösségben a környezeti adottságok egyenlőtlen eloszlását, és így a közösségi anyagcsere szintjén szabályozza az egész társulás életét. A gombahifák hatékonyabban veszik fel a vizet és az ásványi sókat, mint a növény gyökérszörei, így nagyobb mennyiséghez jutnak hozzá. A gombák antibiotikumokat termelnek, így bizonyos kórokozóktól (pl. baktériumok) megvédi a növényt. Ezáltal is jobb lesz a növények túlélőképessége, versenyképessége. Lényeges, hogy több növényegyed összekapcsolásával a mikorrhiza magasabb szinten közvetlenül magát az életközösséget is szabályozza. (Az erdő ezért egy szuperorganizmusnak is tekinthető!) Gyakorlati szempontból rögzíthetjük, hogy egyre jobban változó környezetünkben a mikorrhizált növények jóval nagyobb előnyt élveznek, mint a mikorrhiza nélküliek, valamint a mikorrhiza kapcsolatok fenntartásával erdeink ellenállóképességét, produktivitását fokozzuk (VAJNA és JAKUCS 2003).

16. Mérgező növények

Mérgezőnek tekintjük azt a növényt, amely, vagy amelynek része már viszonylag kis mennyiségben elfogyasztva is zavart vagy kóros elváltozást okozhat az egészséges ember vagy állat szervezetében. Esetünkben az emberre és a háziállatokra kifejtett hatást és következményeit nem taglaljuk, bár az erdei legeltetések során ennek biztosan jelentős szerepe lehetett. A több mint egy évszázada betiltott erdei legeltetés helyett manapság viszont érdekes ezen növényfajok hazai nagyvadállományra kifejtett hatása. A túlszaporított nagyvadállomány tagjaira (gímszarvas, dámszarvas, őz, muflon, vaddisznó) eltérő módon hatnak a hazai zárt erdőkben fellépő mérgező növényfajok, de a nagyvadfajok többnyire kerülnek ezeket a növényeket. Így egy adott területen, különösen a konkurens nem mérgező növényfajok elfogyasztásával megnő az esélye a mérgező növényfajok felszaporodásának. Jellemző mérgező erdei növényfajaink az alábbiak (HARASZTI 1985, BARTHA 2012):

Sisakvirág fajok (*Aconitum* spp.)
 Békabogyó (*Actaea spicata*)
 Kányazsombor (*Alliaria petiolata*)

Hagyma fajok (*Allium* spp.)
 Szellőrózsa fajok (*Anemone* spp.)
 Farkasalma (*Aristolochia clematitis*)
 Kontyvirág fajok (*Arum* spp.)
 Kapotnyak (*Asarum europaeum*)
 Selyemkóró (*Asclepias syriaca*)
 Nadragulya (*Atropa bella-donna*)
 Földitök fajok (*Bryonia* spp.)
 Mocsári gólyahír (*Caltha palustris*)
 Sövényszulák (*Calystegia sepium*)
 Bódító baraboly (*Chaerophyllum temulum*)
 Vérehulló fecskefű (*Chelidonium majus*)
 Felálló iszalag (*Clematis recta*)
 Őszi kikerics (*Colchicum autumnale*)
 Bürök (*Conium maculatum*)
 Gyöngyvirág (*Convallaria majalis*)
 Sárga gyűszűvirág (*Digitalis grandiflora*)
 Zsurló fajok (*Equisetum* spp.)
 Sédkender (*Eupatorium cannabinum*)
 Kutytej fajok (*Euphorbia* spp.)
 Galaj fajok (*Galium* spp.)
 Kerek repkény (*Glechoma hederacea*)
 Hunyor fajok (*Helleborus* spp.)

Medvetalp (*Heracleum sphondylium*)
 Komló (*Humulus lupulus*)
 Lyukaslevelű orbáncfű (*Hypericum perforatum*)
 Árnyékvirág (*Majanthemum bifolium*)
 Szélfű fajok (*Mercurialis* spp.)
 Erdei madársóska (*Oxalis acetosella*)
 Bánáti bazsarózsa (*Paeonia officinalis* subsp. *banatica*)
 Farkasszőlő (*Paris quadrifolia*)
 Amerikai alkörmös (*Phytolacca americana*)
 Salamonpecsét fajok (*Polygonatum* spp.)
 Keserűfű fajok (*Polygonum* spp.)
 Sasharaszt (*Pteridium aquilinum*)
 Boglárka fajok (*Ranunculus* spp.)
 Lórom fajok (*Rumex* spp.)
 Farkasbogyó (*Scopolia carniolica*)
 Göcsös görvélyfű (*Scrophularia nodosa*)
 Aggófű fajok (*Senecio* spp.)
 Ózsaláta (*Smyrniium perfoliatum*)
 Ebszőlő csucsor (*Solanum dulcamara*)
 Aranyvessző fajok (*Solidago* spp.)
 Zászpa fajok (*Veratrum* spp.)
 Télizöld meténg (*Vinca minor*)
 Méreggyilok (*Vincetoxicum hirundinaria*)

Irodalomjegyzék

- ANON. (1981): Természetes erdők, mesterséges állományok. Vitaanyag. – *Botanikai Közlemények* 68(1–2): 133–147.
- BARTHA, D. (1989): Fitocönológiai vizsgálatok a nyírségi fekete dió (*Juglans nigra* L.) állományokban. – *Calandrella* 3(2): 6–12.
- BARTHA, D. (1991): Ökológiai és fitocönológiai vizsgálatok a nyírségi vörös tölgy (*Quercus rubra* L.) állományokban. – *Calandrella* 5(2): 5–12.
- BARTHA, D. (1992): A magyarországi szilvikol flóra veszélyeztetettsége. – *Természetvédelmi Közlemények* 2: 57–64.
- BARTHA, D., KIRÁLY, G. és VIDÉKI, R. (2008): *Növényismeret (Alacsonyabbrendűek és lágyszárúak)*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 265 pp.
- BARTHA, D. (1996): A magyarországi erdők értékelése biológiai szempontból. – *Természet Világa* 127(II. különszám): 30–33.
- BARTHA, D. (1997): A magyarországi erdők természetvédelmi problémái. – *Kitabelia* 2(2): 308–310.
- BARTHA, D., KIRÁLY, G. és TÍMÁR, G. (1999): *A magyarországi erdőtípusok és a jellemző erdei fajok ismertetése*. – Kézirat, Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest, 48 pp.
- BARTHA, D. (1999): *Magyarország erdőtársulásai*. – Kézirat, Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest, 88 pp.
- BARTHA, D. (2000): *Erdeink egyre csak szegényednek?* – In: GADÓ, Gy. P. (szerk.): A természet romlása, a romlás természete. Magyarország. Föld Napja Alapítvány, Budapest, pp. 15–36.
- BARTHA, D. (2003): Történeti erdőhasználatok Magyarországon. – *Magyar Tudomány* 48(12): 1566–1577.
- BARTHA, D., CSISZÁR, Á. és ZSIGMOND, V. (2006): *Fehér akác (Robinia pseudoacacia L.)*. – In: BOTTA-DUKÁT, Z. és MIHÁLY, B. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. A KvVM tanulmánykötetei 10. TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 37–67.*
- BARTHA, D. (2012): *A szilvikol fajok jellemzése*. – Kézirat, Sopron, 72 pp.
- BARTHA, D. (2013): *Természetvédelmi élőhelyismeret*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 213 pp. + 48 pp. képmelléklet.
- BONN, S. és POSCHLOD, P. (1996): *Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas*. – Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden, 404 pp.
- BOTTA-DUKÁT, Z. és MIHÁLY, B. (szerk.) (2006): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. KvVM TvH Tanulmánykötetei 10*. – TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, 412 pp.
- CSAPODY, I., HORÁNSZKY, A., PÓCS, T., SIMON, T., SZODFRIDT, I. és TALLÓS, P. (1963): Die ökologischen Artengruppen der Wälder Ungarns. – *Acta Agronomica Academiae Scientiarum Hungaricae* 12(3–4): 209–232.
- CSISZÁR, Á. (szerk.) (2012): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 364 pp.
- CSISZÁR, Á. és KORDA, M. (szerk.) (2015): *Özönnövények szaszorításának tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3*. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 pp.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 5. Auflage. – Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 1095 pp.
- HARASZTI, E. (1985): *Mérgező növények, növényi mérgezések*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 234 pp.
- JORDÁN, F. (2007): *Közösségek szabályozása és szerveződése*. – In: PÁSZTOR, E. és OBORNY, B. (szerk.): *Ökológia*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 143–156.
- KLIMEŠ, L., KLIMEŠOVÁ, J., HENDRIKS, R. és VAN GROENENDAEL, J. (1997): *Clonal plant architectures: a comparative analysis of form and function*. – In: DE KROON, H és VAN GROENENDAEL, J. (szerk.): *The ecology and evolution of clonal plants*. Backhuys Publishers, Leiden, 453 pp.
- MAJER, A. (1962): *Erdő- és termőhelytipológiai útmutató*. – Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest, 259 pp.
- MAJER, A. (1963): *Erdő- és termőhelytípusok útmutató növényei*. – Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest, 327 pp.

- MAJER, A. (1968): *Magyarország erdőtársulásai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 515 pp.
- MIHÁLY, B. és BOTTA-DUKÁT, Z. (szerk.) (2004): *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények. KvVM TvH Tanulmánykötetei 9*. – TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, 408 pp.
- OBERDORFER, E. (1994): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1050 pp.
- POSCHLOD, P. (1999): *Biologie und Ökologie der Diasporen*. – Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden, 312 pp.
- SZODFRIDT, I. (1966): *A növényzet szerepe a termőhely feltárásában és térképezésében*. – In: BABOS, I. és mtsai: *Erdészeti termőhelyfeltárás és térképezés*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 159–198.
- TÖRÖK, A. (2006): *Bükkösök erdőfelújítása az égtájorientált felújítási rendszer tükrében*. – Bakonyerdő Erdészeti és Faipari Zrt., Pápa, 148 pp.
- VAJNA, L. és JAKUCS, E. (2003): *A gombák ökológiája*. – In: JAKUCS, E. és VAJNA, L. (szerk.): *Mikológia*. Agroinform Kiadó, Budapest, pp. 239–305.

Protection possibilities of herbaceous plants in closed forests

Dénes Bartha

University of West Hungary, Faculty of Forestry, Institute of Botany and Nature Conservation, Bajcsy-Zsilinszky u. 4, H-9400 Sopron, Hungary. E-mail: bartha.denes@emk.nyme.hu

The concepts of open and closed forests have been in use for a long time. However, they have never been exactly defined. The definition of 'open forest' is already incorporated in the operative Forest Act, whereas for closed forests we attempt to draw up a frame in this study. After a short introduction to the specific ecological conditions of the forest interior, we try to reconstruct the significant changes of closed forests (and especially their herbaceous layer) characterizing the three main eras of forest management. Protection possibilities of herbaceous plants are discussed according to classical and modern silvicultural systems and regeneration techniques. We also cover the effects of species conversion, nursing and intermediate cutting, the impact of game and the consequences of the presence of invasive species, as well as possible elimination methods of the negative phenomena caused by them. Finally, we create functional groups of herbaceous plants in closed forests and present 16 of them with their typical species.

Key words: closed forests, herbaceous plants, silvicolous species, functional groups, indication

Felnyíló erdők lágyszárú fajainak védelmi lehetőségei – különös tekintettel az erdőssztyepp-erdők megőrzésére

Kun András¹ és Bölöni János²

¹8699, Somogyvámos, Fő u. 62., E-mail: kunandras29@gmail.com

²MTA ÖK Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

E-mail: boloni.janos@okologia.mta.hu

A természetszerű állapotban fennmaradt felnyíló koronaszintű erdők és gyeperdő mozaikok sajátos fajgazdagság, illetőleg a szegélygyepekre, cserjés szegélyekre és felnyíló erdőkre jellemző fajok jelenléte. Ezeket a fajcsoportokat összefoglalóan erdőssztyepp-fajoknak is nevezik.

Jelen fejezetben a felnyíló koronaszintű erdőkre jellemző növényfajok ismertetése mellett kitérünk arra is, hogy a gyepszintnek milyen jelentősége van az erdők, erdő-gyep mozaikok és szegélyek állapotának jelzése szempontjából. Összegyűjtöttük továbbá azokat a legfontosabb ismereteket, amelyek a felnyíló koronaszintű erdők lágyszárú fajainak védelméhez szükségesek.

Jelen munkánkban az erdőssztyepp fogalmát tágabb értelemben használjuk, vagyis az erdőssztyepeket a felnyíló koronaszintű erdőkkel összevontan tárgyaljuk.

Kulcsszavak: felnyíló erdő, erdőssztyepp, erdőgazdálkodás, szegélyek, aljnövényzet, védett fajok, élőhely-preferencia, természetvédelem, Natura 2000

Bevezetés

Az erdőssztyepp-erdők megőrzésének, kezelésének és állapotjavításának lehetőségeit tárgyaló fejezetben részletesen szoltunk arról, hogy az erdőssztyepp-zóna erdős- és cserjés komponensei ma már csak töredékekben léteznek, és a leggazdagabb növényzetű helyek legtöbbször megsemmisült, vagy elszigetelődött a homogenizált fafajösszetételű erdők és a tájidegen faültetvények tengerében. Ismertettük, hogy a megmaradt foltokon miként hódítanak teret az idegenhonos inváziós fajok, és azt is, hogy milyen károsodást okozott állapotukban az erdő- és vadgazdálkodás.

Utaltunk arra a tényre, hogy a hegyoldalak, hegytetők felnyíló erdői (kemény alapkőzeteken álló intrazonális), lejtő-erdőssztyeppjei a gazdálkodási és települési nehézségek miatt sokkal jobb állapotban vannak, illetve eredményesebben védhetők, mint a sokféle károsító-szegényítő hatásnak sokkal inkább kitett, a klíma-szárazodás következményeit is erősebben megsínylő alföldi és dombvidéki (homok- és lösz alapkőzeteken álló zonális, illetve edafikus) erdőssztyepek, erdő-gyep mozaikok és cserjések (1–2. ábra).

Beszámoltunk néhány örvendetes fejleményről. Főként arról, hogy a természetvédelem erőfeszítéseit ma már olyan, a közelmúltban elfogadott jogsza-

bályok is segítik, amelyek más ágazatok működését szabályozzák. Bár egyelőre még csekély, és felemás eredménnyel jár ezek gyakorlati alkalmazása (ezekről ugyancsak részletesen szoltunk az említett erdőkezelési fejezetben), mégis felcsillan annak a reménye, hogy erdőssztyepp-maradványok egy része megőrizhető lesz.

Az alábbiakban röviden összefoglaljuk azokat a legfontosabb ismereteket, amelyek a felnyíló koronaszintű erdők lágyszárú fajainak védelméhez szükségesek, és szoltunk arról is, hogy a gyepszintnek milyen jelentősége van az erdők, mint természetes rendszerek működése, állapotának jelzése (indikációja) szempontjából.

A felnyíló koronaszintű erdők fajairól (s.l. erdőssztyepp-fajok), és az erdőssztyepek három fő típusáról

Bár az „erdőssztyepp” és az „erdőssztyepp-faj” a vegetációtanban általánosan használatos fogalmak, a szerteágazó társulástani, növényföldrajzi és vegetá-



1. ábra. A homoki tölgyesek és gyöngyvirágos-tölgyesek felritkuló koronájú állományfoltjai, füves és cserjés szegélyei gyakran az erdőssztyepp-fajok utolsó őrzői a homoki tájakon. A természet-szerű állományok mindegyike fokozott védelmet, egyedi kezelést érdemelne – Kunpeszéri-erdő (fotó: Kun András)

ciótani szakirodalomban mégsem találunk egységesen használt definíciót arra (ahogyan sok más fogalom esetében sem), hogy milyen alapon sorolhatunk be egy adott növényfajt erdőssztyepp-fajként.¹

Mindenekelőtt ezért egy hazánk területén használható általános definíciót fogalmazunk meg: **Erdőssztyepp-fajoknak nevezzük azokat (1.) a száraz- és félszáraz gyepi fajokat (fénynövényeket), amelyek rendszeresen megjelennek a felnyíló koronaszintű erdőkben, valamint (2.) a tipikusan a felnyíló koronaszintű erdőkben, az erdők és cserjések szegélyén megjelenő fajokat.** A növényföldrajzi-vegetációtani szakirodalomban többnyire a (2.) fajait tekintik – mondhatni, szűkebb értelemben – erdőssztyepp-fajnak, ezért az (1.) és (2.) fajait együttesen nevezhetjük tágabb értelemben vett erdőssztyepp-fajoknak, más kifejezéssel a felnyíló lombkoronaszintű erdők fajainak is. A fejezetben szereplő 1. táblázat összeállítása során, a fajok besorolásakor a tágabb értelemben vett meghatározást alkalmaztuk.

Az erdőssztyepp-növényzet típusainak, az erdőssztyepp-élőhelyek földrajzi variánsainak többféle csoportosítása ismert, amelyekről az érdeklődő számos adatot, információt (és a további búvárkodáshoz sok hivatkozást) talál az „Alföldi erdőssztyeppmaradványok Magyarországon” című kiadványban (MOLNÁR és KUN 2000). A következő csoportosítást gyakorlati okokból vezetjük be, célja, hogy az erdőssztyepp-állományokat természetesség szerint differenciáljuk.

¹ Ebből adódik, hogy vizsgált területektől és a kutató személyétől függően eltérnek a különböző erdőssztyepp-faj besorolások. Nyilvánvaló, hogy bizonyos eltérések jogosak, hiszen hazánk területén belül megfigyelhetők olyan klíma-gradiensek, amelyek mentén az élőhelyek florisztikai összetétele, és a fajok társulástani szerepe is változik (ZÓLYOMI 1958, BORHIDI 1961, ZÓLYOMI és mtsai 1992, KUN 2000, 2001, KUN és mtsai 2002).



2. ábra. Felnyíló lösztölgyes viszonylag fiatal, sarj eredetű dombvidéki állománya. Uralkodó fajok a virágos kőris, a molyhos tölgy és a cser. A gyepszintben keverednek az erdőszegélyek, részben a gyepes fajok (száraz, általános, és részben üde) erdei fajokkal (így egyrészt *Serratula radiata*, *Adonis vernalis*, *Buglossoides purpureo-caerulea*, *Vinca herbacea*, másrészt *Anemone ranunculoides*, *Corydalis cava*, *Convallaria majalis*, *Arum maculatum*) – Alcsútdoboz, Csaplári-erdő (fotó: Bölöni János)

Három fő típust különböztetünk meg, amelyek a felsorolás sorrendjében egyre gazdagabbá válnak.

1.) A fiziognómiai értelemben vett erdőssztyepek abban az esetben tartoznak a természetvédelem hatókörébe, ha őshonos fa- és cserjefajok, illetve gyepszint található bennük. Azokat az állományokat soroljuk ide, amelyekben nem fordulnak elő a specifikusan az erdőssztyeppre jellemző lágyszárú növényfajok, vagy cserjék, de a fás-ligetes szerkezetük következtében már képviselnek némi természetvédelmi értéket.

2.) A florisztikai értelemben vett erdőssztyepek fás-ligetes-cserjés foltjait gyepfoltok váltogatják, és több-kevesebb, az erdőssztyepekre jellemző faj is előfordul bennük.² Az erdőssztyepp-fajok száma általában nem túl magas, és nem szerveződnek az erre a biómra jellemző élőhely-kategóriákba, valamint a ritka/védett fajok csak elvétve mutatkoznak. A florisztikai erdőssztyepp fajkészlete és fiziognómiája következtében már jelentős természetvédelmi érték.

² A Pannóniai Flóratomány erdőssztyepp-fajait a fejezetben található 1. táblázatban gyűjtöttük össze.



3. ábra. A délies kiettségű dolomittelejtők jellegzetes vegetációmozaikja, a gerinceken dolomit sziklagyeppekkel, lejtőssztyepppekkel, bokorerdőkkel, a vápokban záródó és zárt molyhos tölgyesekkel. Az élőhelyi változatosság rendkívüli fajgazdagsággal jár együtt – Vértes: Csákvár, Haraszt-hegy (fotó: Bölöni János)

3.) *A vegetációtani* értelemben vett erdőssztyepppek fiziognómiája, fajkészlete egyaránt jellemző, vagyis egyesítik magukban az első két típus tulajdonságait. Ezeken felül önálló sajátosságuk, hogy a jellegzetes erdőssztyepp-élőhelyek mozaikjai. Voltaképpen „ex lege” védelmet érdemelnének ritkaságuk miatt, mint az ősi növénytakaró utolsó töredékei. (Az erdőssztyepp-mozaik jellemző hazai élőhelyeit a kezelésükről szóló fejezetben, az 1. táblázatban gyűjtöttük össze.)

A felnyíló erdőkre jellemző növényfajok főbb csoportjai

Az 1. táblázatban soroljuk fel azokat a fa-, cserje- és lágyszárú fajokat, amelyek a Pannóniai Flóratartomány felnyíló koronaszintű erdőinek (tágabb értelemben vett erdőssztyeppjeinek) alkotói, az erdőssztyepp-karakter hordozói, képviselői. A fajlista első változatát 2000 és 2005 között több fordulás egyeztetés során egy munkacsoport állította össze a szakirodalom (főként ZÓLYOMI 1957, 1958, JAKUCS és FEKETE 1957, JAKUCS 1961, 1972, FEKETE 1965 munkái,

rendelkezésünkre bocsátott kéziratai), illetve a terepi tapasztalatok alapján.³ Most ezt a fajlistát jelentősen kibővítve, élőhelyi és indikációs adatokkal kiegészítve adjuk közre.

A táblázat gyakorlati használhatósága érdekében jelezzük a fajok jelenlegi védettségi státusát, illetve egyszerű jelöléssel szerepel az is, hogy az adott faj a felnyíló koronaszintű erdőkben, illetve az erdőssztyepp-élőhelyek mozaikjában inkább az erdő, vagy inkább a gyepes komponensre jellemző-e. Legértékesebb (vegetációtani értelemben vett) erdőssztyeppjeinkben a különféle preferenciájú fajok keverednek, és egyaránt megtalálhatók a félszáraz és száraz gyepekre, a nyílt és záródó koronaszintű erdőkre jellemző fajok, valamint azok a növények is, amelyek elsősorban az erdőszegélyekre jellemzők (az utóbbiakat szokták szűk értelemben erdőssztyepp-fajoknak tekinteni).

Az 1. táblázatban összesen 224 faj található. A fajok neveit az „Új magyar fűvészkönyv” némenklatúrája szerint írtuk (KIRÁLY 2009). A felsorolt fajokat a következő csoportokba soroltuk a vegetációban

³ A csoport tagjai voltak a jelen cikk szerzői mellett: Molnár Csaba, Illyés Eszter, Szollát György, Türke Ildikó Judit, Garadnai János.

betöltött szerepük és élőhely-preferenciájuk alapján (minden faj több csoporthoz tartozik, éppen ez az egyik oka az erdőssztyepp-vegetáció gyakran emlegetett sokszínűségének, gazdagságának és optimális esetben a stabilitásának is):

a.) Fajcsoportok a növényzet szintezettsége szerint

Ahhoz, hogy a különféle emberi beavatkozások hatását értékelni tudjuk, először egyszerű, gyakorlati csoportokba osztottuk be a gyepszint fajait. A csoportba sorolás szakértői döntéssel, jelenlegi tudásunk alapján történt. A fa- és cserjefajokat nem soroltuk be ebből a szempontból. A csoportok a következők:

* Jelzi a táblázatban azon fajok neveit, amelyek a felnyíló erdők és az erdőssztyepp-növényzet erdő-, vagy cserjés komponensét alkotják. Az erdőssztyepp-vegetációban a táblázatban felsoroltakon kívül más fászszerű növényfajok is részt vesznek, most csak a legjellemzőbb, és leginkább karakterisztikus fajokat soroltuk fel;

** Jelöli azokat a fényigényes lágyszárú fajokat, fény-növényeket, amelyek túlnyomórészt gyepekben, fátlan, esetleg cserjés vegetációtípusokban fordulnak elő, viszont megjelenésük súlypontja tipikusan a felnyíló erdőkhöz kapcsolódó tisztásokra, sztyepprétekre esik;

GY = *alapvetően gyepi fajok*, amelyek a zárt erdőkben több-kevesebb ideig túlélnek, ligetesebb, fényben gazdagabb erdőbelsőben, szegélyekben sokáig megmaradnak;

SZ = *inkább erdei fajok, szegélyfajok*, amelyek jellemzően fényigényesek, az erdők ligetesebb, de legalább fényben gazdagabb részén fordulnak elő. Gyakran kötődnek többé-kevésbé az erdőszegélyekhez, erdőssztyepp-rétegekhez, de száraz-félszáraz gyepekben is sokáig túlélnek;

E = olyan *fényigényes erdei fajok*, amelyek erősen kötődnek az erdőkhöz, azaz gyepekben ritkán, vagy egyáltalán nem fordulnak elő.

1. táblázat. A Pannóniai Flóratartomány felnyíló koronaszintű erdőinek (s.l. erdőssztyeppjeinek) jellemző fajai a fő társulástani karakterek feltüntetésével. A két utolsó oszlopban jelöljük a védettség tényét és fokát. A rövidítések magyarázatát lásd a szövegben

Fajok	a.) Szintezettség szerint	b.) Sztyeppréteken	c.) Pusztai cserjésekben	d.) Sziklai cserjésekben	e.) Erdők és cserjések szegélyein	f.) Felnyíló erdőkben	g.) Zárt és üde erdőkben	h.) Sziki erdőssztyeppben	i.) Ligeterdőkben	V – Védett, FV – Fokozottan védett	K – Közösségi jelentőségű faj
<i>Acer campestre</i>	*				•	•	•	•	•		
<i>Acer tataricum</i>	*				•	•	•	•	•		
<i>Achillea crithmifolia</i>	GY	•		•	•	•				V	
<i>Achillea distans</i>	E			•	•	•	•				
<i>Aconitum anthora</i>	SZ			•	•	•	•			V	
<i>Adenophora liliifolia</i>	SZ				•	•		•		V	K
<i>Adonis vernalis</i>	GY	•	•	•	•	•				V	
<i>Ajuga genevensis</i>	GY	•	•		•	•					
<i>Ajuga laxmannii</i>	GY	•	•		•	•				V	
<i>Allium paniculatum</i>	GY	•	•		•	•				V	
<i>Amygdalus nana</i>	**	•	•		•	•				V	
<i>Anemone sylvestris</i>	GY	•	•	•	•	•				V	
<i>Anthericum liliago</i>	GY	•	•		•	•				V	
<i>Anthericum ramosum</i>	GY	•	•	•	•	•	•				
<i>Arabis glabra</i>	SZ			•	•	•	•				
<i>Arabis turrita</i>	SZ			•	•	•	•				
<i>Arenaria procera</i>	**	•			•						
<i>Artemisia pontica</i>	**	•	•	•	•	•		•			
<i>Asparagus officinalis</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Asperula tinctoria</i>	SZ	•		•	•	•					
<i>Asphodelus albus</i>	SZ				•	•	•			V	
<i>Aster amellus</i>	GY	•	•	•	•	•				V	
<i>Aster linosyris</i>	**	•	•	•	•	•		•			

Fajok	a.) Szintezettség szerint	b.) Sztyeppréteken	c.) Pusztai cserjésekben	d.) Sziklai cserjésekben	e.) Erdők és cserjések szegélyein	f.) Felnyíló erdőkben	g.) Zárt és üde erdőkben	h.) Sziki erdőssztyeppben	i.) Ligeterdőkben	V – Védett, FV – Fokozottan védett	K – Közösségi jelentőségű faj
<i>Aster sedifolius</i>	**	•	•		•	•		•		V	
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	E		•	•	•	•	•	•	•		
<i>Asyneuma canescens</i>	GY	•		•	•	•				V	
<i>Berberis vulgaris</i>	*	•	•	•	•	•	•	•			
<i>Betonica officinalis</i>	SZ	•	•	•	•	•		•			
<i>Brachypodium pinnatum</i>	SZ	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Bromus erectus</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Buglossoides purpureocaerulea</i>	SZ		•	•	•	•	•				
<i>Bulbocodium vernum</i>	GY	•			•	•				FV	
<i>Bupleurum falcatum</i>	GY	•		•	•	•					
<i>Bupleurum praealtum</i>	SZ			•	•	•					
<i>Calamintha menthifolia</i>	E				•	•	•				
<i>Campanula bononiensis</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Campanula cervicaria</i>	GY	•			•	•					
<i>Campanula macrostachya</i>	GY	•	•		•	•				V	
<i>Campanula persicifolia</i>	SZ	•	•	•	•	•	•				
<i>Campanula rapunculus</i>	SZ	•		•	•	•					
<i>Cardaminopsis arenosa</i>	SZ	•		•	•	•	•				
<i>Carduus collinus</i>	GY	•		•	•	•				V	
<i>Carex brevicollis</i>	E			•	•	•	•			V	
<i>Carex halleriana</i>	SZ			•	•	•					
<i>Carex humilis</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Carex michelii</i>	SZ	•	•	•	•	•	•				
<i>Carex montana</i>	E				•	•	•				
<i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>sadleriana</i>	**	•	•	•	•	•		•		V	
<i>Centaurea triumfetti</i>	GY	•		•	•	•					
<i>Cerasus fruticosa</i>	*	•	•	•	•	•					
<i>Cerasus mahaleb</i>	*	•		•	•	•	•				
<i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Chamaecytisus supinus</i>	SZ			•	•	•					
<i>Cirsium pannonicum</i>	GY	•			•	•					
<i>Clematis recta</i>	SZ			•	•	•	•		•		
<i>Clinopodium vulgare</i>	SZ				•	•	•	•	•		
<i>Colchicum arenarium</i>	GY	•			•	•				FV	K
<i>Colutea arborescens</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Convallaria majalis</i>	E				•	•	•	•	•		
<i>Cornus mas</i>	*			•	•	•	•		•		
<i>Coronilla coronata</i>	SZ			•	•	•				V	
<i>Cotinus coggygria</i>	*	•		•	•	•					
<i>Crataegus monogyna</i>	*	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Crepis pannonica</i>	SZ				•	•					

Fajok	a.) Szintezettség szerint	b.) Sztyeppréteken	c.) Pusztai cserjésekben	d.) Sziklai cserjésekben	e.) Erdők és cserjések szegelyein	f.) Felnyíló erdőkben	g.) Zárt és üde erdőkben	h.) Sziki erdősztyeppben	i.) Ligeterdőkben	V – Védett, FV – Fokozottan védett	K – Közösségi jelentőségű faj
<i>Crepis praemorsa</i>	SZ			•	•	•					
<i>Crocus reticulatus</i>	GY	•	•		•	•				V	
<i>Dianthus armeria</i>	SZ	•			•	•		•			
<i>Dianthus collinus</i>	GY	•	•	•	•	•				V	
<i>Dictamnus albus</i>	SZ	•	•	•	•	•				V	
<i>Doronicum hungaricum</i>	SZ	•		•	•	•	•	•		V	
<i>Echium maculatum</i>	**	•			•					V	K
<i>Elymus hispidus</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Erysimum odoratum</i>	GY	•	•	•	•	•				V	
<i>Erysimum witmannii</i> subsp. <i>pallidiflorum</i>	**	•		•	•	•				FV	
<i>Euphorbia cyparissias</i>	GY	•	•	•	•	•		•	•		
<i>Euphorbia epithymoides</i>	SZ		•	•	•	•					
<i>Euphorbia glareosa</i>	**	•	•		•	•					
<i>Euphorbia virgata</i>	**	•			•	•					
<i>Falcaria vulgaris</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Festuca heterophylla</i>	E					•	•				
<i>Festuca rupicola</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Filipendula vulgaris</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Fraxinus ornus</i>	*	•		•	•	•	•				
<i>Galium glaucum</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Galium mollugo</i>	SZ	•	•	•	•	•		•	•		
<i>Genista tinctoria</i>	SZ	•	•	•	•	•		•	•		
<i>Geranium sanguineum</i>	SZ	•	•	•	•	•		•			
<i>Hieracium bauhinii</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Hieracium cymosum</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Hylotelephium telephium</i> subsp. <i>maximum</i>	SZ	•	•	•	•	•	•	•			
<i>Hypochoeris maculata</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Inula conyza</i>	SZ		•	•	•	•	•				
<i>Inula ensifolia</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Inula germanica</i>	GY	•	•		•	•				V	
<i>Inula hirta</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Inula oculus-christi</i>	GY	•	•	•	•	•				V	
<i>Inula salicina</i>	GY	•			•	•	•	•			
<i>Iris aphylla</i> subsp. <i>hungarica</i>	SZ	•			•	•				FV	K
<i>Iris arenaria</i>	**	•			•	•				V	K
<i>Iris graminea</i>	E			•	•	•	•	•		V	
<i>Iris variegata</i>	SZ	•	•	•	•	•	•			V	
<i>Lactuca quercina</i>	E					•	•		•		
<i>Laser trilobum</i>	E				•	•	•				
<i>Lathyrus lacteus</i>	SZ	•		•	•	•				V	
<i>Lathyrus latifolius</i>	SZ		•	•	•	•					

Fajok	a.) Szintezettség szerint	b.) Sztyeppréteken	c.) Pusztai cserjésekben	d.) Sziklai cserjésekben	e.) Erdők és cserjések szegélyein	f.) Felnyíló erdőkben	g.) Zárt és üde erdőkben	h.) Sziki erdőssztyeppben	i.) Ligeterdőkben	V – Védett, FV – Fokozottan védett	K – Közösségi jelentőségű faj
<i>Lathyrus niger</i>	E					•	•				
<i>Lathyrus pisiformis</i>	E			•	•	•					
<i>Lembotropis nigricans</i>	SZ	•	•	•	•	•					
<i>Libanotis pyrenaica</i>	GY	•			•	•					
<i>Linaria genistifolia</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Linum flavum</i>	GY	•			•	•				V	
<i>Lithospermum officinale</i>	SZ			•	•	•	•	•	•		
<i>Lychnis coronaria</i>	SZ			•	•	•	•			V	
<i>Lychnis viscaria</i>	SZ	•		•	•	•	•	•			
<i>Melampyrum cristatum</i>	SZ		•	•	•	•		•			
<i>Melampyrum nemorosum</i>	SZ			•	•	•	•				
<i>Melica altissima</i>	SZ			•	•	•	•	•	•		
<i>Melica picta</i>	E			•	•	•					
<i>Melittis carpatica</i>	E			•	•	•	•				
<i>Mercurialis ovata</i>	E			•	•	•	•				
<i>Muscari botryoides</i>	SZ	•			•	•	•		•	V	
<i>Nepeta pannonica</i>	GY	•	•	•	•	•				V	
<i>Orchis purpurea</i>	SZ			•	•	•	•			V	
<i>Origanum vulgare</i>	SZ	•	•	•	•	•					
<i>Paeonia officinalis</i> subsp. <i>banatica</i>	SZ				•	•	•			FV	K
<i>Peucedanum alsaticum</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Peucedanum carvifolia</i>	GY	•			•	•			•		
<i>Peucedanum cervaria</i>	SZ	•	•	•	•	•		•			
<i>Peucedanum officinale</i>	**	•			•			•		V	
<i>Peucedanum oreoselinum</i>	SZ	•	•	•	•	•					
<i>Phlomis tuberosa</i>	GY	•	•	•	•	•		•		V	
<i>Piptatherum virescens</i>	E				•	•	•				
<i>Poa angustifolia</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Poa compressa</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Polygala major</i>	**	•			•					V	
<i>Polygonatum odoratum</i>	SZ	•	•	•	•	•	•	•			
<i>Potentilla alba</i>	SZ				•	•	•				
<i>Potentilla argentea</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Potentilla recta</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Primula veris</i>	SZ			•	•	•	•				
<i>Prunella grandiflora</i>	**	•			•					V	
<i>Prunus spinosa</i>	*	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Pseudolysimachion spurium</i>	SZ		•	•	•	•				V	
<i>Pulmonaria mollissima</i>	SZ	•	•	•	•	•	•	•			
<i>Pulsatilla grandis</i>	**	•		•	•	•				V	K
<i>Pulsatilla nigricans</i>	**	•			•	•				V	

Fajok	a.) Szintezettség szerint	b.) Sztyeppréteken	c.) Pusztai cserjésekben	d.) Sziklai cserjésekben	e.) Erdők és cserjések szegelyein	f.) Felnyíló erdőkben	g.) Zárt és üde erdőkben	h.) Sziki erdősztyeppben	i.) Ligeterdőkben	V – Védett, FV – Fokozottan védett	K – Közösségi jelentőségű faj
<i>Pulsatilla patens</i>	**	•								FV	K
<i>Pulsatilla zimmermannii</i>	**	•		•	•	•				V	
<i>Pyrus pyraeaster</i>	*	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Quercus cerris</i>	*					•	•				
<i>Quercus petraea</i>	*					•	•				
<i>Quercus pubescens agg.</i>	*					•	•				
<i>Quercus robur</i>	*					•	•	•	•		
<i>Ranunculus illyricus</i>	GY	•			•	•				V	
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	GY	•			•	•	•				
<i>Rhamnus catharticus</i>	*	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Rosa agrestis</i>	SZ	•	•		•	•					
<i>Rosa canina s.l.</i>	*	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Rosa elliptica</i>	GY		•		•						
<i>Rosa gallica</i>	SZ	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Rosa gizellae</i>	SZ	•			•	•					
<i>Rosa hungarica</i>	SZ	•			•	•					
<i>Rosa jundzillii</i>	SZ	•	•	•	•	•					
<i>Rosa micrantha</i>	SZ	•			•	•					
<i>Rosa polyacantha</i>	SZ	•			•	•					
<i>Rosa scabriuscula</i>	SZ			•	•	•					
<i>Rosa spinosissima</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Rosa zalana</i>	SZ	•			•	•					
<i>Rumex pseudonatronatus</i>	**	•			•			•		V	
<i>Salvia pratensis</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Scabiosa canescens</i>	GY	•			•					V	
<i>Scorzonera hispanica</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Scorzonera purpurea</i>	SZ	•			•	•					
<i>Serratula lycopifolia</i>	SZ			•	•	•				V	K
<i>Serratula radiata</i>	GY	•		•	•	•				V	
<i>Serratula tinctoria</i>	SZ	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Seseli osseum</i>	**	•	•	•	•	•					
<i>Seseli peucedanoides</i>	SZ	•		•	•	•				V	
<i>Seseli varium</i>	**	•	•	•	•	•					
<i>Silene nemoralis</i>	GY	•			•	•					
<i>Silene nutans</i>	SZ	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Silene viridiflora</i>	E					•	•				
<i>Solidago virgaurea</i>	GY	•			•	•	•		•		
<i>Sorbus domestica</i>	*				•	•	•				
<i>Sorbus torminalis</i>	*			•	•	•	•				
<i>Spiraea media</i>	*	•	•	•	•	•				V	
<i>Stachys recta</i>	GY	•	•	•	•	•		•			

Fajok	a.) Szintelettség szerint	b.) Sztyeppréteken	c.) Pusztai cserjésekben	d.) Sziklai cserjésekben	e.) Erdők és cserjések szegélyein	f.) Felnyíló erdőkben	g.) Zárt és üde erdőkben	h.) Sziki erdőssztyeppben	i.) Ligeterdőkben	V – Védett, FV – Fokozottan védett	K – Közösségi jelentőségű faj
<i>Stipa dasyphylla</i>	**	•			•					V	
<i>Stipa pennata</i>	**	•	•	•	•					V	
<i>Stipa pulcherrima</i>	**	•			•					V	
<i>Stipa tirsia</i>	**	•			•					V	
<i>Tanacetum corymbosum</i>	SZ	•		•	•	•	•				
<i>Tephrosieris integrifolia</i>	GY	•			•	•	•				
<i>Teucrium chamaedrys</i>	SZ	•	•	•	•	•		•			
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	SZ				•	•	•		•	V	
<i>Thalictrum minus</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Thalictrum simplex</i>	GY	•			•	•					
<i>Thlaspi jankae</i>	GY	•	•	•	•	•				V	K
<i>Tordylium maximum</i>	SZ		•	•	•	•					
<i>Trifolium alpestre</i>	SZ	•	•	•	•	•					
<i>Trifolium aureum</i>	SZ	•	•	•	•	•					
<i>Trifolium diffusum</i>	GY	•			•	•					
<i>Trifolium montanum</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Trifolium ochroleucum</i>	GY	•			•	•					
<i>Trifolium pannonicum</i>	GY	•		•	•	•					
<i>Trifolium rubens</i>	SZ	•	•	•	•	•					
<i>Ulmus minor</i>	*	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Valeriana officinalis</i>	SZ		•	•	•	•	•	•	•		
<i>Veratrum nigrum</i>	E			•	•	•	•				
<i>Verbascum chaixii</i>	SZ	•			•	•					
<i>Verbascum phoeniceum</i>	GY	•	•	•	•	•		•			
<i>Veronica austriaca</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Veronica jacquinii</i>	GY	•	•	•	•	•					
<i>Veronica prostrata</i>	GY	•			•	•					
<i>Viburnum lantana</i>	*	•	•	•	•	•	•				
<i>Vicia cassubica</i>	E				•	•	•				
<i>Vicia narbonensis ssp. serratifolia</i>	GY	•			•	•				V	
<i>Vicia pisiformis</i>	SZ		•	•	•	•	•				
<i>Vicia sparsiflora</i>	E				•	•	•			V	
<i>Vicia tenuifolia</i>	SZ		•	•	•	•					
<i>Vinca herbacea</i>	GY	•	•	•	•	•				V	
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	GY	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Viola hirta</i>	SZ	•	•	•	•	•					
<i>Waldsteinia geoides</i>	E			•	•	•	•				

b.) Sztyeppréteken is előforduló fajok: Alapvetően fénykedvelő növények, amelyek az erdőssztyepp-vegetáció gyep-komponensére jellemzőek, de előfordulnak a nyílt vagy lazán záródó koronaszintű erdőkben és a szegély-gyepekben is. Az erdőssztyepp-növényzet erdős-cserjés komponensének eltűnése (kivágása) után sokáig fennmaradnak. Az alföldi és dombvidéki sztyeppréteinken gyakran az erdőssztyepp-karakter utolsó őrzői (4. ábra).

c.) Pusztai cserjésekben is előforduló fajok, és d.) Sziklai cserjésekben is előforduló fajok: Alapvetően fénykedvelő cserjék és lágyszárú növények, amelyek a laza (a pusztai cserjések) vagy kemény alapkőzetű (a sziklai cserjések) erdőssztyeppéken önálló cserjések, vagy szegély-cserjések formájában jelennek meg. Az ide tartozó fajok gyakran behúzódnak a nyílt vagy záródó koronaszintű erdőkbe.

e.) Erdők és cserjések szegélyein is előforduló fajok, és

f.) Felnyíló erdőkben is előforduló fajok: Szűk értelemben ezeket a fajokat szokás erdőssztyepp-fajoknak tekinteni. Vannak közöttük a fátlan komponens (sztyepp) és a felnyíló-ritkás koronaszintű erdő komponens irányából ide terjedő fajok, legérdekesebb, viszonylag kis fajszámú alcsoportjuk a sajátosan a szegélyekre jellemző növények (ezt a három altípust ebben a táblázatban nem különítettük el). A felnyíló erdők és szegélyek lágyszárú fajai hegy- és dombvidéken, valamint az alföldeken is az erdőssztyepp legértékesebb növényfajai – számos védett és fokozottan védett is van közöttük. A már részben vagy teljesen erdőtlen tájrészletekben is előfordulnak, jelenlétük az egykori fajgazdag felnyíló koronaszintű erdők, erdőssztyepp-erdőfoltok utolsó jele (5. ábra).

g.) Zárt és üde erdőkben is előforduló fajok: A felnyíló erdőkre jellemző növények egy része megjelenik a zárt koronaszintű száraz erdőkben (főként a cseres-tölgyesekben), illetve az üde állományokban (főként az alföldi gyöngyvirágos tölgyesekben, de időnként a középhegységi gyertyános-tölgyesekben, és a dombvidékek többféle tölgyesében is) (6. ábra).



4. ábra. Fajgazdag sztyeppréten virágzó bérci here (*Trifolium alpestre*) és borzas peremisz (*Inula hirta*) – Gyöngyös, Sár-hegy (fotó: Bölöni János)



5. ábra. Cserjés szegélyben virágzik a pirosló gólyaorr (*Geranium sanguineum*), a koloncos legyezőfű (*Filipendula vulgaris*) és a foltos véreslapu (*Hypochaeris maculata*) – Gyöngyös, Sár-hegy (fotó: Bölöni János)

h.) Sziki erdőssztyeppben is előforduló fajok:

A homoki erdőssztyepp (amely hazánk növényzetének egyik unikalitása, világritkasága) mellett másik különlegesség az alföldek sziki erdőssztyeppje. Erdő-komponense rendkívül kis kiterjedésben, csak néhány állományban maradt fenn, de a jó állapotú sziki sztyepprétek is ritkák. A táblázatban több olyan faj szerepel, amelyek a sziki erdőssztyepp fátlan és szegély-élőhelyeinek karakterisztikus fajai.

i.) Ligeterdőkben is előforduló fajok: A felnyíló koronaszintű erdőkre jellemző fajok kis része – leginkább az alföldi és dombvidéki régióban – megtalálható a ligeterdőkben, elsősorban azok félszárászegélyein, belső tisztásain is.

Védett, fokozottan védett és közösségi jelentőségű fajok: A táblázat két utolsó oszlopában a védett (V), fokozottan védett (FV) és a közösségi jelentőségű (K) fajokat jelöltük. Beszédes, és önmagában is az erdőssztyepp élőhely-komplexek igen magas természetvédelmi értékére utal, hogy a 224 fajból összesen 65 a jogi oltalmat élvezők száma.

A fokozottan védett fajok a következők: *Bulbocodium vernum*, *Colchicum arenarium*, *Erysimum witmannii* subsp. *pallidiflorum*, *Iris aphylla* subsp. *hungarica*, *Paeonia officinalis* subsp. *banatica*, *Pulsatilla patens*.

A közösségi jelentőségű fajok az alábbiak (FV kóddal jelöltük, amelyek egyúttal fokozott védelmet is kaptak): *Adenophora liliifolia*, *Colchicum arenarium* (FV), *Echium maculatum*, *Iris arenaria*, *Iris aphylla* subsp. *hungarica* (FV), *Paeonia officinalis* subsp. *banatica* (FV), *Pulsatilla grandis*, *Pulsatilla patens* (FV), *Serratula lycopifolia*, *Thlaspi jankae*.

A lágyszárú fajok jelentősége a felnyíló erdők természetes dinamikájában és védelmében

- A gyepszint természetes fajai – akárcsak a koronaszintek és a cserjeszint fajai – az erdő-gyep mozaik rendszer nélkülözhetetlen elemei. Eltűnésük az erdőssztyepp elszegényedését, előbb fiziognómiai erdőssztyeppé történő lefokozódását, majd a rendszer megszűnését jelenti.

- A lágyszárú szint fajai – jelenlétükkel, vitalitásukkal – jelzik azt is, hogy működik-e táji léptékben az erdő-gyep dinamika. Amennyiben a gyep vagy erdő-komponens túl intenzív használata megakadályozza az erdőssztyepp-biom elemeinek belső fluktuációját (a tér- és időbeli elmozdulásokról, a korona- és cserjeszint felnyílásáról, záródásáról több helyen szoltunk a kezelésről szóló fejezetben), az évtizedes léptékben mindenképpen elszegényíti a lágyszárú szintet is. Ez főként a természetközeli állapotokban jellemzően fajgazdag élőhely-típusokban, például a szegélyekben mutatkozik meg.

- Ezek a fajok indikátorok olyan értelemben is, hogy megmutatják a kezelések, illetve a gazdálkodás eredményességét, vagy akár a be nem avatkozás hatását, és ily módon megfelelő vagy nem megfelelő voltát. (A tájhasználat akkor megfelelő, ha nem csupán pillanatnyi ökonómiai szempontok szerint sikeres, hanem hosszú távon is fenntartható módon gazdálkodik az erőforrásokkal, esetleg a rendszer állapotának javulását segíti elő.)

- A felnyíló koronaszintű erdők lágyszárú szintje számos védett, fokozottan védett és/vagy közösségi jelentőségű növény- és állatfaj élőhelye, őrzője.



6. ábra. Idős, régóta nem kezelt, elég jó szerkezetű, fajgazdag gyepszintű félszárász cseres-tölgyes. Uralkodó faj a kocsánytalan tölgy, cserje alig van. Viszonylag sok a holtfa (26 m³/ha), és meglehetősen változatos a fák mérete-eloszlása – Mátrafüred (fotó: Bölöni János)



7. ábra. Az erdő-gyep mozaikokban főként a szegélyek, kisebb-nagyobb tisztások jellemző faja a tavaszi hérics (*Adonis vernalis*). Az erdőirtások következtében fátlanná vált sztyeppréteken időnként nagy tömegben szaporodik el – Bükk, Kecskés-galya (fotó: Bölöni János)

• Végül, de nem utolsó sorban, a védett és fokozottan védett fajok a természetvédelem és más ágazatok között folyó tárgyalások során nem ritkán az egyetlen hatásos érvet jelentik az adott erdő-, illetve erdőssztyepp-folt megőrzéséhez. Erről is bőven szoltunk az erdőssztyepek kezeléséről szóló fejezetben.

A jellemző növényfajok elhelyezkedése a felnyíló erdőkben

A természetközeli felnyíló koronaszintű erdőállományokban (így elsősorban a vegetációtani értelemben vett erdőssztyepekben, és részben a már csak florisztikai értelemben erdőssztyeppnek tekinthető foltokon), de a fényben gazdag „zárt” erdőkben (általában a tölgyesekben) is, a felnyíló erdők lágyszárú- és cserjefajait jellegzetes (előre jelezhető és ismétlődő) élőhelyi szituációkban találjuk meg. Például, a nyílt koronaszintű száraz erdők és szegélyek (SZ, E) fajait elsősorban a tölgyes foltok alatt és cserjés vagy cserjéltlen szegélyekben találjuk, a sztyepprétekre és szegélyekre jellemző fajok (GY) pedig a nyílt gyepfoltokon fordulnak elő, és itt-ott behúzódnak a ritkás erdők félárnyékos szegélyeibe.

Az intenzív erdészeti tevékenység hatására alapvetően átalakul az erdőszerkezet, és a gyepszintben is mélyreható változások következnek be. A vágásos üzemmódok többsége, de különösen a hektárosnál nagyobb foltokban végzett tarvágás, a felnyíló erdők, cserjések, szegélyek és gyepek alkotta mozaikos vegetációt – amelynek lényegi sajátossága a kisebb-nagyobb kiterjedésű foltokból álló mintázat – homogenizálja. A fiziognómia és fajkészlet szempontjából

egyaránt diverz folthálózat elszegényedik: nagy kiterjedésű, homogén foltok alakulnak ki, és a foltok (folttípusok) közötti lassú időbeli átmenetek lehetősége megszűnik. Amikor azonban az állományokat még ennél is intenzívebb zavarás éri, vagyis teljes talaj-előkészítéssel erdészeti tevékenység folyik a területen, a fajok jelentős része eltűnik. Más részük a másodlagosan keletkezett élőhelyekre szorul.⁴

Ha a másodlagos élőhelyfoltok évtizedekre, a régebben kezelt erdőkben és szomszédságukban akár évszázadokra stabilizálódnak, akkor az egykori fajkészlet utolsó őrzőivé válhatnak. A védett fajok jelenléte következtében lehetőséget adnak arra is, hogy jelenlétüket a szomszédos féltermészetes/természetes erdőállományok védelmére, az erdészeti beavatkozások szabályozására használjuk fel. Ahogyan az „Erdőssztyepp-erdők kezelése” című fejezetben leírtuk, a védett és fokozottan védett fajok jelenléte az erdészeti szakigazgatás képviselőivel folyó tárgyalások (főként körzeti erdőtervek kidolgozási folyamata és üzemtervi tárgyalások) során nagyon gyakran a legfontosabb, leghatásosabb érvet jelenti.

Az erdőssztyepp-zónában és a zóna-peremi helyzetben elhelyezkedő erdőkben a következő élőhelyek és élőhely-fragmentumok gyakran a cserjetermetű- és lágyszárú erdőssztyepp-fajok utolsó menedékei:

⁴ A felnyíló koronaszintű erdők nagy területeken történő tarra vágása még akkor is végzetes a fénykedvelő lágyszárúakra nézve, ha nem történik teljes talaj-előkészítés. A felnövekvő újulat, majd fiatalos erőteljes árnyékoló hatása mindenképpen megritkítja, kiszorítja ezeket a fajokat. Ha a tarvágás nem nagy területű, illetve foltosan történik, akkor a felnyíló erdők terjedésre képes fajai kisebb-nagyobb mértékben menedéket találhatnak a szomszédos állományban, vagy a szegélyeken – bár a legritkább, legértékesebb növények éppen a nem mobilis fajok közül kerülnek ki. Ha azonban nagy foltokon árnyékolódik le több évtizedre a gyepszint, az mindenképpen végzetesen megritkítja állományait.



8. ábra. Lejtőssztyepp-bokorerdő komplex gyepes része sok tavaszi héricscel (*Adonis vernalis*) és homoki pimpóval (*Potentilla arenaria*). Hátterben az erdős-cserjés foltokban virágzik a húsos som (*Cornus mas*) – Bükk (fotó: Bölöni János)

A.) Tisztások

Az erdőssztyepp-zónában igen gyakran korábbi sztyepprétek maradványai, de másodlagosan is létrejöhetnek (például az erdőállomány vagy faültetvény foltszerű pusztulása következtében). Egy részük üzemtervezett, önállóan tisztásként kerül besorolásra, más részük (általában a kisebb méretű tisztások) egy erdőrészt területéhez tartozik. Gyakran igen



9. ábra. A parlagi rózsza (*Rosa gallica*) a fátlan sztyepprétektől és pusztai cserjésektől egészen a záródó és a zárt erdőig sokféle élőhelyen megjelenik – Románia, Partium, Magyarcsaholy (fotó: Bölöni János)

sok erdőssztyepp-faj gyülekezik össze rajtuk, főként a „Sztyeppréteken is előforduló fajok (b.)”, a tisztások füves vagy cserjés szegélyein pedig az „Erdők és cserjések szegélyein is előforduló fajok (e.)”, és a „Felnyíló erdőkben is előforduló fajok (f.)” csoportjához tartozó növények. A szintezettség szerinti csoportosítás alapján pedig a gyepi- és szegély fajok (GY, SZ) fordulnak itt elő (7. ábra).

Az erdőgazdálkodók előszeretettel használják a tisztásokat rakodó- és felvonulási területként, ezért az értékes növényzetű tisztásokra különösen ügyelni kell. A tisztásokat a nagyvad is szívesen felkeresi, és veszélyezteti a cserjésedés, illetve az inváziós lágyszárúak terjedése. A kezelések tervezésénél ezekre külön ügyelni kell. A konkrét kezelési javaslatokat, és jogi lehetőségeket az „Erdőssztyepp-erdők kezelése” című fejezetben gyűjtöttük össze.

B.) Nyiladékok, utak szegélyei

Ezek a mesterséges objektumok nem ritkán az erdőssztyepp-fajok gyűjtőhelyei. Szerepük különösen ott növekszik meg, ahol a felnyíló erdőt már faültetvénnyé, vagy egykorú, alig-elegyes állománnyá alakították át. Minél régebbiek, annál értékesebbek válnak. A zárt lomberdők zónájában (jellemzően a cseres- és gyertyános-tölgyesekben) is számos erdőssztyepp-fajt találhatunk ezeken a helyeken, különösen a mélyre vágódott földutak partjain és a régi nyiladékokon. Leginkább az „Erdők és cserjések szegélyein is előforduló fajok (e.)”, a „Felnyíló erdőkben is előforduló fajok (f.)”, és a „Zárt és üde erdőkben is előforduló fajok (g.)” csoportjához tartozó növényeket találjuk meg rajtuk, de nem ritkán előfordulnak itt a „Sztyeppréteken is előforduló fajok (b.)”, megfelelő vegetációs környezetben pedig a „Ligeterdőkben is előforduló fajok (i.)” is. Más csoportosítás

szerint az alapvetően gyepi (GY), és a szegély (SZ) fajok egyaránt jelentősek lehetnek a nyiladékokon, utak mentén.

Védelmük megvalósítása nehézkes, hiszen az utakat, nyiladékokat többnyire az erdőgazdálkodó tartja fenn a gazdálkodás érdekében. Védett vagy fokozottan védett faj jelenléte esetén külön egyeztetés szükséges. Az itt előforduló növényfajokat is veszélyeztetik az előző pontban felsorolt tényezők. Cserjésedésük, erdősülésük többnyire akkor következik be, amikor használaton kívül kerülnek, vagy ha a tágabb terület bekerítésével a vadkizárás hatékonyan sikerül. Ha az erdőállományt megfelelően kezelik (vadlétszám-szabályozás, bekerítés, inváziós-eltávolítás), akkor ezek az élőhelyek ugyancsak kedvező állapotban maradhatnak fenn.

C.) Egyéb szegélyek

Az erdőssztyepp- és a zárt erdőzóna teljes területén megfigyelhető, hogy az erdők szegélyei, vagy az eltűnt erdők helyén található cserjések és szegélyek az erdőssztyepp-fajok menedék- és gyűjtőhelyei. Még a féltermészetes, és a gazdálkodással végletesen ronított erdőknél is fennáll a lehetősége, hogy az egykori flóra erdőssztyepp-elemei töredékesen fennmaradjanak a szegélyeken (részletesen tárgyalja ezt a témát BARTHA 2000). Például az alföldi löszhátakon – ahol már hírmondója sincs az erdőknek – a mezsgyéken található apró sztyeppré- és cserjés foltok őrzik az erdőssztyepp-növényzet utolsó képviselőit (ZÓLYOMI 1969).

Az erdős-cserjés, a cserjés és a füves szegélyeken az erdőssztyepp-fajok szinte minden csoportjához tartozó növények előfordulhatnak, így a „Sztyeppréteken is előforduló fajok (b.)”, a „Pusztai cserjésekben is előforduló fajok (c.)”, a „Sziklai cserjésekben is elő-

forduló fajok (d.)”, az „Erdők és cserjések szegélyein is előforduló fajok (e.)”, a „Felnyíló erdőkben is előforduló fajok (f.)”, valamint szikes tájrészletekben a „Szi-ki erdőssztyeppben is előforduló fajok (h.)” is. Ha üde a termőhely, illetve megfelelő a vegetációs környezet, még a zárt és üde erdőkre jellemző fajokat is megtalálhatjuk itt: „Zárt és üde erdőkben is előforduló fajok (g.)”, „Ligeterdőkben is előforduló fajok (i.)” (8. ábra).

A szegélyek növényzetét az erdőgazdálkodás főként a totális módszerek alkalmazásakor (tarvágás, teljes talaj-előkészítés) veszélyezteteti pusztulással. Védett és fokozottan védett fajok jelenléte esetén van esélye a természetvédelemnek a hatásos fellépésre a kíméletes kezelés érdekében. Az erdők környezetében található szegélyek és az önállósult cserjések vegetációdinamikai értelemben nem stabil élőhelyek: néhány évtized alatt általában alapvetően alakítja át őket a cserjésedés (kivételet képeznek a jó állapotú sziklai cserjések, amelyek az abiotikus stressz következtében többnyire stabilak). Az erdőssztyepp-fajok megvédése érdekében ilyen területeken kíméletes és tervszerű cserjeirtásra van szükség. Egyéb vonatkozásban – a nagyvadállomány károsító hatása, inváziósok terjedése – az A.) pontnál leírtak az irányadók.

D.) Erdőállományok különböző záródású részei

Főként az erdőssztyepp-erdőkre jellemző a lombkoronaszint kisebb-nagyobb mértékű felnyílása. Az egyik véglet – az erdőssztyepp-zónában léteznek ilyen állományok is –, amikor több hektáros erdőfoltoknak egyenletesen ritkás a koronaszintje, ekkor nagy kiterjedésben találjuk meg az erdőssztyepp-fajokban gazdag gyepszintet (ezek az úgynevezett „füves erdőssztyepp-erdők”, amelyek ma már nagyon ritkák, és mindegyikük a természetvédelem kiemelten értékes területe). Más típusokban a kisebb-nagyobb



10. ábra. A teljes talaj-előkészítés, illetve a telepítések ápolása során végzett sorközművelés a természetes flóra utolsó maradványait is elpusztítja – Duna-Tisza köze (fotó: Kun András)

mértékben felnyíló részek a legváltozatosabb térbeli mintázatban, és a legkülönbözőbb méretekben fordulhatnak elő.

Felnyílások keletkezhetnek a zárt lomberdők zónájában is edafikus okokból (sziklás környezet, sekély talaj stb.), illetve természetes okból hiányzó (lábon elpusztult vagy kidőlt) fák helyén, illetve az erdőgazdálkodás során keletkező mesterséges lékekben. A felnyíló koronaszint alatt megjelennek, felszaporodnak a fénykedvelő növények, köztük az erdőssztyepp-fajok, és ha a felnyílás több évtizedig, vagy évszázadokon át megmarad, akkor az erdőssztyepp-növényfajok gyűjtőhelyévé válhat.

A felnyílások alatt a lágyszárú és cserjés erdőssztyepp-fajok mindegyik csoportja előfordulhat (b. – i.) – a vegetációs környezettől, az erdőssztyepp-, illetve erdő-mozaikban előforduló élőhelyek fajkészletétől függően. Ezek többsége a szegély és az erdei fajok (SZ, E) csoportjába tartozik, az alapvetően gyepi fajok itt ritkábbak vagy hiányoznak (9. ábra).

A gazdasági erdők természetes okokból felnyíló állományait korábban az erdőgazdálkodó általában nem tudta kíméletesen kezelni, (mert a 70%-nál kisebb záródású állományokat fel kellett újítania), de ma már erre is van mód. Bevezetésre került a „felnyíló erdő” üzemtervi kategória, amely szerint a legkisebb záródás akár 30% is lehet. Ha sikerül az erdőssztyepp-erdőállományt ebbe a kategóriába soroltatni, akkor megőrzésének esélyei jelentősen nőnek. Részletesen szólunk erről a témáról az „Erdőssztyepp-erdők kezelése” című fejezetben (az „Erdőtervezés és az erdők védelme 2. – A felnyíló erdők” című alfejezetben). Egyéb vonatkozásban ugyanazokra a szempontokra kell ügyelnünk, amelyeket az előzőekben kifejtettünk: totális erdőgazdálkodási módszerek kerülése, a cserjésedés gátlása, nagyvad-állomány károsító hatásának csökkentése, inváziós növényfajok visszaszorítása.

Konkrét kezelési javaslatok és tapasztalatok a felnyíló erdők növényfajainak védelme kapcsán

A fejezet megelőző részeiben többször utaltunk az ugyanebben a kötetben található, „Erdőssztyepp-erdők kezelése” című fejezetre. Az ott leírtak minden szempontból irányadók a faji védelem kapcsán is, hiszen az élőhelyek megfelelő kezelése, állapotának fenntartása és javítása nem különbözik a fajok védelmét és a populációk fennmaradását elősegítő tevékenységektől. Mindazonáltal, a faji védelem rendelkezik néhány sajátossággal, ezért szükség van az eddig elmondottak részletezésére, néhány pont kiemelésére. Ebben az alfejezetben a faji védelem szempontjából legfontosabb tevékenységeket, tapasztalatokat soroljuk fel.

Az erdészeti beavatkozások hatása a gyepszintre

- A nagy kiterjedésű, homogén beavatkozások különösen károsak a felnyíló koronaszintű erdőkben, és legfőképpen akkor, ha a felújítások kapcsán nagy kiterjedésű foltokon hoznak létre árnyas állapotot. Bizonyos üzemmódok alkalmazásával ez elkerülhető (főleg az átalakító és a szálaló, de részben a szálaló-vágásos üzemmód esetében is).

- A vágásos üzemmódok közül a nagy területeken végzett tarvágás, illetve az azt követő mesterséges erdőfelújítási módok, rendkívüli mértékben károsítják, nagyrészt elpusztítják a gyepszintet. Elméletileg lehetséges tarvágásokkal is kis területen belül mozaikos élőhelymintázatot kialakítani, ez azonban a jelenleg általános gazdálkodási gyakorlatba nem illeszthető.

Itt is hangsúlyozzuk a kiterjedés hatását. Sokszor ugyanis nem elsősorban az a végzetes a gyepszintre, hogy tarvágás (végvágás) történt, hanem az, hogy ennek következtében nagy kiterjedésű homogén tömbök jönnek létre. A fényben gazdag erdőkre alapvetően jellemző a környezeti feltételek, elsősorban a fényviszonyok kis területen belüli mozaikossága. Ezt a mozaikosságot rombolja, szünteti meg a nagy kiterjedésű, illetve korban, szerkezetben, fényviszonyokban homogén állományok létrejötte. A túlságosan zárt állományú, nagy kiterjedésű erdőtömbök a fényigényes fajok számára kedvezőtlen termőhelyi viszonyokat jelentenek, ezért azokból – hosszú időre, vagy végleg – kiszorulnak. Ha a fiatalos egésze valamilyen okból ligetes marad (ami a valóságban nem jellemző), az kevésbé ártalmas a gyepszintre, bár az erdei, a direkt napfényt nem igénylő/nem tűrő fajok visszaszorulását okozhatja.

- A fakitermelés során erőteljes a taposási hatás, a tömörödés, a növényzet sérülése. A mesterséges erdőfelújítás, illetve az ápolások során további pusztító tényezők a vegyszeres gyomirtás és a mechanikus sorközápolás. Különösen az alföldi régióban alkalmazott teljes talaj-előkészítés következtében erőteljes a humusz- és propagulum-vesztés (10. ábra). A gyökérzetet és tuskó-maradványokat, valamint a feltalaj egy részét tartalmazó prizmákon megvan az esélye néhány faj (jellemzően geofitonok) átmeneti túlélésének, de a nem megfelelő talajviszonyok, mikroklíma és árnyékhatás, a gyomok és az inváziós növényfajok általában ezeket is kipusztítják.

Ha nem történt teljes talaj-előkészítés, akkor akár évtizedek múlva is megfigyelhető, hogy az egykori erdőssztyepp-erdő egyes fajai klonális növekedésük, zavarástűrésük következtében hosszabb-rövidebb ideig képesek túlélni, esetleg terjedni is a homogén ültetvényekben (tölgy vagy akár akác ültetvényekben) vagy azok szélein (pl.: *Brachypodium pinnatum*, *Buglossoides purpureocaerulea*, *Colchicum arena-rium*, *Iris* fajok, *Polygonatum* fajok). Ez örvendetes, ám egyúttal megtévesztő is lehet: jelenlétük nem

szabad, hogy elvonja a figyelmünket a sokféleség általános csökkenéséről, a színező elemek, a ritkább fajok, a természetüknel fogva is szórványosan előforduló növények szinte teljes hiányáról. Az értékes fajokat tartalmazó ültetvények újabb végvágása utáni erdőfelújítás során a védett, illetve természetes fajok populációi kímélendők! Ezekben a foltokon legfeljebb keskeny pásztás talaj-előkészítést vagy (hazai nyárak ültetése esetén, a nemesnyár ültetéshez kifejlesztett) gödörfúrásos ültetést lehet alkalmazni.

- A fokozatos felújítógátás főként akkor okoz károkat, amikor nem a klasszikus, háromlépéses megközelítésben (1. és 2. felújítógátás-bontógátás, 3. felújítógátás-végvágás), vagyis 10-30 év alatt végzik el, hanem csak két lépésben (1. felújítógátás-bontógátás, 2. felújítógátás-végvágás), amikor is 3-10 év alatt zajlik le az állományok véghasználat. Hazánkban az utóbbi módszer néhány évtizede elterjedt (FRANK és SZMORAD 2014, 72. oldal). A gyepszint ebben az esetben ugyanarra a sorsra jut, mint a tarvágásnál: előbb fényre kerül, taposás éri, majd a fiatalos felnövekedésével évtizedekre erőteljesen beárnyékolódik. Megfigyeléseink szerint itt is elsősorban az a már többször kiemelt tényező jelent veszélyt, hogy nagy kiterjedésű, zárt vagy nagyon zárt, árnyas fiatalosok keletkeznek. Ezekben a fényigényes fajok nem, vagy alig élnek túl – még az olyan kimondottan erdei, fényigényes fajok sem, mint pl. a *Tanacetum corymbosum*, a *Convallaria majalis* vagy a *Lathyrus niger*.

- A szálalógátás és átalakító üzemmód esetében hasonló hatások érik a gyepszintet, mint a (időben kellően széthúzott, 3 ütemben végzett) fokozatos felújító vágás esetében, bár itt már nagyobb esélye van a lágyszárú szint fajainak a túlélésre (v.ö. FRANK és SZMORAD 2014, 72. oldal).

- Egy szempontból sokkal jobb feltételeket teremt a gyepszint fajai számára a szálaló üzemmód, mert az így kezelt állományokban mindig léteznek olyan foltok, kisebb-nagyobb szigetek, ahol zavartalan marad a gyepszint (v.ö. FRANK és SZMORAD 2014, 73. oldal). Más tekintetben azonban, szálalásnál sokkal rendszeresebben, évről-évre visszatérve járják az állományt erdészeti járművekkel, gépekkel, ami a kis területű állományoknál komoly zavarást okoz.

- Természetesen, a felnyíló koronaszintű erdők számára is a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód jelenti az optimális állapotot. Ideális esetben minden megmaradt erdőssztyepp állománynál, de leg-sűrűbben a szentély jellegű területeken (főként a vegetációtani értelemben vett erdőssztyeppes esetében) ez az elérendő cél, különös tekintettel arra, hogy jelentős természetvédelmi értékeket képviselő állományok egy része még nem áll területi védelem alatt. A szentély területeken kívül az állandó erdőborítást biztosító üzemmódok valamelyike is szóba jöhet. Ezek az üzemmódok főként a dombvidéki és hegylábi erdőssztyepp területeken reálisak, míg alföldi viszonylatban nincsenek erdészeti tapasztalatok,

technológiai kivitelezhetőségük és gazdaságosságuk sok kérdést vet fel. Ha faanyagtermelést szolgáló üzemmód jön szóba, felülbírálandó a hazai tölgy fajok kitermelése, a jellemzően egykorú állományok és a tölgyesek alföldi rossz felújuló képessége miatt. Az üzemmód-besorolásról és a változtatás lehetőségeiről az „Erdőssztyepp-erdők kezelése” című fejezet „Erdőtervezés és az erdők védelme 1. és 2.” című alfejezeteiben írtunk.

Mindenfajta erdészeti tevékenység tervezésénél és kivitelezésénél a lehető legnagyobb figyelemmel kell óvni a gyepszintet. Konkrét védelmi lehetőségek általában ott állnak rendelkezésünkre, ahol védett vagy fokozottan védett faj populációja fordul elő, de a megbeszélések, tárgyalások során a természetvédelem képviselője más vonatkozásban is eredményeket érhet el. Arra kell törekedni, hogy a közelítések és a faanyag kihordása során kíméljék a gyepszintet, lehetőség szerint csak a már meglévő utakat, rakodóhelyeket használják.

A természetvédelmi kezelések hatása a gyepszintre

A felnyíló erdők állapotjavítását célzó kezelésekről már több helyen szót ejtettünk, ezért a legfontosabbakat itt csak felsoroljuk, illetve vázlatosan ismertetjük (bővebben lásd az „Erdőssztyepp-erdők kezelése” című fejezet „Az inváziós növényfajok visszaszorítása...” és a „Vadlétszám, vadkár” című alfejezeteit).

- Természetvédelmi célú állományszerkezet-átalakítás: A beavatkozás célja a lombkoronaszint korcsoport-megoszlásának és színteztettségének változtatása tétele, kis területen belüli mozaikosságának növelése (kisebb-nagyobb lécek nyitása, ligetes foltok kialakítása, közöttük zártabbak meghagyása, a holtfa mennyiségének növelése stb.). A fénygazdagság növekedése, a fényben gazdagabb és szegényebb gyepszintű foltok mozaikos megjelenése jótékony hatással lesz a gyepszint fajaira is (a Bükk Nemzeti Park területén már folynak ilyen típusú természetvédelmi beavatkozások).

- Inváziós visszaszorítás: Abban az esetben is károsodhat a gyepszint, ha csak a cserjeszintben és/vagy a lombkoronaszintben terjedő inváziósok irtása történik. Ezért ilyenkor – főként, ha vegyszerhasználatra kerül sor – különösen ügyelni kell a lágyszárú szint kímélésére.

- Nagyvad kizárása: Országos, vagy esetleg regionális szintű vadlétszám csökkentés hiányában a kerítés jelenti a leghatásosabb megoldást, ez azonban rendkívül drága és fenntartás-igényes beruházás. A bekerítés következtében ugrásszerű állapotjavulás következik be, esetenként – évtizedes szünet után – megjelenik az életképes természetes újulat, illetve előtűnnek a lágyszárú szint régen nem látott fajai („eltemetett flóra”). A vadkizárás következtében gyakran intenzív cserjésedés indul be, ami kezelést igényel.

• Cserjeritkítás-cserjeirtás: A füves és cserjés szegélyeken, erdőtisztásokon legeltető állattartás hiányában országsszerte problémát jelent a cserjefajok nagymértékű elszaporodása. A gyepek cserjésedése természetes, spontán folyamat, és a nagy kiterjedésű erdőssztyepp-mozaikokban egykor fontos szerepe volt a beerdősülési folyamatokban. Ma elsősorban akkor tekintjük kívánatosnak, amikor egy tönkretett, természetes gyepp- vagy erdei flórát szinte teljesen nélkülöző terület regenerációjáról van szó. A fajgazdag gyepek, szegélyek, tisztások becserjésedése korunkban – mivel a fajgazdag gyepek, szegélyek nagyon ritkák – általában elszegényedést és értékes fajpopulációk pusztulását jelenti. Ezért a cserjésedés gátlására, a cserjések kíméletes ritkítására, esetleg cserjeirtásra van szükség. Természetesen, a gyepszint ennek során is kiemelten kímélendő.

• Kaszálás, legeltetés: Az erdőssztyepp-erdők szegélyeinek kíméletes, lehetőleg kézzel végzett kaszálása kívánatos. Évente egy alkalommal történő legeltetésük is jó hatású lenne, azonban az erdei legeltetést jelenleg törvény tiltja. Ezért legeltetni csak az Országos Erdőállomány Adattárban nyilván nem tartott, nem erdőművelési ágú területen lehet, és csak folyamatos nyomonkövetéssel, illetve minél pontosabb hatás-monitoringgal együtt szabad végezni.

Állományok növényfajokban való gazdagítása, védett fajok áttelepítése

• A lágyszárú növényfajok esetében az áttelepítések általános tapasztalatai kedvezőtlenek. Az áttelepíté-

sek (egyik élőhelyen kiemelt növényeket egy másik helyre ültetünk át), illetve a kerti szaporítást követő kiültetések idő- és erőforrás-igényesek, és néhány növényfaj kivételével sikertelenek. Nem voltak sikeresek például a *Bulbocodium vernum* és *Crocus reticulatus* áttelepítései. Előbbi faj 15 évvel ezelőtt átültetett 700 tövéből 2015-ben már csak 6 tő van meg, az utóbbi faj 800 áttelepített példányából ugyanennyi idő alatt 2 tő élt túl. Valamivel sikeresebbek más klonális fajok átültetései (például az *Iris aphylla* subsp. *hungarica* ilyen faj), illetve a sok fertilis magot termő növények kertben történő felnevelése és kiültetése (például a *Pulsatilla* fajok, *Dianthus diutinus* vagy a *Lychnis coronaria*), de a hosszú távú fennmaradás itt is nagyon kétséges (Demeter László szóbeli közlése, 2015). A fajok áttelepítése és kiültetése esetlegesen, az elsődleges élőhely-védelmet kiegészítő tevékenységként, illetve vészmegoldásként jön szóba.

• Ide vonható az erdőssztyepp-erdők szükség esetén kisebb foltokban történő elegyarány szabályozása is (fafajcsere, részleges pl. tányéros vagy fúrásos talajelőkészítéssel), illetve elegyítése – a termőhelynek megfelelő, tájban honos hazai fafajokkal (Nagy István, szóbeli közlése, 2015). Ezeket a beavatkozásokat is az illetékes erdészeti hatósággal történő egyeztetés, illetve a vonatkozó előírások betartásával lehet elvégezni.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Bartha Dénesnek, Varga Zoltánnak és Korda Mártonnak a fejezet gondos lektorálását, a számos értékes javaslatot, kiegészítést.

Irodalomjegyzék

- BARTHA, D. (2000): *Az erdőszegély*. – In: FRANK, T. (szerk.): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 99–107.
- BORHIDI, A. (1961): Klímadigramme und klímazonale Karte Ungarns. – *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis de Rolando Eötvös Nominatae Sectio Biologica* 4: 21–50.
- FEKETE, G. (1965): *Die Waldvegetation im Gödöllőer Hügelland*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 223 pp.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (2014): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése*. Rosalia kézikönyvek 2. – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 pp.
- JAKUCS, P. (1961): *Die phytozöonologischen Verhältnisse der Flauweichen-Buschwälder Südost-Mitteleuropas*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 314 pp.
- JAKUCS, P. (1972): *Dynamische Verbindung der Wälder und Rasen*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 228 pp.
- JAKUCS, P. és FEKETE, G. (1957): Der Karstbuschwald des Nordöstlichen Ungarischen Mittelgebirges (*Quercus pubescens-Prunus mahaleb* ass. nova). – *Acta Botanica Hungarica* 3: 253–259.
- KIRÁLY, G. (szerk.) (2009): *Új magyar fűvészkönyv*. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 pp.
- KUN, A. (2000): Összehasonlító vizsgálatok a hárshegyi homokkő növénytakaróján. – *Tilia* 9: 60–127.
- KUN, A. (2001): Analysis of precipitation year-types and their regional frequency distributions in the Danube-Tisza Mid-Region, Hungary. – *Acta Botanica Hungarica* 43(1–2): 175–187.
- KUN, A., ITTZÉS, P., KRASSER, D. és ASZALÓS, R. (2002): *A Carex humilis dominálta sziklafüves lejtők variabilitása a Dunántúli- és Északi-középhegységben*. – In: SALAMON-ALBERT, É. (szerk.): *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón*. Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére. Pécsi Tudományegyetem Növénytan Tanszék, Pécs, pp. 447–462.
- MOLNÁR, Zs. és KUN, A. (szerk.) (2000): *Alföldi erdőssztyepp-maradványok Magyarországon*. WWF füzetek 15. – WWF Magyarország, Budapest, 56 pp.
- ZÓLYOMI, B. (1957): Der Tatarenahorn-Eichen-Lösswald der zonalen Waldsteppe. – *Acta Botanica Hungarica* 3: 401–424.
- ZÓLYOMI, B. (1958): *Budapest és környékének természetes növénytakarója*. – In: PÉCSI, M. (szerk.): *Budapest természeti képe*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 508–642.
- ZÓLYOMI, B. (1969): Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. – *Természet Világa* 100: 550–553.
- ZÓLYOMI, B., KÉRI, M. és HORVÁTH, F. (1992): *A submediterrán éghajlati hatások jelentősége a Kárpát-medence klímazonális növénytakarójának összetételére*. – Hegyfok Kabos klimatológus születésének 145. évfordulója alkalmából rendezett tudományos emlékülés előadásai. Debrecen–Túrkeve, 1992. június. pp. 60–74.

Options to protect the herbaceous species of the forest-steppe

András Kun¹ & János Bölöni²

¹*Fő u. 62, H-8699 Somogyvámos, Hungary. E-mail: kunandras29@gmail.com*

²*Institute of Ecology and Botany of HAS, H-2163 Vácraátót, Hungary. E-mail: boloni.janos@okologia.mta.hu*

The specialties of open forests and forest-grassland mosaics are their richness of species and the presence of specific species in the forest edges, shrublands and open forests. These species groups are collectively called 'forest steppe species.'

In addition to the description of these typical species, this chapter details the importance of herbaceous plants as indicators of condition for forests, forest-grassland mosaics and herbaceous edges as natural systems.

We also present the most important information for the protection of herbaceous species living in forest-steppes. Throughout this work, we widely apply the term of forest steppe so that it includes open forests as well.

Key words: open forest, steppe woodland, forest management, woodland edge, understorey, protected species, habitat requirement, nature protection, Natura 2000



**AZ ÁLLATVILÁG VÉDELME
ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS**

– veszélyforrások és védelmi lehetőségek –

**ANIMAL SPECIES CONSERVATION
AND FOREST MANAGEMENT**

– threat factors and conservation possibilities –

A hangyák szerepe a magyarországi erdei ökoszisztémákban

Mikó Ágnes és Csóka György

*NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, Erdővédelmi Osztály, 3232 Mátrafüred, Hegyalja u. 18.
E-mail: mikoa@erti.hu és csokagy@erti.hu*

Az „erdei hangya” kategóriát meglehetősen nehéz röviden definiálni. A Magyarországon feljegyzett 126 hangyafaj jelentős része ugyanis kisebb-nagyobb mértékben kötődik az erdőkhöz, illetve a fásszárúakhoz. Potenciálisan erdei hangyáknak nevezhetjük azokat a fajokat, amelyek obligát módon, vagy preferáltan kötődnek a fákhhoz, mint táplálékforráshoz és/vagy fészekhelyhez. Az erdei hangyafajok kolóniáit számos sajátos mikrohabitatban találhatjuk meg. Ilyenek például az élő fák odvai, különböző méretű és megjelenésű holtfák, tölgyakkok, cynipida gubacsok stb. Egyes fajaik nagyméretű bolyokat építenek. Táplálékforrásaik is meglehetősen változatosak. Az állati zsákmány (elsősorban ízeltlábúak) mellett a növényi magvak és a mézharmat jelenti fő táplálékukat, de gyakran táplálkoznak állati tetemekkel is.

A hangyák jelentős szerepet töltenek be az erdők tápanyagforgalmában és fajok közötti ökológiai kölcsönhatásokban. A hozzájuk kötődő mirmekofil fajok révén nagyban növelhetik az erdők fajgazdagságát is. Az erdei hangyafajok közül kiemelt figyelemben részesültek az erdei vöröshangyák. Első sorban német nyelvterületen (Németország, Svájc) és Skandináviában, jellemzően fenyevesekben folytak a velük kapcsolatos kutatások. Ezek eredményei azonban csak részben alkalmazhatók a magyarországi viszonyokra. Az erdei vöröshangyák erdővédelmi jelentősége többoldalú. Generalista ragadozóként tömegesen zsákmányolják a fákon élő rovarokat, csökkentve ezzel a herbivor nyomást. Ugyanakkor egyes rovarcsoportokkal, pl. levéltetvek, pajzstetvek mutualista kapcsolatban élnek, azokat védelmezik. Ezáltal pedig növelhetik is a herbivor nyomást, aminek negatív fiziológiai hatásai is lehetnek a fákra nézve. Az erdők egészségi állapotára gyakorolt hatásuk jelentős, de több vonatkozásban még nem kellően tisztázott. Más erdei hangyafajokkal kapcsolatban még több a megválaszolatlan (illetve a még fel sem tett) kérdés.

Az erdei hangyák védelme a jogi szabályozáson túl élőhelyeik kíméletét, életfeltételeik biztosítását kell, hogy jelentse. Többek között a változatos záródású állományszerkezet, a kiegyenlített és változatosabb táplálékbázist biztosító egyes állományok, a fakitermelések során a bolyok körül facsoportok meghagyása, megfelelő mennyiségű holtfa visszahagyása a hangyák életfeltételeit javítja. Ennek révén jobban betölthetik az erdei diverzitás növelésében és az erdők immunrendszerében betöltött jelentős, mással nem pótolható szerepüket. Esetenként a hangyabolyok fizikai védelme is szükséges lehet. A hangyabolyok mesterséges áttelepítése is lehetséges alternatíva, de élőhelyeik védelme, kímélete valószínűleg hatékonyabb és egyszerűbb megoldás lehet.

Kulcsszavak: erdei hangyák, hangyaterjesztés, mirmekofília, ragadozás, fajok közötti interakciók, erdővédelem, hangyavédelem

Bevezetés

A hangyák családjában (Hymenoptera: Formicidae) ez idáig világszerte mintegy 8800 fajt írtak le. Egyes vélemények szerint (HÖLLDOBLER és WILSON 1990) a valós fajszám akár a 20 000-et is elérheti. A család fajgazdagsága mellett a változatos életmód, a fejlett szociális szerveződés és az ökológiai/ökonómiai jelentőség okán is megkülönböztetett figyelemben részesült és részesül mai is a kutatók körében.

Szinte nincs is olyan szárazföldi élőhely a Földön – beleértve akár az emberi településeket is – ahol a hangyák ne telepednének meg, és ne játszanának igen változatos, sok vonatkozásban meghatározó szerepet az adott ökoszisztéma működésében. Ugyanez fokozottan igaz Közép-Európa (így Magyarország) erdeire is, ahol a jellemzően fajgazdag és nagy egyedszámú hangyaegyüttes, rendkívül változatos szerepet tölt be

a szerves anyag lebontásának folyamatában, növények terjesztésében, ízeltlábúak ragadozójaként, vagy éppen más állatfajok táplálékforrásaként.

Jelen tanulmány a teljesség igénye nélkül példákat kíván szolgáltatni a hangyák hazai erdei ökoszisztémákban betöltött változatos szerepére, illetve azokra az ökológiai kölcsönhatásokra vonatkozóan, amiknek a hangyák meghatározó szereplői. Megkülönböztetett figyelmet szentelünk annak a szerepnek, amit a hangyák játszanak az erdők egészséges működésében, illetve arra is, hogy az erdőgazdálkodás módja miként befolyásolhatja fajgazdagságukat és funkcionális szerepüket. Tudatosan, még csak érintőlegesen sem tárgyaljuk a hangyákkal kapcsolatos taxonómiai kérdéseket és a rájuk jellemző bonyolult fajon belüli szociális szerveződést, vagy éppen a hangyaközösségek közötti interspecifikus interakciókat (pl. rab-szolgáltatás).

Melyik hangyák az „erdei hangyák”?

A fejezetcímbe megfogalmazott kérdés megválaszolása csak első megközelítésben tűnik könnyűnek. Rövid, tömör, támadhatatlan definíció szinte nem is adható. A Magyarországon regisztrált 126 hangyafaj (Csősz és mtsai 2011) jelentős része ugyanis kisebb-nagyobb mértékben kötődik a fásszárú növényekhez. Ezek egyrészt fészekhelyet biztosíthatnak a hangyakolóniáknak, másrészt pedig közvetve táplálékforrást, ami egyrészt lehet a fákon élő levéltetvek által termelt mézharmat, másrészt pedig a fákon, bokrokon élő herbivor ízeltlábú együttes, mint a hangyák potenciális zsákmány forrása. Ezeket a feltételeket azonban nem csak a szűkebben értelmezett erdei élőhelyek elégítik ki. Annál is inkább nem, mert sok esetben a hangyák az erdőszegélyeket, a tisztásokat, azaz az alacsonyabb záródású erdőfoltokat előnyben részesítik a zárt erdővel szemben. Így nem meglepő, hogy a némi nagyvonalúsággal „erdeinek” minősített fajok parkokban, de néhány törzset számláló belterületi facsoportokban is megtelepszenek. Ez igaz még az erdőhöz való kötődést nevükben is jelző erdei vöröshangyákra (*Formica rufa* csoport) is. Ennek megfelelően talán célszerűbb az egyes hangyafajok fákhöz való kötődését, illetve a kötődés mértékét alapul venni. Azon fajok többsége tehát, amik a fákhöz, mint fészekhelyhez és/vagy táplálékforráshoz obligát módon, illetve jellemzően kötődnek (dendrofil fajok) egyben potenciális erdei hangyafajnak is tekinthető. Néhány hangyafaj élőhelyi igényéről a következő fejezetben részletesebben is szót ejtünk.

Az erdei hangyafajok élőhelyválasztása

A hangyák érzékenyek környezetük jellemzőire, illetve azok változásaira. Megtelepedésüket több, gyakran egymással is összefüggő feltétel teszi lehetővé, illetve lehetetlenné. Ilyen tényezők (a teljesség igénye nélkül) pl. a táplálék ellátottság, a mikroklíma, a fényviszonyok, a talajjellemzők, a vegetáció, a potenciális fészekhelyek megléte, más hangyakolóniák jelenléte, stb. Optimális helyzetben a fontosabb feltételek megfelelően finom léptékben állnak rendelkezésre, hiszen a hangyák, korlátozott mozgáskörzetük révén csak így tudják hasznosítani azokat. Az alábbiakban néhány szempontot vázolunk fel egyes „erdei hangyafajok” megtelepedésének és fennmaradásának feltételeire vonatkozóan.

Az erdőben élő hangyák gyakori fészekhelye többek között az élőfa és a holtfa is. Az élő és holtfában fészkelő hangyaegyüttesek bizonyos mértékig szétválaszthatók, de ez az osztályozás semmiképpen nem diszkrét kategóriákon alapszik, csupán bizonyos fokú (sok esetben nem is túl erős) preferenciákat tükröz.

Gyakran élő fában, illetve azok kisebb elhalt részeiben, odvaiban fészkelnek a *Dolichoderus quadripunctatus*, a *Camponotus truncatus*, a *Camponotus fallax*, a *Liometopum microcephalum*, a *Lasius fuliginosus* és a *L. platythorax*, *L. emarginatus*, *L. brunneus*, amikkel akár városi parkok fáin, facsoportjain is találkozhatunk. A *Camponotus fallax* kolóniái ugyanakkor elhalt fák leváló kérge alatt, illetve korhadó tuskókban is előfordulhatnak (Csóka és Csősz 2014). MITRUS és mtsai (2015) széncinegék (*Parus major*) és barátcinegék (*Poecile palustris*) által fészkelési időben lakott természetes odvakban rendszeresen talál-



1. ábra. Nagyméretű *Formica* boly mátrai, tölgyel elegyes fenyvesben (fotó: Nagy Gyula)

2. ábra. *Formica* boly kidőlt, korhadó fenyő tövével (fotó: Csóka György)



tak *Lasius brunneus* kolóniákat. Valószínűsítik, hogy a hangyák számára kifejezetten előnyös lehet, hogy a fészkekben jóval magasabb a hőmérséklet, mint a lakatlanokban. Ugyanakkor azt is feltételezik, hogy a hangyák az élősködő ízeltlábúak zsákmányolásával segíthetnek „tisztán tartani” a fészkeket.

A tölgyfahangya (*Liometopum microcephalum*) leggyakrabban tölgyesekben található, de fészkei vadgesztenyén, hársakon, nyárákon is előfordulnak (ZETTEL és mtsai 2004, FARKAS és TÁNCZOS 2009). Élő fák korhadó üregeiben, illetve elhalt fákban épít kartonfészket. Kedveli a nagyobb testű xilofág rovarok, pl. a nagy hőscincér (*Cerambyx cerdo*) járatait. Ezeket a cincérlárvák még az élő fában rágják, de a hangyák a fa pusztulása után is hosszú ideig hasz-

nálják őket. ZETTEL és mtsai (2004) szerint kolóniái azért fogytak meg, mert a fészkelésre alkalmas nagyméretű fák egyre ritkábbá váltak az erdőkben.

A különböző méretű és jellegű erdei holtfa sok hangyafaj szempontjából meghatározó élőhelyi elem (CSÓKA és Csősz 2014). Valószínűsíthető, hogy a korhadó fa jó hőszigetelő képessége, illetve az általa biztosított mechanikai védelem is előnyös a hangyáknak. Általánosságban elmondható, hogy a holtfa mennyisége és változatossága pozitív hatással van a hangyafajok fajgazdagságára (HUGHES és BROOME 2007, CSÓKA és Csősz 2014). Lábön álló, földön fekvő holtfához, vagy akár tuskókhöz szorosan kötődnek a faodvasító hangyák (pl. *Camponotus ligniperda*, *C. herculeanus*), amik ezekben készítik fészkeiket.



3. ábra. *Temnothorax* kolónia csermakk belsejében (fotó: Csóka György)

Általában a puhább tavaszi pásztákat rágják, így a faanyag keményebb őszi pásztái szinte válaszfalakként maradnak vissza. Melegigényesek, így főként állományszegélyeken, tisztásokon fordulnak elő.

A nagytermetű erdei vöröshangyák (*Formica rufa* csoport) talajszemcsékből és növényi maradványokból (fenyőtűk, levéldarabok, fűszálak stb.) bolyokat építenek, melyek egyes fajoknál elérhetik a 3 m-es átmérőt és az 1 m-es magasságot is (1. ábra). A fészkek leggyakrabban tuskókon, álló holtfa tövében, vagy fekvő holtfához kötődve készülnek el, jellemzően azok déli oldalán (2. ábra). Az erdei vöröshangyák általában kevésbé kedvelik a zárt erdőt, bolyaik a tisztásokon, állományszegélyen, illetve az alacsonyabb záródású állományrészekben a gyakoribbak. Ökológiai igényeik vonatkozásában azonban a csoport két gyakori faja, a *F. rufa* és a *F. polyctena* eltéréseket mutat. Az előbbi bolyai a nyílt területek, gyepek és a teljesen zárt fiatalosok kivételével mindenhol megtalálhatók. A többi fajnál tágabb tűrésű, az üdébb termőhelyek 10–40%-os relatív besugárzású foltjait kedveli. A fény (illetve besugárzás), mint környezeti változó jelentőségét jól lehet érzékeltetni a *Formica fusca* fényigényével is. Ez a középhegységi zártabb erdőkben (bükkösök, fenyvesek) szegélyfaj, viszont az alacsonyabb záródású (így jobb fényellátottságú) alföldi tölgyesekben már az állományok belsejében is megtalálható.

A boly körüli lágyszárú növényzettel szemben a *F. rufa* toleránsabb, mint a többi *Formica* faj. A *F. polyctena* inkább hegyvidéki, ritkább faj. Idősebb fenyvesek, illetve fenyő elegyes lombos állományok faja. Bolyai zárt állományokban és azok peremén is megtalálhatók. Mikroklima tekintetében igénye hasonló a *Formica rufa*-hoz, viszont a bolyok körül a gyéresebb lágyszárú növényzetet preferálja (GREATHEAD 1976, HARTNER 1994). Az élő fák közelsége, jelenléte szinte minden erdei hangya, így a vöröshangyák számára jelentős feltétel, mert meghatározó részben ezekhez kötődik táplálékforrásuk, akár a begyűjthető mézharmatra, akár fákon élő, zsákmányolható ízeltlábúakra gondolunk. Általában a közeli, nagyméretű fák a kedvezők, mivel ezeken jóval nagyobb mennyiségű lehet a táplálék kínálat, mint a fiatal faegyedeken (VEPSALAINEN és SAVOLAINEN 1994, CAPPELLI 2015). A fák bolyokhoz való közelsége több szempontból is előnyös lehet. A táplálékgyűjtés gazdaságossága szempontjából (költség/haszon) előnyösebb a kisebb „szállítási távolság”. A hangyabolyok közelében koncentrálnak a tápanyagokból profitáló fákon élő levéltetű kolóniák pedig valószínűleg jobb minőségű mézharmatot termelnek (CAPPELLI 2015), mint a távolabb lévők.

Az erdei vöröshangyák egyes fajainak fenyőkhöz való kötődése több okra is visszavezethető. Egyrészt jellemzően fenyőtűkből építik bolyaikat, másrészt pedig a fenyőkön gyakori *Cinara* tetvek mézharmatával és túlfogyasztó lárvákkal (lepkehernyók, levéldarázs lárvák) is táplálkoznak (lásd később). A *Formica*



4. ábra. *Temnothorax* kolóniának otthont adó nagyméretű *Andricus quercustozae* aszexuális gubacs (fotó: Csóka György)

paralugubris (nálunk nem honos) esetében kimutatták, hogy a dolgozók száraz fenyőgyantát hordanak a bolyba a fiasítások közelébe, mert a gyanta baktericid és fungicid hatása révén jelentősen csökkenthetik pl. a rovarpatogén *Pseudomonas fluorescens* baktérium és a *Metarhizium anisopliae* gomba által okozott mortalitást (CASTELLA és mtsai 2008, CHAPUISAT és mtsai 2007, CHRISTE és mtsai 2003). Azaz a hangykolóniák sikerességét jelentősen javíthatja a fenyők közelsége. A nálunk honos erdei vöröshangya fajok is használják ezt a „természetes gyógymódot”. A szociális rovarok nagy denzitású kolóniáiban a rovarpatogén kórokozók általában jelentős veszteségeket okozhatnak (lásd pl. a méhek költésrothadása).

Néhány hangyafaj egészen speciális mikrohabitatokban hozza létre kolóniáit. Egyes *Temnothorax* fajok vékony száraz ágak belsejében fészkelnek. A *Temnothorax*-ok fészkei időnként földre hullott tölgyemakok kivájt belsejében is megtalálhatók (3. ábra). Több faj kolóniáival régebbi, nagyobb méretű, cynipida gubacsok (Hymenoptera: Cynipidae) kivájt belsejében is találkozhatunk (CSÓKA és mtsai 2005). ESPADALER és NIEVES-ALDREY (1983) Spanyolországból 13 hangyafajról említi, hogy gubacsokat használ. Magyarországon a *Temnothorax* fajok mellett a *Crematogaster scutellaris*-ról és a *Dolichoderus quadripunctatus*-ról is tudjuk, hogy „gubacs lakást” is elfoglalhat. Erre a célra általában a nagyobb méretű, gömbölyű, aszexuális nemzedékek által okozott, lassabban lebomló gubacsok a legalkalmasabbak. Ilyenek például az

Andricus kollari, az *A. hungaricus* és az *A. quercus-tozae* (4. ábra) gubacsai. A *Myrmica rubra* kolóniáját megfigyelték már kucsmagomba (*Morchella esculenta*) termőtestének belsejében is (Varga Zoltán szóbeli közlése, 2016).

Az „erdei hangyák” táplálékspektruma

A hangyák jellemzően omnivor táplálkozást folytatnak, azaz minden számukra alkalmas táplálékot elfogyasztanak, ami térben és időben elérhető számukra. Ennek megfelelően étrendjük rendkívüli változatos-ságot mutat, amit itt csak röviden tekintünk át.

A növényi eredetű táplálékok között említendő a magvak, melyeknek első sorban tápláló burkát fogyasztják a hangyák. A hangyák által terjesztett növényfajok magjai meghatározóak, mint hangyatáplálék. CZECHOWSKI és mtsai (2002) a *Myrmica rubra* és *Lasius emarginatus* fajokkal kapcsolatban említik, hogy a mézharmat mellett a nektár (főként az ernyősvirágzatúak nektárja) is jelentős arányt képvisel. Egyes növény-, illetve hangyafajok esetében jelentős lehet a növények extrafloralis nektáriumai által kiválasztott édes váladék (lásd később). CZECHOWSKI és mtsai (2002, 2008) szerint a pollenfogyasztás jóval elterjedtebb a hangyák között, mint azt korábban gondolták. Vizsgálataik során fakultatív pollenfogyasztónak bizonyult többek között a *Myrmica rubra*, a *Formica pratensis*, *F. sanguinea*, *Lasius niger* és a *L. fuliginosus*.

Az állati eredetű táplálék lehet élő zsákmány, illetve elhalt. Általánosságban mondható, hogy a hangyák minden olyan állatot (elsősorban ízeltlábúakat) zsákmányolnak, amit egyenként vagy csoportosan képesek megölni és egészben, vagy feldarabolva el-

hurcolni. A hangyák csoportos zsákmányszerzésének hatékonyságára jó példát szolgáltat HARTNER (1994) megfigyelése, miszerint a kb. 7 cm hosszúságú imádkozó sáskát (*Mantis religiosa*) a *Formica polyctena* dolgozók az első dolgozó érkezését követő fél percen belül mozgásképtelenné tették, 20 perc alatt pedig egészében a boly belsejébe szállították.

Zsákmányszerzésük során túl sok preferenciára mutató jelet nem mutatnak, de általában kedvelik a csupasztestű, kémiai védekezésre nem képes lárvékat (pl. araszoló hernyók, levéldarazsak álhernyói – 5. ábra). A sűrű, erős szőrzetű lepkehernyókat általában nem kedvelik. A szőrzet mellett a lárvék által kiválasztott keserű váladék is teljes vagy részleges védelmet nyújthat a hangyák támadása ellen. Ezzel a módszerrel élnek a levélbogarak és a katicabogarak is. Ugyanezt célozza a néhány hemiptera fajnál (kabócák, pajzstetvek stb.) megfigyelhető viaszos bevonat. A hangyák elleni önvédelmet szolgálja a csigalepkék családjába tartozó *Apoda limacodes* hernyójának speciális testalkata. A gömbölyű testfelszínű, a levélhez szinte tapadókorong-szerűen simuló hernyót a hangyák nehezebben tudják zsákmányolni. Megjegyzendő, hogy a rovaroknak nem csak a lárvaikat, hanem tulajdonképpen bármelyik fejlődési stádiumát zsákmányolhatják a hangyák. A nagytestű *Formica*-k időnként (főként sérült, vagy beteg) gerinceseket is megtámadnak. Így megfigyelték már azt is, amint sérült, de még élő törékeny gyíkból (*Anguis colchica*) táplálkoztak (Varga Zoltán szóbeli közlése, 2016).

CSÓKA és KOVÁCS (1999) említik, hogy a hangyák a xilofág rovarok petéit/lárvaikat/bábjait is gyakran zsákmányolják (6. ábra). REZNIKOVA és PANTELEEVA (2001) szerint az ugróvillások (*Collembola*) jelentős hányadot képviselnek a *Myrmica rubra* táplálékában. Ha kisebb arányban is, de szintén fogyaszt ugróvillásokat a *Lasius niger* is.



5. ábra. *Mesoneura opaca* levéldarazs lárvaát zsákmányoló *Formica rufa* (fotó: Csóka György)



6. ábra. Leváló fenyőkéreg alatt cincérlárvát zsákmányoló *Lasius fuliginosus*-ok (fotó: Csóka György)

DOMISCH és mtsai (2009) finnországi lucfenyvesben 3 éven keresztül vizsgálták a *Formica aquilonia* táplálékspektrumát. Szárazanyag tartalomban kifejezve a mézharmat a táplálék 78–92%-át. A gerinctelen zsákmányállatok közül a kétszárnyúak (legyek és szúnyogok különböző fejlődési stádiumai) 26,2%-ot, a bogarak 12,5%-ot, a levéltetű alkatúak 9,3%-ot, a pók-szabásúak pedig 8,5%-ot tettek ki. A táplálék kínálat függvényében még az egymáshoz közeli hangyakoló-

niák táplálék összetételében, ugyanazon időszakban is nagy különbségek adódhatnak, mivel a hangyák a boly közvetlen környezetének kínálatát „mintázzák” (HARTNER 1994). A hangyák erdővédelmi szempontból jelentősebb zsákmányfajairól később részletesebben is szólnunk.

Az állati eredetű táplálék másik forrása az elpusztult állatok tetemein történő táplálkozás. Itt tulajdonképpen bármilyen elpusztult állat, a gyűrűsférgektől, az ízeltlábúakon keresztül a gerincesekig szóba jöhet (7. ábra).



7. ábra. Elpusztult gyík tetemén táplálkozó *Tetramorium*-ok (fotó: Csóka György)

Hangyák, mint növények beporzói és terjesztői

Az erdei hangyafajok rendszeresen látogatják az erdőben, erdőszegélyen virágzó növényeket és azokról nektárt, esetenként virágport (lásd később) is gyűjtnek. Eközben nyilván az adott növényfaj egyedei között szállíthatják is a testükön megtapadt virágport, azaz közreműködhetnek a beporzásban. Kis termüktnél fogva (hasonlítsuk őket pl. a poszméhekhez) ez a virágporszállítás azonban nyilvánvalóan nem túl jelentős volumenű. Mozgáskörzetük sem túl nagy, így a virágpor nagytávolságú szállításában sem jelentős

a szerepük. Összességében megállapítható, hogy bár végezhetnek beporzást, de ilyen jellegű közreműködésük másodlagos.

Sokkal fontosabb szerep azonban, amit növények szaporítóképleteinek terjesztésével végeznek. Számos generalista táplálkozó hangyafaj ugyanis több más táplálék mellett növényi magvakat is gyűjt és szállít. Ezt a jelenséget myrmecochoriának hívják. Ez a kapcsolat mutualista jellegű (mindkét fél számára előnyös). A hangya a terjesztés révén ezzel tulajdonképpen szolgáltatást nyújt az adott növénynek. Az anyanövénytől távolabbra kerülő mag, illetve az abból kikelő növény sok vonatkozásban előnyösebb helyzetbe kerül. Kisebb eséllyel fogják pl. elfogyasztani a kisméretűek, de a herbivor rovarok jelentette kockázatok is valószínűleg csökkennek. További előny lehet az, hogy pl. a mag a hangyabolyban, vagy annak közvetlen közelében kel ki, ahol is általában tápanyagfeldúsulás a jellemző.

A hangyák által összegyűjtött és szállított magvak burka általában tápanyagokban gazdag. Egyes növényfajok magján úgynevezett „olajtestecskék”, vagy népiesen „hangyakalácsok” találhatóak, amit a hangyák elfogyaszthatnak, anélkül, hogy magában a szaporító képletben kárt tennének. Ez a táplálékforrás az ellentételezés a hangya általi terjesztésért. Az interakció általában aszimmetrikus, a hangyák ugyanis generalistaként vesznek benne részt, mivel nem kötődnek egyes növényfajokhoz (ABRAHAMSON 1989). Azaz minden olyan magot gyűjtenek, ami szállítható méretű és tápanyagforrást is biztosít számukra. Egyes becslések szerint a közép-európai lombos erdőben előforduló lágyszárú növényfajok 50%-ánál a magok terjesztésében a hangyák kisebb-nagyobb szerepet játszanak. Számos növényfaj azonban sokkal inkább rá van utalva a hangyák közreműködésére. Jellemzően hangyák terjesztik például a maszlagok (*Datura* fajok), ibolyák (*Viola* fajok) és a keltikék (*Corydalis* fajok) magját. A *Lasius* fajok gyakran kakukkfüveket (*Thymus* spp.) telepítenek a bolyaikra. Ezzel a növényzet mozaikosságát fokozzák. A kakukkfüvek számos lepkefaj hernyójának tápnövényei, illetve sok rovarfaj nektár- és pollenforrásai (Varga Zoltán szóbeli közlése, 2016). Azonban ezek a növényfajok sem egyetlen hangyafajhoz kötődnek, hanem minden olyanhoz, amelyik gyűjti és szállítja a növényi magvakat. GÖSSWALD (1951) szerint egy vöröshangya kolónia évente mintegy 30 000 magot szállít, illetve raktároz el. Egy tölgyesben 80, egy bükkösben pedig 45 növényfaj magját „vetik el” a hangyák. (Az erdei hangyák által terjesztett növényfajokat jelen kötetben Bartha Dénes tanulmánya is tárgyalja.)

Megjegyzendő, hogy a madarakhoz és az emlősökhöz viszonyítva a hangyák általi magterjesztés jóval rövidebb távolságú, sok esetben csupán néhány méter (ABRAHAMSON 1989). Ennek megfelelően a hangyák a lágyszárú növények elterjedésének csak kisebb léptékű mintázatában játszanak szerepet.

Erdei hangyák, mint gerincesek táplálékai

Általánosan elfogadott tény, hogy a rovarevő énekesmadarak túlnyomó része nem fogyaszt hangyákat. Ezt a megfigyelést általában két ténnyel magyarázzák. Egyrészt a kistermetű hangyák tápanyag- és energiatartalma alacsony, azaz nem kifizetődő őket fogyasztani, másrészt pedig a hangyasav kellemetlen ízűvé teszi őket (HERRERA 1984). Ezzel együtt is néhány madárfajról elmondható, hogy táplálékában meghatározó szerepet töltenek be a hangyák. Egyik közismert hangya-specialista a zöld küllő (*Picus viridis*). Herman Ottó klasszikus, „*A madarak hasznáról és káráról*” című művében (HERMAN 1901) ismerteti a zöld küllő hangyafogyasztását: „*De éppen oly buzgó az erdő földjén is, hol a hangyabolyokat gyalogosan keresi fel, kilyukasztatja s mikor a hangyák nagy-mérgesen és tömegesen kigyülekeznek, közéjük böki hosszú ragadós nyelvét, a melyre mint valami friss lépvesszőre reátapadnak, hogy pillanat alatt az ácsoló madár gyomrába vándoroljanak. Ezt a furfangot télen át is űzi és bizony kibontogatja a keményre fagyott bolyok oldalát, hogy a téli álomban szunnyadó hangyanépet megdézsmálja.*” Érdekes, hogy a zöld küllőt, illetve a nyaktekercset is hangyafogyasztásuk okán sorolja a „hasznos” madarak közé. CSIKI (1905) számos hangyafajt, így pl. a *Lasius niger*, *L. fuliginosus*, *L. flavus*, *Formica pratensis*, *F. rubra* fajokat név szerint is említi a madár étrendjéből. ROLSTAD és mtsai (2000) Skandináviában évszaki eltéréseket mutattak ki a zöld küllők hangyafogyasztásában. Nyáron a *Serviformica* (rabszolgahangya), télen pedig a *Formica rufa* csoportba tartozó fajok képezték a madarak fő táplálékát. ALDER és MARSDEN (2010) szerint az Egyesült Királyságban a zöld küllő fő tápláléka a *Lasius flavus* hangyafaj, amely elsősorban réteken fordul elő. RIEMER és mtsai (2010) szerint Alsó-Ausztriában a zöld küllő területválasztásában meghatározó szerepet játszik a táplálékforrás, nevezetesen a hangyák jelenléte. Mindhárom közlemény utal arra, hogy a zöld küllő preferált élőhelyei a változatos szerkezetű, rétekekkel, tisztásokkal szabdaltságot tartalmazó területek. A hangyafogyasztás kevésbé jellemző a hamvas küllőre (*Picus canus*), de télen ez a faj is gyakran megbontja az erdei hangyabolyokat táplálék után kutatva (KALOTÁS 2014).

A nyaktekercs (*Jynx torquilla*) fő táplálékát is a hangyák képezik (HERMAN 1901, HERRERA 1984). A megfelelő fészkelőhelyek és a táplálékforrás (talajlakó hangyák) együttes jelenléte meghatározó a faj számára. Ennek megfelelően a változatos, mozaikos, borítatlan talajfelszín is biztosító élőhelyeket preferálja (COUDRAIN és mtsai 2010, MERMOD és mtsai 2009).

A hangya-specialisták mellett helyenként és időnként számos további rovarevő énekesmadár étrend-

jében jelentős részt tesznek ki a hangyák. HERRERA (1984) Spanyolországban (Nyugat-Andalúzia) például több madárfaj esetében észlelt jelentős mértékű hangyafogyasztást. Az őszi/téli időszakban például a vörösbegy (*Erithacus rubecula*) táplálékának 75,6%-át, a barázdabillegetőének (*Motacilla alba*) 73%-át, a kormos légykapóének (*Ficedula hypoleuca*) pedig 90,9%-át teszik ki a hangyák. Megjegyzendő, hogy ezek az adatok Magyarországra nézve kevésbé relevánsak, mivel az utóbbi két faj Magyarországon jellemzően nem telel át. Az időnként áttelelő házi rozsdafarkú (*Phoenicurus ochruros*) hangyafogyasztását is megfigyelték már (Varga Zoltán szóbeli közlése, 2016). MURAKAMI és NAKANO (2000) kísérleti eredményei szerint a széncinegék (*Parus major*) nem, a csuszkák (*Sitta europaea*) viszont fogyasztják a tölgyek koronájában található hangyákat.

A generalista táplálkozású erdei kételtű fajok, így például a gyepi béka (*Rana temporaria*), erdei béka (*Rana dalmatina*) és a barna varangy (*Bufo bufo*) egyaránt fogyasztanak hangyákat is.

Az emlősök közül a borz (*Meles meles*) és a vad-disznó (*Sus scrofa*) túrja szét a hangyabolyokat táplálék után kutatva. A hangyabolyok védelmével kapcsolatos egyik fő feladat egyébként éppen a vaddisznók elleni védelem. Bár Magyarországon kevésbé releváns, érdekességként megemlíthető, hogy a barnamedve (*Ursus arctos*) is fogyaszt hangyákat. Skandináviában pl. a lóhangya (*Camponotus herculeans*) az egyik leggyakoribb zsákmány (SWENSON és mtsai 1999, FRANK és mtsai 2015). A hangyafogyasztás kisebb volumenű a szlovéniai bükkösökben és nagyobb a svédországi fenyvesekben (GROSSE és mtsai 2003). A különbség magyarázata az eltérő erdtársulások jelentősen eltérő hangya-kínálata. A medvék hangyafogyasztása egyébként Észak-Amerikában is ismert jelenség (NOYCE és mtsai 1997, MATTSON 2001).

Mutualista kapcsolatok más ízeltlábúakkal

A hangyák legelterjedtebb és leginkább közismert, kölcsönös előnyükön nyugvó kapcsolata más ízeltlábúakkal, a levéltetvekkel fenntartott viszony. A levéltetvek növényi nedveket szívogatva táplálkoznak. Ez a tápanyagforrás szénhidrátokban gazdag, nitrogénben szegény. A felesleget a levéltetvek mézharmat formájában kiválasztják. Ez fontos, több hangyafaj számára meghatározó táplálékforrás. Nem minden hangyafaj gyűjt mézharmatot. Ez leginkább a Formicinae, a Dolichoderinae alcsalád fajaira, illetve a Myrmicinae alcsalád *Myrmica* és *Tetramorium* genuszának néhány fajára jellemző (KUNKEL és mtsai 1985). A hangyák a kiváló minőségű táplálék ellentételezéseként védik a tetveket a ragadozók és parazitoidok ellen (8. kép). Az általuk gondozott levéltetű kolóniák közelében kifejezetten agresszív viselkedést mutatnak a ragadozókkal szemben, de bármi más ízeltlábút (pl. lepkehernyók) is megtámadnak. A hangya addig üldözi az ellenséget (legyen az vélt vagy valós), amíg azt le nem löki a növényről, vagy meg nem öli. Ezért például a katicák lehetőség szerint hangyák által nem gondozott tetűkolóniákon táplálkoznak, a hangyák által őrzöttet csak akkor támadják, ha védtelen kolónia nem áll rendelkezésre. Több katicafaj kifejezett védekezési stratégiával a hangyák ellen. Ilyen például a bűzös váladék (*Coccinella*, *Harmonia*), vagy egyes bödöce fajok (*Scymnus* spp.) lárváinak viaszos védőbevonata (9. ábra). A levéltetveket fogyasztó zengőlégy lárvák pedig az ágakhoz simuló testalkatukkal próbálnak a hangyák ellen védekezni (10. ábra).

Több esetben morfológiai jelei, illetve következményei is vannak a hangyákkal való szoros kapcsolatnak. Egyes fajok, pl. a *Prunus*-okon élő *Brachycaudus prunicola* egyedei el is pusztulnának a hangyák gondos-



8. ábra. Levéltetveket védelmező *Formica lemani* (fotó: Csóka György)



9. ábra. Tölgylevélen élő *Phylloxera* tetűlárvákra vadászó *Scymnus* (bödice) lárvája. A lárva viaszos bevonata a hangyák elleni védelmet is szolgálja (fotó: Csóka György)

kodása nélkül, ugyanis végbélnyílásuk elzáródna, ha a hangyák rendszeresen nem távolítanák el onnan a mézharmat cseppeket (GYÖRFI 1957, THOMAS 1962). Mint ahogyan nem minden hangyafaj gyűjt mézharmatot, nem minden levéltetű csalogat magához hangyákat a mézharmat kiválasztásával. A mézharmatot nem termelő fajokat, illetve a mézharmat termelést szüneteltető egyedeket a hangyák egyébként zsákmányolják és megeszik. Az 1. táblázatban, a teljesség igénye nélkül, néhány példát mutatunk be a fásszárúakon élő, hangyák által gondozott növénytetű fajok közül.

A hangyák egyébként nem csak a fák törzsén és lombkoronaszintjében élő levéltetűvel állhatnak mutualista kapcsolatban, a *Formica execta* például gyökértetűket is gondoz (SKINNER 1980).

Lasius fuliginosus, ritkábban *L. brunneus* hangyák látogatják a nálunk is honos, a tölgyek kéreglemezei alatt szívogató, kifejezetten nagytermetű *Stomaphis quercus* kéregtetűt (RIPKA 2008). Ez csak azokon a tölgyfákon található meg, amik az említett hangyák akciórádiuszán belül vannak, azaz a tetűfaj obligát módon igényli a hangyák szolgálatait. A hangyák jelenléte más fajok esetén is nagyban befolyásol-

1. táblázat. Néhány fásszárúakon élő, hangyák által látogatott levéltetű faj

Levéltetű faj	Tápnövény	Forrás
<i>Aphis sambuci</i>	<i>Sambucus</i>	SKINNER és WHITTAKER 1981
<i>Calaphis juglandis</i>	<i>Juglans</i>	RIPKA 2008, saját adat
<i>Cinara pinea</i>	<i>Pinus</i>	BREEN 1979, SKINNER és WHITTAKER 1981, SZATHMÁRY és mtsai 2005
<i>Cinara piceae</i>	<i>Picea</i>	BREEN 1979
<i>Glyphina betulae</i>	<i>Betula</i>	BREEN 1979, RIPKA 2008
<i>Lachnus roboris</i>	<i>Quercus</i>	BREEN 1979, SKINNER és WHITTAKER 1981, SZATHMÁRY és mtsai 2005, saját adat
<i>Stomaphis quercus</i>	<i>Quercus</i>	STADLER és DIXON 2005, saját adat
<i>Symidobius oblongus</i>	<i>Quercus</i>	BREEN 1979
<i>Thelexes</i> fajok	<i>Quercus</i>	SKINNER és WHITTAKER 1981, saját adat

ja a tetvek denzitását. A *Symidobius oblongus* egyedei például 82-szer gyakoribbak azokon a nyírfákon, amelyeket a hangyák is látogatják (MAHDI és WHITTAKER 1993). A tölgyeinken gyakori, természetes *Lachnus roboris*-t *Camponotus truncatus*, *Formica rufibarbis*, *Lasius brunneus*, *Lasius niger*, *Prenolepis nitens* látogatja (SZATHMÁRY és mtsai 2005), de a *Liometopum microcephalum* is védelmezheti a golyvetetű kolóniáit (saját adat – 10. ábra).

Amíg a levéltetvek oldaláról a hangykapcsolat sok esetben erősen specializálódott (egy tetűfajt egy, vagy csak néhány hangyafaj gondoz), fordítva ez nem áll fent. Azaz a hangyák kevésbé kötődnek szorosan egy tetűfaj kolóniáihoz, egy-egy hangyafaj egyedei a kínálattól függően számos tetűfaj kolóniáit gondozhatják.

A mézharmat gyűjtésén túl egyes hangyafajok gyakran szállítanak is levéltetűket. A *Lasius fuliginosus* például a korábban már említett *Stomaphis quercus* fiatal egyedeit a telelőhelyről (törzs talajhoz közeli ré-



10. ábra. *Lachnus roboris* kéregtetűkre vadászó *Epistrophella euchroma* zengőlégy lárvák és a tetűket védelmező *Liometopum microcephalum* (fotó: Csóka György)



11. ábra. *Kermes roboris* pajzstetű nőtényt látogató *Lasius* hangyák (fotó: Csóka György)

sze) a koronába viszi ahol jobb táplálkozóhelyek állnak rendelkezésre (GOIDANICH 1959). A *Lasius niger* a füzekén élő *Pterocomma salicis* fiatal példányait telepíti át olyan tápnövény egyedekre, ahol még nincsenek jelen kolóniái (COLLINS és LEATHER 2002).

A levéltetvek mellett számos további rovarcsoport (liszteskék, levélbolhák, pajzstetvek, gubacsdarazsak) is termelnek mézharmatot, amit a hangyák szintén hasznosítanak. A 2. táblázatban néhány példát sorolunk fel az erdei fa- és cserjefajokon élő, mézharmatot termelő, és hangyák által látogatott pajzstetű fajokra vonatkozóan:

A Magyarországon is honos, csertölgyön monofág *Dryocosmus cerripilus* nevű gubacsdarázs egyivarú nemzedékének csoportos gubacsai (amikben csak nőstény darazsak fejlődnek) is édes váladékot termelnek, amit hangyák gyűjtenek. Egyik leggyakoribb hangyatárs a mézesbödön hangya (*Prenolepis nitens*), de számos további faj (*Lasius*, *Formica*) is látogatja és védi is ezeket a gubacsokat (12. ábra). A hangyák jelenléte jelentősen csökkenti a ragadozók és parazitoidok által okozott mortalitást (ABE 1992, FERNANDES és mtsai 1999, SEIBERT 1993, WASHBURN 1984). Ez az önvédelmi stratégia felettébb sikeresnek mondható, hiszen a gubacsdarazsak családjának (Cynipidae) 3 genuszában is kialakult: *Andricus* (ABE 1992), *Dryocosmus* (CSÓKA 1997, STONE és COOK 1998) és a *Discolhaspis* (WASHBURN 1984, SEIBERT 1993, FERNANDES és mtsai 1999).

Számos növényfaj, köztük nálunk is honos fásszárúak, rendelkezik úgynevezett „extrafloralis nektár-

2. táblázat. Néhány fásszárúakon élő, hangyák által látogatott pajzstetű faj

Pajzstetű faj	Tápnövény	Forrás
<i>Acanthococcus roboris</i>	<i>Quercus</i>	ÜLGENTÜRK és mtsai 2013
<i>Kermes quercus</i>	<i>Quercus</i>	saját adat
<i>Kermes roboris</i>	<i>Quercus</i>	saját adat (11. ábra)
<i>Parthenolecanium rufulum</i>	<i>Quercus</i>	ÜLGENTÜRK és mtsai 2013, saját adat
<i>Physokermes</i> fajok	<i>Picea</i>	ÜLGENTÜRK és mtsai 2013, saját adat

riummal”. Ezek olyan képződmények, amik nem a virágban vannak, és édes váladékot termelnek. Az ezt gyűjtögető hangyák pedig védelmi szolgáltatást nyújtanak a növényeknek. Ilyen például a cseresznyék levelén látható „nektárfejtő” szemölcs. Az észak-amerikai származású, de nálunk is meghonosodott kései meggy (*Prunus serotina*) nektártermelése a rügyfakadást követő 3 hét alatt a legnagyobb volumenű. Ezt követően lecsökken, illetve meg is szűnik, ugyanis ekkorra már a fő lombfogyasztónak számító *Malacosoma americanum* hernyói akkorára nőnek, hogy a hangyák már nem tudják őket zsákmányolni, azaz a hangyák nyújtotta szolgáltatás már nem rentábilis a növény számára (TILMAN 1978). Önvédelmi célú nektár kiválasztás a *Prunus* fajok mellett füzekén és tölgyeken is megfigyelhető. A kocsányos tölgy fiatal makkjain időnként édes váladék jelentkezik, amit a hangyák gyűjtenek (Csóka publikálatlan megfigyelés).

A hangyák mellett egyébként a méhek is gyűjtik a rovarok által kiválasztott mézharmatot, de a fentebb említett extrafloralis nektárt is. Az ebből készült méz kiváló minőségű. Bulgáriában pl. a Carevoi Erdőgazdaság (Burgasztól délre) területén 14 méhészet is működik, amik kifejezetten az itteni tölgyesekben gyűjtött mézharmat mézre specializálódtak. Egyes években kaptáranként akár 36 kg ilyen méz is összegyűlik (GEORGIEV és mtsai 2013).



12. ábra. A *Dryocosmus cerripilus* gubacsdarázs nektárt kiválasztó aszexuális gubacsai és a nektárt gyűjtögető *Prenolepis nitens* hangyák (fotó: Csóka György)

Hangyakolóniákhoz kötődő mirmekofil ízeltlábúak

A hangyák kolóniáihoz, illetve fészkeihez fajgazdag, mirmekofil („hangyavendég” vagy „hangyakedvelő”) ízeltlábú közösségek kötődnek, amiknek hangyákkal való együttélése sajátos interakciókon keresztül valósul meg. A hangyafészkekhez kötődő mirmekofil együttes fajgazdagsága vonatkozásában az erdei vöröshangyák (*Formica rufa* csoport) nagyméretű bolyai kiemelkedőek. PARMENTIER és mtsai (2014) 125 obligát mirmekofil fajt, köztük 52 bogarat, 15 hártýásszárnyút, 10 kétszárnyút, 7 félfedelesszárnyút és 36 pókszabásút (ebből 28 atka) említenek. A mirmekofil bogarak tipikus példái a *Clytra* levélbogarak. A gyakoribb *C. laeviuscula* kifejelett egyedei füzekben, a ritkább *C. quadripunctata*-é pedig tölgyeken táplálkoznak. A nőstények petéiket a hangyabolyok, illetve hangyajáratok közelébe rakják le. Ezeket a hangyák a bolyokba szállítják, ahol a kikelő lárvák szerves maradékokon táplálkoznak (ERBER 1988, MERKL és VIG 2009). A lárvák saját testváladékaikból és talajszemcsékből védőköpenyt készítenek, ami megóvjá őket a hangyák rágóitól.

A rezes virágbogár (*Potosia cuprea*) nőstényei gyakran petéznek hangyabolyok közelébe, így lárváik is rendre megtalálhatók hangyabolyokban, illetve a hangyák által kihordott szerves törmelék („hangya szemétdomb”) alatt (MICÓ és GALANTE 2003).

A kartonépítő hangyák (*Lasius fuliginosus*) fák üregeiben, odvaiban építenek kartonszerű fészket. Ezekben gyakran mirmekofil hollyfafajok is élnek. A mirmekofil bogárfajok jelentős része a hollyvák közül kerül ki. Az érdes hangyászholyla (*Pella bumeralis*) hangyapetémekkel, illetve a hangyák zsákmányának maradékával táplálkozik, de időnként élő hangyákat is zsákmányol (MERKL és VIG 2009). Szintén ehhez a hangyafajhoz kötődik a szegélyes hangyászfénybogár (*Amphotis marginata*): A bogarak nappal a kolóniák közelében rejtőznek, éjszaka pedig a hangyák csapása mellett a fészkekbe visszatérő hangyáktól szerzik be táplálékukat (HÖLLDOBLER és WILSON 1990, MERKL és VIG 2009).

Az egyenesszárnyúak rendjében unikális család a hangyásztücsköké (Orthoptera : Myrmecophilidae) (FRANC és mtsai 2015). Táplálékszerzésük során, obligát módon kötődnek a hangyákhoz, azok nélkül hosszabb ideig nem képesek élni. Életmódjuk tulajdonképpen egyfajta kleptoparazitizmusként definiálható. A *Myrmecophilus acervorum* a hangyák testéről nyalogatja le a váladékot, illetve hangyák szájából is elfogyasztja a más hangyáknak szánt táplálékot. Időnként hangyapetéket és lárvákat is eszik. Egyik bolyból a másikba gyalogolva, a hangyacsapások feromon jelzéseit követve jut át. Magyarországi viszonylatban a *Formica* fajokat részesíti előnyben (NAGY és mtsai 1998).



13. ábra. Hangyászpikkelyke (*Atelura formicarius*) (fotó: Csóka György)

Az ugróvillások (Collembola) körében is ismertek hangyakolóniákhoz erősen kötődő fajok (TRASER és WINKLER 2012). Ilyen például az *Entomobryoides myrmecophilus* nevű faj (DÁNYI és TRASER 2008). Több hangya genusz kolóniáiban, így a holtfához kötődőekben is gyakran lehet találkozni a sertefarkúak ősi rendjébe (Thysanura) tartozó hangyászpikkelykével (*Atelura formicaria* – 13. ábra). Ez a faj ellopkodja a fészkekbe visszatérő dolgozók által kiöklendezett táplálékot (HÖLLDOBLER és WILSON 1990). Kémiai álcázási képessége révén éri el, hogy a hangyák ne támadják meg. Ennek lényege, hogy olyan vegyületeket választ ki, amik alapján a hangyák fajtársuknak hiszik, és így nem bántják.

LAAKSO és SETÄLÄ (1997) kimutatták, hogy az ízeltlábúak mellett gyűrűsférgék is kötődhetnek a hangyabolyokhoz. Több földigilisztafaj hétszer gyakrabban volt jelen a *Formica aquilonia* bolyokban, illetve azok közvetlen környezetében, mint a bolyoktól távol. A jelenség magyarázata minden bizonnyal a bolyokban, illetve közvetlen környezetükben jelentkező tápanyag feldúsulás.

A hangyaboglárkák és a hangyák közötti kapcsolat az egyik kifejezetten sokat kutatott jelenség. A *Maculinea* boglárkák meglehetősen sajátos életmódot folytatnak. Lárvaik az első három stádiumban a tápnövény termésében táplálkoznak, ezt követően pedig szociálpazsitaként *Myrmica* hangyák fészkeiben fejlődnek (THOMAS és mtsai 1989). Az egyes hangyaboglárka fajok életmódja között azonban jelentős ökológiai különbségek lehetnek. A *Maculinea alcon* lárvoját a hangyák táplálják és felnevelik („kakukk módszer”), a *M. arion*, *M. nausithous* és *M. teleius* lárva viszont ragadozóként a hangyapetéket és lárvákat fogyasztja (PECSENYE és mtsai 2015). A különböző lepkepopulációk különböző *Myrmica* fajokat használnak. A *Maculinea*-k kárpát-medencei hangyagazdáit TARTALLY (2009) tekinti át. Mivel a hangyaboglárkák jellemzően nem erdei élőhelyeken fordulnak elő, ennél részletesebben itt nem tárgyaljuk őket.



14. ábra. *Microdon analis* hangyalégy bábja leváló tölgycéreg alatti hangyakolóniában (fotó: Csóka György)

A zengőlegyek (*Syrphidae*) családjának *Microdon* genuszába tartozó egyes hangyalégy fajok a fák kérge alatt élő hangyakolóniák lárváit fogyasztják. Félgömböses, az aljzathoz simuló lárváik és bábjaik felépítése kiváló védelmet nyújt a hangyák támadása ellen, azok gyakorlatilag nem találják rajta fogást (14. ábra). Ez a forma annyira sajátos és megtévesztő, hogy a *Microdon* fajok lárváinak némelyikét eredetileg meztelencsigaként írták le. Maguk a kifejlett *Microdon* imágók egyébként inkább méhekre, mint legyekre emlékeztetnek (15. ábra).

Több más faj mellett leggyakrabban a fentebb említett két *Lasius* faj dolgozóit parazitálják púposlegyek (*Phoridae*) *Pseudacteon* nemének fajai (POR-



15. ábra. Kifejlett *Microdon analis* hangyalégy (fotó: Csóka György)

TER 1998, MASCHWITZ és mtsai 2008). Áldozatukat valószínűleg a kolóniából kiáramló hangyasav szaga alapján találják meg. A parányi nőstények a petéiket a hangya testébe injektálják. A néhány nap után kikelő lárva fúrni kezdi magát a fej felé. A kifejlett lárva a hangya fejében bábózik, úgy, hogy közben a fejet el is választja a testtől. Ezért „hangyafejező” legyekként is szokták említeni őket. Így a parazitoid tulajdonképpen az áldozat erősen kitinizált fejtökját használja saját bábhéjaként. Ez pedig megvédi a hangyáktól, sőt maguk a hangyák szállítják az elpusztult társaikat, illetve testrészeiket a boly szemétdombjára. A genusz több fajt egyébként az inváziós hangyafajok elleni biológiai védekezés keretében is használják (PORTER 1998).

Szintén fák üregeiben, korhadó faanyagban él a hangyákra specializálódott *Tracheliodes varus* nevű ragadozó darázs faj is, aminek éppen a tölgycéreg a leggyakoribb zsákmánya (ZETTEL és mtsai 2004).

„Hangyáztatás” – egy sajátos madár-hangya interakció

Számos megfigyelés igazolja az egyes madárfajok és hangyák között fennálló, meglehetősen sajátos kommenzalista interakciót, amit „hangyáztatásnak” is nevezhetünk. Ennek lényege, hogy bizonyos madarak „szándékosan” hangyákat juttatnak a tollaik közé, valószínűleg azzal a céllal, hogy megszabaduljanak a rajtuk élősködő parazitáktól (pl. atkák, tetvek), ápolják tollazatukat, vedlés közben bőrük irritációját csökkentsék (MOROZOV 2015), vagy azért, hogy a rájuk kerülő hangyasav révén a gombás és baktériumos fertőzéseket meggátolják (WILES és MCALLISTER 2011, REVIS és WALLER 2004). A hangyasav több mint 12 órán át a tollazaton maradhat (KELSO és NICE 1963), így jótékony hatása hosszabb távon is érvényesül. A hangyáztatás végbemehet aktív és passzív módon is (HAUSER 1964, MOROZOV 2015). Az aktív hangyázás az, amikor a madár csőrrel felveszi a hangyát, és szárnyai, tollai alá helyezi azokat. A passzív hangyázás pedig, amikor a madár tollait kiterítve beleül a bolyba és hagyja, hogy a hangyák rámasszanak (HAUSER 1964, RÓZSA 2003). Aktívan hangyáztat például a seregély (*Sturnus vulgaris*), míg passzívan a szajkó (*Garrulus glandarius*) (RÓZSA 2003). Több mint 200 madárfajnál (többségük verébalkatú) jegyezték fel ezt a speciális viselkedést. A már említett fajok mellett többek között a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), búbos banka (*Upupa epops*) (KELSO és NICE 1963), illetve néhány varjúfaj is hangyáztat (HENDRICKS és NORMENT 2015). A madarak mellett egyébként az észak-amerikai szürke mókus (*Sciurus carolinensis*), és az európai sün (*Erinaceus europaeus*) is alkalmazza ezt a módszert (HAUSER 1964).

Kompetíció rovarevő énekesmadarak és hangyák között

A rovarevő énekesmadarak és a hangyák sok esetben átfedő habitatokban (pl. fák koronája, lombozata) átfedő táplálékforrást (pl. lombfogyasztó lárvák) hasznosítanak, így nem meglepő, hogy közöttük kompetíció léphet fel. HAEMIG (1992, 1996) vizsgálatai szerint a cinegék, csuszkák, poszáták, fakuszok ritkábban és csak rövidebb időre keresik fel azokat a fákat, amelyeken sok a hangya. Ezekon ugyanis a hangyapredáció miatt kisebb a táplálék kínálat. JÄNTTI és mtsai (2007) szerint a fakusz (*Certhia familiaris*) fiókák fejlődése lassúbb, általános fitnesz állapotuk rosszabb olyan odvakban, aminek 50 m-es körzetében az erdei vöröshangya (*Formica rufa*) denzitása magas. A hangyák ugyanis ilyen helyeken jelentősen csökkentik a fakuszfiókák táplálékául szolgáló potenciális zsákmány-denzitást.

A hangyák erdővédelmi jelentősége

Számos erdei hangyafaj generalista ragadozó, így a herbivor rovarok tömeges zsákmányolása révén jelentős mértékben csökkenthetik az azok abundáns jelenlétéből fakadó negatív hatásokat. Erdővédelmi szempontból az egyes hangyafajok alábbi tulajdonságait tekinthetjük előnyösnek:

- Széles zsákmány-spektrum: az ilyen fajok hatása nem csak egy, vagy néhány preferált zsákmányfaj népességére hat, hanem többre is, köztük erdővédelmi szempontból jelentős fajokra is.
- Tömegesség: nyilván azok a hangyafajok játszanak jelentősebb szerepet, amelyek tömegesen vannak jelen az adott területen.
- Nagyobb méret: a nagyobb méretű hangyák nyilván könnyebben zsákmányolnak nagyobb méretű herbivor rovarokat, mint a kisebbek.
- A táplálékszerzés helye: A táplálékukat a fák koronájában (is) kereső fajok nyilván nagyobb jelentőséggel bírnak, mint pl. a talaj felszínén keresők.
- Éjjel-nappali aktivitás: a folyamatos aktivitás eredményeként gyorsabban fejthetik ki népesség csökkentő hatásukat a zsákmánypopulációkra.

A fenti szempontoknak legnagyobb mértékben minden bizonnyal az erdei vöröshangyák (*Formica rufa* csoport) felelnek meg. Erre utal az is, hogy a hangyák erdővédelmi szerepére vonatkozó tanulmányok (első sorban német nyelvterületről) túlnyomó része ezzel a csoporttal foglalkozik.

Nagyon hamar reagálnak a zsákmány egyedszámának emelkedésére is (CARROL és JANZEN 1973, HÖLLDOBLER és WILSON 1990), a territóriumukon belül található növényeken képesek a herbivor rovarok népességét gyorsan és jelentős mértékben csökkenteni. Hatékonyságuk egyik oka, hogy megfelelő környezeti viszonyok esetén képesek nagy terület lefedő úgynevezett szuperkolóniákat létrehozni (PUNTTILA és mtsai 2004). Generalista táplálkozásuk lévén azt fogyasztják, ami számukra kifizetődő távolságon belül az adott időben jelen van. Így az egyes bolyok zsákmányspektruma jelentős változatosságot, illetve egy-egy boly táplálék összetétele is jelentős időbeni eltéréseket mutathat. Ennek megfelelően a különböző tanulmányok táplálék-összetételre vonatkozó adatai, megállapításai nehezen hasonlíthatók össze. Abban azonban konszenzus mutatkozik, hogy a rovarzsákmány, illetve a mézharmat képezik az erdei vöröshangyák legjelentősebb táplálékforrásait. A rovarfogyasztás általában a tavaszi, kora nyári időszakban jellemző. Az utódgondozás miatt ugyanis ebben az időszakban van a legnagyobb szükség fehérje forrásra (PUNTTILA és mtsai 2004). Ez az igény egyébként jól illeszkedik a kínálatához is, ugyanis az erdei fákon (különösen a lombosokon, de a fenyőkön is) vegetációs időszak első felében van jelen a legtöbb herbivor rovarlárva. Ha többet zsákmányolnak, mint amennyit a kolónia egyedei képesek elfogyasztani, akkor elraktározzák azokat. A mézharmat a vegetációs időszak második felében válik domináns táplálékká (CARROLL és JANZEN 1973).

A hangyapredáció volumenét érzékeltető adatok meglehetősen nagy szórást mutatnak, de mindenképpen figyelemre méltóak. WELLENSTEIN (1952) szerint egy közepes méretű *F. polyctena* boly egy év alatt 8 millió rovar képes elpusztítani. Lucfenyő-levéldarazsak esetében a lárvastádium 4 hete alatt egy boly hangyái (mérettől és létszámtól függően) akár egymillió lárvát is képesek bolyonként összegyűjteni (BRUNS 1954). RUST (1958) szerint a tölgyilonca tömegszaporodása során 400 boly több mint egymillió lepkét, és ezen kívül egyéb rovarokat is képes elpusztítani. Egy 600 bolyos szuperkolónia naponta egymillió kis téliaraszoló és tölgyilonca lárvát gyűjt össze (RUST 1958). Fenyő bagolylepke (*Panolis flammea*) erős gradációjakor az első hetekben egy boly hangyái 112 000 lárvát fogtak (BEHRNDT 1933, 1934). WARRINGTON és WHITTAKER (1985) szerint a hangyák által nem járt hegyi juharokon 3–4-szer magasabb a lombfogyasztó hernyók népessége, mint a hangyák által látogatottakon.

Természetesen a hangyák a felsorolt herbivor fajoknak a petéit és bábjaikat is fogyasztják, illetve sok más rovarcsoport egyedeit is zsákmányolják. HARTNER (1994) szerint táplálékukban kisebb részben szerepelnek a ragadozó rovarok. Ezt azzal magyarázza, hogy ezeket a jellemzően gyorsabb mozgású fajokat nehezebb zsákmányolni.

A jelentős predációs nyomás miatt a bolyokhoz közeli fák nem, vagy csak kisebb mértékű lombvesztést (tüvesztést) szenvednek, mint a távolabbiak. Különösen feltűnő ez a hangyavédelemet nem élvező fák tarágása esetén. Ezt a jelenséget „zöld sziget” jelenségnek (VOUTE 1942), vagy pedig „hangyabozótnak” (GYÖRFI 1957) is szokás nevezni. WELLENSTEIN (1959) *Panolis flammea* által erősen rágott fenyvesekben vizsgált ilyen zöld szigeteket. Számításai szerint egy hangyaboly átlagosan 1200 m²-en védte meg a fákat. Ez közelítőleg egy 20 m sugarú körnek felel meg. A hangyaboly hatása ezen túl is érzékelhető, de természetesen jelentősen csökkenő mértékben. Ugyanez a szerző megállapítása, hogy a hangyabolyok jótékony hatása 25–35 m-es sugarú körön belül mutatható ki.

Finnországi nyíresekben, hangyabolyok közelében a nyírfák még a lombfogyasztó lepkehernyók (pl. *Epirrita autumnata*) tömeges megjelenése esetén is alacsonyabb lombvesztést szenvednek, mint a hangyák által nem, vagy csak kevésbé járt területeken. Ennek hosszabb távú következményeként a hangyabolyok közelében álló fák között alacsonyabb mértékű az ismétlődő lombvesztés miatt bekövetkező pusztulás (PUNTTILA és mtsai 2004, LAINE és NIEMELÄ 1980, NIEMELÄ és LAINE 1986, KARHU 1998, KARHU és NEUVONEN 1998). A bolyoktól távolodva, a territóriumok széle felé haladva a fapusztulás mértéke növekszik. Ez azt is jelenti, hogy nagyobb területre kiterjedő védelmet csak a hangyabolyok megfelelő denzitása esetén lehet remélni.

A *Formica rufa* csoport fajai mellett természetesen számos más hangyfaj is játszhat említésre méltó erdővédelmi szerepet. Ezekre vonatkozóan azonban nagyságrenddel kevesebb kutatási eredmény ismert, csupán szórvány adatok állnak rendelkezésre. Megfigyelték, hogy a nagyobb termetű *Camponotus* fajok fogyasztják a gyapjaslepke (*Lymantria dispar*) hernyóit és bábjaikat. A fiatal hernyókat pedig még a kistermetű *Lasius emarginatus* is zsákmányolja (16. ábra).

Bár nagyon kevés tudományos bizonyíték áll rendelkezésre, de okkal feltételezhető, hogy a hangyák szerepet játszhatnak egyes rovarpatogén kórokozók vektoraként is. A talajon és a fatörzseken egyaránt tömegesen mozgó hangyák közreműködhetnek a gombaspórák, baktériumok, vírusok terjesztésében is. Az esetlegesen fertőzött zsákmányuk szállításával betölthetik ugyanezt a funkciót. A hangyák esetleges vektor szerepének tisztázására vonatkozóan további kutatások szükségesek.

A teljesség kedvéért meg kell említeni a hangyáknak felróható negatív előjelű hatásokat is. Generalista ragadozóként mindent zsákmányolnak, aminek elejtésére képesek. Sok esetben ez náluk nagyságrenddel nagyobb tömegű zsákmányt is jelenthet. Így olyan rovarokat is elpusztítanak (parazitoidok, más ragadozók), amik maguk is közreműködnek a herbivor rovarok népességének csökkentésében. GYÖRFI (1957) szerint a hangyák étrendjében szereplő rovarok 16%-



16. ábra. Fiatal *Lymantria dispar* hernyót támadó *Lasius emarginatus* (fotó: Csóka György)

a „hasznos”, szemben a 42% „káros”, 28% „közömbös” és 14% meg nem határozható fajjal.

WELLENSTEIN (1952) említi, hogy a hangyák kifejezetten támadólag lépnek fel lombfogyasztó rovarok parazitoidjaival szemben (pl. Ichneumonidae). SCHWENKE (1957) szerint a Hymenoptera és Diptera parazitoidok mellett a tetvek jelentős ragadozóival, a katicákkal szemben is agresszívok. WELLENSTEIN (1957) megfigyelése szerint a hangyák nemcsak a kis lucfenyő levéldarázs (*Pristiphora abietina*) bábjaikat, hanem a faj parazitoidjainak bábjaikat is tömegesen fogyasztják. A hangyakolóniák közelében, a fenyő bagolylepke (*Panolis flammea*) tömegszaporodásakor a hangyák a fürkészlegyek népességét 5–60%-kal csökkentették. Ugyanakkor a zsákmányolt hernyók 53%-a már parazitált volt, azaz ezek zsákmányolása már inkább negatív hatásként értelmezhető. A fenyőaraszó (*Bupalus piniarius*) peteparazitoidjainak népességét 20%-kal csökkenthetik a hangyák (WELLENSTEIN 1959). WICHMANN (1954) feljegyezte, hogy a hangyák zsákmányolják a betűzőszű (*Ips typographus*) fémfürkész és gyilkosfürkész parazitoidjait.

A negatív hatások másik nagyobb csoportja a levéltetvekhez fűződő mutualista viszonytal kapcsolatos. A hangyák által nyújtott védelmi szolgáltatás pozitív hatást gyakorol a levéltetvek, pajzstetvek, stb. népességére. Ennek következményeként azok több tápanyagot vonnak el a fáktól. Pontosabban fogalmazva a levéltetvek az általuk kiszívott tápanyagoknak csak egy részét emésztik meg, annak jelentős részét, közvetett módon a mézharmatot gyűjtő hangyák hasznosítják. A potenciálisan begyűjthető mézharmat mennyisége alapvetően függ a területen lévő tetűkolóniák denzitásától. A hangyák által gyűjtött mézharmat mennyiségére vonatkozó adatok meglehetősen változatosak. ZOEBELEIN (1954, 1956a,b) szerint egy *Formica polyctena* boly hangyái évente akár 290–320 kg mézharmatot is gyűjthetnek. A *Formica rufa* esetében ez a mennyiség még nagyobb is lehet (450–500 kg/év). Legnagyobb mennyiségű mézharmatot *Pinus*

állományokban gyűjtöttek a hangyák. *Picea* és *Fagus* állományokból gyűjtve ez a mennyiség jelentősen kevesebb volt. WELLENSTEIN (1952) bolyonként 200 liter/év mennyiségről számol be, 0,5 ha-nyi területről. Az ilyen jelentős mennyiségű tápanyagvesztés nyilván negatív hatással van a fák fiziológiai állapotára. Ilyen legyengült állapotban a fák fokozottan ki vannak téve bizonyos „másodlagos” xilofág rovarok, szúk, cincérek, díszbogarak, ormányosok tömeges fellépésének (ZOEBELEIN 1957).

A levéltetvek gyakran több mézharmatot választanak ki, mint amennyit a hangyák be tudnak gyűjteni. Az így keletkező ragacsos bevonaton korompenész gombák telepsznek meg. Ez a jelenség gyakran megfigyelhető a lucok ágörveiben csoportosan fejlődő *Physokermes* pajzstetvek esetében. Ezek ugyan nem betegítik meg a fákat, de ha az asszimiláló felület jelentős részét befedik, akkor fiziológiai zavarokat is okozhatnak.

A *Lachnus pallipes* nevű kéregtetű a bükk hajtásain, ágain szívogatva torzulásokat, repedéseket, esetenként száradást is okoz. MÜLLER (1956) a faj erős kártételét tapasztalta baden-würtembergi hangyarezervátumokban. A kárt arra vezeti vissza, hogy a hangyák védelme mellett a tetvek népessége jelentősen megnövekedett. SCHMUTTERER (1956) ugyanezen tetűfajjal kapcsolatban megemlíti továbbá, hogy a szívása nyomán keletkező sebek fertőzési kaput nyithatnak a bükk kéregtrákot okozó gombának (*Nectria ditissima*).

A fákon megtelepedő levéltetű (illetve pajzstetű) kolóniák jelenléte (már ha azok nem tömegesek) valószínűleg nem mindig feltétlenül negatív a fára nézve. Az alacsony denzitású tetűpopuláció ugyanis nem okoz túl nagy tápanyagvesztést a fának, a kolóniákat látogató hangyák pedig az egyéb herbivor rovarok (lepkehernyók, levéldarázs lárvák) eltávolításával esetenként a levéltetvek negatív hatásait meghaladó pozitív hatást gyakorolhatnak a fára.

Az erdei hangyák pozitív és negatív erdővédelmi hatásainak objektív mérlegét megvonni meglehetősen nehéz. A pozitív és negatív hatások mértéke helytől és időtől függően nagymértékben változhat. Ez a nehézség fokozottan igaz a magyarországi viszonyokra, hiszen a témakörben rendelkezésre álló ismeretek túlnyomó része külföldi, elsősorban németországi (újabbán skandináv) tanulmányokból származik, jellemzően tülevelű állományokból. A hazai viszonyokat jobban tükröző eredeti kutatási eredmények még váratnak magukra.

A vöröshangyák erdővédelmi szerepének alapos kritikai elemzését ADLUNG (1966) közli. Megjegyzendő azonban, hogy közleményének leegyszerűsítő kérdésfeltevése, miszerint „képesek-e a hangyák megvédeni az erdőt a „káros rovarok” tömeges fellépése esetén?” eleve nem túl szerencsés. Aligha van ugyanis a természetes ellenségeknek egyetlen kitüntetett csoportja, ami önmagában erre képes lenne. Sokkal helyesebb a

hangyákat és a herbivor rovarok antagonistáinak más csoportjait is (énekes madarak, ragadozó bogarak, parazitoidok, denevérek stb.) is a népességszabályzás egy-egy (egymással is bonyolult interakciókban álló) összetevőjének tekinteni, amelyek együttes hatása határozza meg a népességszabályozás mértékét. Példaként ismételtelen megemlíthető, hogy pl. a cinegék nagyobb hatást gyakorolhatnak a zsákmánypopulációkra a hangyák által kevésbé látogatott fákon, a denevérek és egyes rovarevő madarak nyilván nagyobb arányban fogyasztják a repülő rovarokat, mint a hangyák, stb.

A hangyapredáció relatív mértékének zsákmánydenzitástól való függése (denzitásfüggés) kevésbé tanulmányozott és valószínűleg nem is egyszerűen tanulmányozható kérdéskör. Ezzel együtt is nagyon valószínű, hogy a hangyák hatása alacsony denzitású zsákmánypopuláció esetében valószínűleg nem kevésbé jelentős, mint a zsákmány magas denzitása esetén. Azaz a hangyák erdővédelmi szerepének egyik fontos (ha nem a legfontosabb) összetevője is lehet az, hogy a zsákmánypopulációkat tartósan alacsony népességen tart(hat)ják, és nem teszik lehetővé azoknak gyors, robbanásszerű népességnövekedését. Ennek eredményeként a herbivor rovarok tömegszaporodása ritkábban és kisebb amplitúdóval jelentkezik. Hosszabb távon pedig ez a szerep (még ha kevésbé látványos is) jóval jelentősebb is lehet, mint az, hogy tömegszaporodások esetén bolyaik körül kisebb-nagyobb területen megakadályozzák a jelentősebb lomb-, illetve tűvesztést.

WELLENSTEIN (1980) összegezi az erdei vöröshangyák pozitív és negatív erdővédelmi hatásait. Megállapítja, hogy összességében az erdei vöröshangyák mindenképpen „hasznos és védendő” erdei rovarok. Ezt a megállapítást erősíti meg HARTNER (1994) is.

Az erdei hangyafajok védelme

Az erdei hangyafajok (főként a *Formica* fajok bolyainak) magyarországi jogi védelméről először az 1935. évi IV. törvénycikk az erdőkről és a természetvédelemről II. fejezetében „Az erdei kihágások meghatározása” pontban, a 258. paragrafusban olvashatunk: „...erdei kihágást követ el: „1. aki erdőterületről ... hangyababot (hangyatojást) vagy petét ellop, vagy ellopását megkísérli”. A jogi védelem nyilván szükséges volt, mert ahogya RÖSZLER (1941) írja, „a hangyák és fészük különböző célokra való gyűjtése évszázadokra nyúlik vissza”. A „hangyaszesz”, hangyaalom mellett a hangyalárvákat és bábokat (főként Budapest környékén) akvárium díszhalak és díszmadarak etetésére gyűjtötték tömegesen. Németországi tapasztalatokat is említ, miszerint a tömeges „iparszerű” gyűjtés a hangyakolóniák erőteljes megfogyatkozását eredményezi. Megjegyzendő, hogy Németországban már az 1920-as évben védettek voltak a hangyák és a hangyabolyok (WELLENSTEIN 1973).

A Magyarországon jelenleg is érvényben lévő 13/2001. (V.9.) KöM rendelet 5. melléklete 6 erdei vöröshangya faj: *Formica rufa*, *F. polyctena*, *F. pressilabris*, *F. execta*, *F. truncorum* és *F. pratensis* bolyait/fészkeiket nyilvánítja védetté. Szokatlan módon ez a védettség nem a felsorolt fajok egyedeire, hanem azok fészkeikre, bolyaikra vonatkozik. Ennek jelentősége a fentebb leírtakból egyértelműen kitűnik.

A törvényi védettség mellett nem kevésbé fontos azonban az erdei fajok élőhelyeinek védelme, ami főképpen a természetközeli erdőgazdálkodás keretein belül, az erdőgazdálkodási beavatkozások kíméletes végrehajtása révén valósulhat meg. A teljesség igénye nélkül ismertetünk néhány olyan szempontot, amiknek figyelembe vétele a hangyák élőhelyi viszonyait megőrizheti, illetve számottevően javíthatja.

Ahogy korábban már említést nyert, a hangyák túlnyomó része a zárt erdőkkel szemben a változatos záródású állományokat kedvelik. A kisebb záródású foltok például előnyösebbek lehetnek a bolyok hűgázdálkodása szempontjából, másrészt a táplálék-kínálat (táplálékul hasznosítható növényi magvak, rovarzsákmány, mézharmat stb.) is valószínűleg kedvezőbb a strukturálisan diverzebb erdőkben.

Számos dendrofil hangyafaj gyakorlatilag obligát módon kötődik a fákhöz, azok nélkül nem tud létezni. Ezért az erdészeti beavatkozások alapvetően meghatározhatják, illetve befolyásolhatják a hangyák életfeltételeit. Egy nagykiterjedésű pusztavágás (üres vágásterület) nagy valószínűséggel a *Formica* boly, illetve a benne élő kolónia pusztulását jelenti, mivel ha „rentábilis távolságon” belül nem maradnak nagyobb fák, akkor a kolónia nem talál elegendő táplálékot magának. Nem is beszélve arról, hogy a fakitermelések során – elegendő figyelem híján – a hangyabolyok nemritkán fizikailag is megsemmisülnek (gépek mozgása, égetés stb.). Fakitermelések során tehát a hangyaboly körüli facsoport meg hagyása biztosíthatja a kolónia életbenmaradását. Ez egyben a boly fizi-

kai károsodásának esélyét is csökkenti. A folyamatos erdőborítás, illetve az ehhez kötődő kisebb lécekben történő felújítás a hangyák számára is kedvező állományszerkezeti viszonyokat hoz létre (nagyobb fakkal körülvett tisztások, stb.).

Az elegyes állományok a hangyák számára is előnyösebbek, mint az elegyetlenek. Az elegyesség ugyanis már eleve önmagában hordoz bizonyos fokú strukturális változatosságot. Egy ilyen állományban változatosabbak a fény- és besugárzási viszonyok. Nem kevésbé jelentős hogy egy többfafajú erdő változatosabb, rövidebb és hosszabb időtávlatban is kiegyenlített táplálékbázist kínál. Az elegyesség vonatkozásában a hangyák (különösen a *Formica rufa* csoport) szempontjából kiemelkedő jelentőségűek a fenyők (táplálékbázis, kórokozók elleni védekezés). Ezért a védett területeken, lombos erdőkben szálanként, vagy kisebb foltokban előforduló fenyők tűzzel-vassal való üldözése (pl. tölgy, vagy bükk fiatalosokban spontán megjelenő fenyők) hangyák szempontjából bizonyosan hátrányos hatású gyakorlat. A lombos erdőkben alacsony elegyaránnyal jelenlévő túlevelűek egyébként diverzítási és erdővédelmi szempontból is előnyösek.

Sok, erdőhöz kötődő hangyafaj számára az erdei holtfa alapvetően fontos élőhelyi elem (Csóka és Csősz 2014). Fokozottan igaz ez az erdei vöröshangyákra, amiknek bolyai igen gyakran holtfához kötődnek. A megfelelő mennyiségű és megfelelően diverz kínálatú erdei holtfa a hangyák fajgazdagságára, abundanciájára, ezen keresztül az általuk betöltött ökológiai szerepkörökre is pozitívan hat. Az állományszegélyen lévő, lábon álló holtfák a *Camponotus* fajok számára jelentenek potenciális fészkelőhelyet. Az állományszegélyeken, illetve tisztásokon álló, részben, vagy egészében elhalt tölgyeken gyakran megtalálhatók a nagy hőscincér (*Cerambyx cerdo*) járatai. Ezeket a járatokat a tölgyfahangyák szívesen választják fészkelőhelyül, ami újabb érvet szolgáltat az ilyen faegyedek kímélete érdekében.



17. ábra. *Formica* boly védelme rúdkerítéssel az Órségi Nemzeti Park területén (fotó: Csóka György)

Az álló, földön fekvő, leváló kérgű törzsek, vagy akár a tuskók is többek között a *Lasius*, illetve *Formica* kolóniáknak adhatnak otthont. Bár közismert tény, mégis fontos megemlíteni, hogy a különböző jellegű erdei holtfa számos más szaproxilofil fajnak (fajcsoportnak), közöttük madaraknak (ÓNODI és WINKLER 2014), denevéreknek (DOBROSI 2014), kétéltűeknek és hullóknak (RENDES és CSÓKA 2014), szaproxilofág rovaroknak (CSÓKA és KOVÁCS 1999, KOVÁCS 2014), ragadozó és parazitoid rovaroknak (ANDRÉSI és mtsai 2014), puhatestűeknek (PÁLL-GERGELY és VARGA 2014) is fontos (sok esetben mással nem helyettesíthető) élőhelyi elemet jelent. Azaz megfelelő mennyiségű holtfa visszahagyása a hangyák mellett sok más élőlényre (köztük védett ritka fajokra is) nézve nélkülözhetetlen, vagy legalábbis kedvező.

Az erdei hangyabolyokat, túl a jogszabályi védettségén, gyakran mechanikai-fizikai értelemben is célszerű védeni. A fakorlátokkal megvalósított védelem (17. ábra) bizonyos fokú védelmet nyújthat pl. a vad-disznók ellen. Kisebb emlősök (pl. borz) és madarak ellen dróthálóval fedett keretet lehet alkalmazni.

Irodalomjegyzék

- ABE, Y. (1992): The advantage of attending ants and gall aggregation for the gall wasp *Andricus symbioticus* (Hymenoptera: Cynipidae). – *Oecologia* **89**: 166–167.
- ABRAHAMSON, W. G. (1989): *Plant-Animal Interactions*. – McGraw-Hill Publishing, New York, 480 pp.
- ADLUNG, K. G. (1966): A critical evaluation of the European research on use of red wood ants (*Formica rufa* group) for the protection of forests against harmful insects. – *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **57**: 167–189.
- ALDER, D. és MARSDEN, S. (2010): Characteristics of feeding-site selection by breeding Green Woodpeckers (*Picus viridis*) in a UK agricultural landscape. – *Bird Study* **57**(1): 100–107.
- ANDRÉSI, D., KOVÁCS, T. és CSÓKA, GY. (2014): *Gerinctelen ragadozók és parazitoidok*. – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 97–108.
- BEHRNDT, G. (1933): Die Bedeutung der Roten Waldameise bei Forleulenkalamitäten (The significance of the red wood ants in outbreaks of *Panolis flammea*). – *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen* **65**: 479–498.
- BEHRNDT, G. (1934): Einige Beobachtungen über die Bedeutung von *Formica rufa* und *F. fusca* bei Forleulenkalamitäten. – *Forst-archiv* **10**(18): 289–294.
- BREEN, J. (1979): Aphids visited by *Formica lugubris* (Hymenoptera: Formicidae) including eleven species new to Ireland. – *Irish Naturalists' Journal* **19**: 349–352.
- BRUNS, H. (1954): Beobachtungen zum Verhalten der Roten Waldameise während des Nahrungserwerbes. – *Zeitschrift für Tierpsychologie* **11**(1): 151–154.
- CAPPELLI, S. (2015): *Tree choice of red wood ants – A study about tree use of red wood ants in the Swiss National Park*. – Master Thesis, 32 pp.
- CARROLL, C. R. és JANZEN, D. H. (1973): Ecology of foraging by ants. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **4**: 231–257.
- CASTELLA, G., CHAPUISAT, M. és CHRISTE, P. (2008): Prophylaxis with resin in wood ants. – *Animal Behaviour* **75**(4): 1591–1596.
- CHAPUISAT, M., OPPLIGER, A., MAGLIANO, P. és CHRISTE, P. (2007): Wood ants use resin to protect themselves against pathogens. – *Proceedings of the Royal Society of London B*, **274**, pp. 2013–2017.
- CHRISTE, P., OPPLIGER, A., BANCALÀ, F., CASTELLA, G. és CHAPUISAT, M. (2003): Evidence for collective medication in ants. – *Ecology Letters* **6**(1): 19–22.
- COLLINS, C. M. és LEATHER, S. R. (2002): Ant-mediated dispersal of the black willow aphid *Pterocomma salicis* L.; does the ant *Lasius niger* L. judge aphid-host quality? – *Ecological Entomology* **27**(2): 238–241.
- COUDRAIN, V., ARLETTAZ, R. és SCHAUB, M. (2010): Food or nesting place? Identifying factors limiting Wryneck populations. – *Journal of Ornithology* **151**(4): 867–880.
- CZECHOWSKI, W., MARKÓ, B. és RADCHENKO, A. (2008): Rubbish dumps reveal the diet of ant colonies: *Myrmica schencki* Em. and *Myrmica rubra* (L.) (Hymenoptera: Formicidae) as facultative pollen-eaters. – *Polish Journal of Ecology* **56**: 737–741.
- CZECHOWSKI, W., RADCHENKO, A. G. és CZECHOWSKA, W. (2002): *The ants (Hymenoptera: Formicidae) of Poland*. – Museum and Institute of Zoology, Polish Academy of Sciences, 200 pp.
- CSIKI, E. (1905): Biztos adatok madaraink táplálkozásáról. – *Aquila* **1905**(1–4): 312–330.
- CSÓKA, GY. (1997): *Gubacsok – Plant galls*. – Agroinform, Budapest, 160 pp.
- CSÓKA, GY. és KOVÁCS, T. (1999): *Xilofág rovarok – Xylophagous insects*. – Agroinform, Budapest, 189 pp.
- CSÓKA, GY. és CSÓSZ, S. (2014): *Hangyák és a holtfa*. – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 109–114.
- CSÓKA, GY., STONE, G. N. és MELIKA, G. (2005): *Biology, Ecology, and Evolution of Gall-inducing Cynipidae*. – In: RAMAN, A., SCHAEFER, C. W. és WITHERS, T. M. (szerk.): *Biology, Ecology, and Evolution of Gall-inducing Arthropods*, Science Publishers, USA, pp. 573–642.

- CSÓSZ, S., MARKÓ, B. és GALLÉ, L. (2011): The myrmecofauna (Hymenoptera: Formicidae) of Hungary: an updated checklist. – *North-Western Journal of Zoology* 7(1): 55–62.
- DÁNYI, L. és TRASER, Gy. (2008): An annotated checklist of the springtail fauna of Hungary (Hexapoda: Collembola). – *Opuscula Zoologica* 38: 3–82.
- DOBROSI, D. (2014): *A holtfa és a denevérek*. – In: CSÓKA, Gy. és LAKATOS, F. (szerk.): *A holtfa*. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 146–154.
- DOMISCH, T., FINÉR, L., NEUVONEN, S., NIEMELÄ, P., RISCH, A. C., KILPELÄINEN, J. és JURGENSEN, M. F. (2009): Foraging activity and dietary spectrum of wood ants (*Formica rufa* group) and their role in nutrient fluxes in boreal forests. – *Ecological Entomology* 34(3): 369–377.
- ERBER, D. (1988): *Biology of Camptosoma Clytrinae–Cryptoccephalinae–Chlamisinae–Lamprosomatinae*. – In: JOLIVET, P., PETITPIERRE, E. és HSIAO, T. H. (szerk.): *Biology of Chrysomelidae*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht – Boston – London, pp. 513–552.
- ESPADALER, X. és NIEVES-ALDREY, J. L. (1983): Hormigas (Hymenoptera, Formicidae) pobladoras de agallas abandonadas de cinípidos (Hymenoptera, Cynipidae) sobre *Quercus* sp. en la Península Ibérica. – *Boletín de La Estación Central de Ecología* 12: 89–93.
- FARKAS, E. és TÁNCZOS, E. (2009): Adatok a *Liometopum microcephalum* hangyafaj autökológiájának ismeretéhez. – Diplomamunka, Szegedi Tudományegyetem, Szeged, 86 pp.
- FERNANDES, G. W., FAGUNDES, M., WOODMAN, R. L. és PRICE, P. W. (1999): An effect of threetrophic level interactions: plant, galls, and parasitoids. – *Ecological Entomology* 24: 411–415.
- FRANC, V., MAJZLAN, O., KRISTÍN, A. és WIEZIK, M. (2015): *On the distribution and ecology of the ant cricket (Myrmecophilus acervorum) (Orthoptera: Myrmecophilidae) in Slovakia*. – Matthias Belvis Univ. Proc. 5, Suppl. 2, pp. 40–50.
- FRANK, S. C., STEYAERT, S. M. J. G., SWENSON, J. E., STORCH, I., KINDBERG, J., BARCK, H. és ZEDROSSER, A. (2015): A “clearcut” case? Brown bear selection of coarse woody debris and carpenter ants on clearcuts. – *Forest Ecology and Management* 348: 164–173.
- GEORGIEV, G., ACADEMY, B., BORISOV, P. és BULGARIAN, M. (2013): Honeydew producers in oak forests of Strandzha Mountain, Bulgaria. – *Silva Balcanica* 9(1): 85–90.
- GOIDANICH, A. (1959): Le migrazioni coatte mirmicogenedello *Stomaphis quercus* L. Aphido olicilico monoico omotopo. – *Bolettino Istituto Entomologia dell’Universitario Bologna* 23: 93–131.
- GÖSSWALD, K. (1940): Die Massenzucht von Königinnen der Roten Waldameise im Laboratorium. – *Mitteilungen aus Forstwirtschaft und Forstwissenschaft* 11:283–291.
- GÖSSWALD, K. (1951): *Die Rote Waldameise im Dienste der Waldhygiene. Forstwirtschaftliche Bedeutung, Nutzung, Lebensweise, Zucht, Vermehrung und Schutz*. – Kinau Verlag, Lüneburg, 160 pp.
- GREATHEAD, D. J. (1976): A review of biological control in western and southern Europe. *Technical Communications of Commonwealth Institute of Biological Control*, No. 7 Farnham: CIBC, 182 p.
- GROSSE, C., KACZENSKY, P. és KNAUER, F. (2003): Ants: A food source sought by Slovenian brown bears (*Ursus arctos*)? – *Canadian Journal of Zoology* 81(12): 1996–2005.
- GYÖRFI, J. (1957): *Erdészeti rovartan*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 126–127.
- HAEMIG, P. (1992): Competition between ants and birds in a Swedish forest. – *Oikos* 65(3): 479–483.
- HAEMIG, P. D. (1996): Interference from ants alters foraging ecology of great tits. – *Behavioral Ecology and Sociobiology* 38: 25–29.
- HARTNER, A. (1994): *Formicoidea vizsgálatok Nyugat- és Dél-dunántúli erdőkben* – Kandidátusi értekezés, 124 pp.
- HAUSER, D. C. (1964): Anting by gray squirrels. – *Journal of Mammalogy* 45(1): 136–138.
- HENDRICKS, P. és NORMENT, G. (2015): Anting behavior by the northwestern crow (*Corvus caurinus*) and american crow (*Corvus brachyrhynchos*). – *Northwestern Naturalist* 96(2): 143–146.
- HERMAN, O. (1901): *A madarak hasznáról és káráról*. – A Magyar Királyi Földművelésügyi Miniszter kiadványai, Budapest, 124 pp.
- HERRERA, C. M. (1984): Significance of ants in the diet of insectivorous birds in southern spanish mediterranean habitats. – *Ardeola* 30: 77–81.
- HÖLLDOBLER, B. és WILSON, E. O. (1990): *The Ants*. – Harvard University Press, Cambridge, 732 pp.
- HUGHES, J. és BROOME, A. (2007): *Forests and Wood Ants in Scotland*. – Forestry Commission, Information note, 8 p.
- JÄNTTI, A., SUORSA, P., HAKKARAINEN, H., SORVARI, J., HUHTA, E. és KUITUNEN, M. (2007): Within territory abundance of red wood ants *Formica rufa* is associated with the body condition of nestlings in the Eurasian treecreeper *Certhia familiaris*. – *Journal of Avian Biology* 38(5): 619–624.
- KALOTÁS, Zs. (2014): *Hamvas küllő*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 637–640.
- KELSO, L. és NICE, M. M. (1963): A russian contribution to anting and feather mites. – *The Wilson bulletin* 75(1): 23–26.
- KARHU, K. J. (1998): Green islands – Top-down and Bottom-up effects of wood ants in forests under folivore attack. – *Annales Universitatis Turkuensis*, p.107.
- KARHU, K. és NEUVONEN, S. (1998): Wood ants and a geometrid defoliator of birch: predation outweighs beneficial effects through the host plant. – *Oecologia* 113: 509–516.
- KOVÁCS, T. (2014): *Szaproxilofág bogarak*. – In: CSÓKA, Gy. és LAKATOS, F. (szerk.): *A holtfa*. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 79–86.
- KUNKEL, H., KLOFT, W. J. és FOSSEL, A. (1985): *Die Honigtau-Erzeuger des Waldes*. – In: KLOFT, W. J. és KUNKEL, H. (szerk.): *Waldtracht und Waldhonig in der Imkerei*, Ehrenwirth, Munich, pp. 48–265.
- LAAKSO, J. és SETÄLÄ, H. (1997): Nest mounds of red wood ants (*Formica aquilonia*): hot spots for litter-dwelling earthworms. – *Oecologia* 111(4): 565–569.
- LAINE, K. J. és NIEMELÄ, P. (1980): The influence of ants on the survival of mountain birches during an *Oporinia autumnata* (Lep., Geometridae) outbreak. – *Oecologia* 47: 39–42.
- MAHDI, T. és WHITTAKER, J. B. (1993): Do birch trees (*Betula pendula*) grow better if foraged by wood ants? – *Journal of Animal Ecology* 62: 101–116.
- MASCHWITZ, U., WEISSFLOG, A., SEEBAUER, S., DISNEY, R. H. L. és WITTE, V. (2008): Studies on European Ant Decapitating Flies (Diptera: Phoridae): I. Releasers and Phenology of Parasitism of Pseudacteon formicarum. – *Sociobiology* 51(1): 127–140.
- MATTSON, D. J. (2001): Myrmecophagy by Yellowstone grizzly bears. – *Canadian Journal of Zoology* 79(5): 779–793.
- MERKL, O. és VIG, K. (2009): *Bogarak a Pannon régióban*. – Vas Megyei Múzeumok Igazgatósága, B. K. L. Kiadó, Magyar Természettudományi Múzeum, Szombathely, 496 pp.
- MERMOD, M., REICHLIN, T. S., ARLETTAZ, R. és SCHAUB, M. (2009): The importance of ant-rich habitats for the persistence of the Wryneck *Jynx torquilla* on farmland. – *Ibis* 151: 731–742.

- MICÓ, E. és GALANTE, E. (2003): Biology and new larval descriptions for three cetoniine beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae: Cetoniini: Cetoniina, Leucocelina). – *Annals of Entomological Society of America* **96**(2): 95–106.
- MITRUS, S., HEBDA, G. és WESOŁOWSKI, T. (2015): Cohabitation of tree holes by ants and breeding birds in a temperate deciduous forest. – *Scandinavian Journal of Forest Research* (August 2015), 1–5.
- MOROZOV, N. S. (2015): Why do birds practice anting? – *Biology Bulletin Reviews* **5**(4): 353–365.
- MURAKAMI, M. és NAKANO, S. (2000): Species-specific bird functions in a forest-canopy food web. – *Proceedings of the Royal Society, Biological Sciences* **267**(1453): 1597–1601.
- MÜLLER, H. (1956): Können Honigtau liefernde Baumläuse (Lachnidae) ihre Wirtspflanzen schädigen? – *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **39**(2): 168–177.
- NAGY, B., KRISKA, G. és LOVAS, B. (1998): A hangyásztücsök és mozgásetológiája. – *Állattani Közlemények* **83**: 161.
- NIEMELÄ, P. és LAINE, K. (1986): Green islands-predation not nutrition. – *Oecologia* **68**: 476–478.
- NOYCE, K. V., KANNOVSKI, P. B. és RIGGS, M. R. (1997): Black bears as ant-eaters: seasonal associations between bear myrmecophagy and ant ecology in north-central Minnesota. – *Canadian Journal of Zoology* **75**(10): 1671–1686.
- ÓNODI, G. és WINKLER, D. (2014): A holtfa szerepe az odúlakó madárközösségek kialakulásában. – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 125–144.
- PÁLL-GERGELY, B. és VARGA, A. (2014): *Puhatestűek és a holtfa*. – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 115–120.
- PARMENTIER, T., DEKONINCK, W. és WENSELEERS, T. (2014): A highly diverse microcosm in a hostile world: A review on the associates of red wood ants (*Formica rufa* group). – *Insectes Sociaux* **61**(3): 229–237.
- PECSENYE, K., BERCZKI, J., JUHÁSZ, E., TARTALLY, A. és VARGA, Z. (2015): Contrasting genetic structure in cuckoo and predatory *Maculinea* butterflies. – *Conservation Genetics* **16**(4): 939–954.
- PORTER, S. D. (1998): Biology and Behavior of *Pseudacteon* Decapitating Flies (Diptera: Phoridae) that Parasitize Solenopsis Fire Ants (Hymenoptera: Formicidae). – *Florida Entomologist* **81**(3): 292.
- PUNTTILA, P., NIEMELÄ, P. és KARHU, K. (2004): The impact of wood ants (Hymenoptera: Formicidae) on the structure of invertebrate community on mountain birch (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*). – *Annales Zoologici Fennici* **41**: 429–446.
- RENDES, N. és CSÓKA, GY. (2014): *Kisemlősök és ragadozók*. – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 145–146.
- REVIS, H. C. és WALLER, D. A. (2004): Bactericidal and fungicidal activity of ant chemicals on feather parasites: an evaluation of anting behavior as a method of self-medication in songbird. – *The Auk* **121**(4): 1262–1268.
- REZNIKOVA, Z. és PANTELEEVA, S. N. (2001): Interaction of the ant *Myrmica rubra* L. as a predator with springtails (Collembola) as a mass prey. – *Doklady Biological Sciences* **380**: 475–477.
- RIEMER, S., SCHULZE, C. H. és FRANK, G. (2010): Population density and habitat use of the green woodpecker (*Picus viridis*) in Donau-Auen National Park (Lower Austria). – *Vogelwarte* **48**: 275–282.
- RIPKA, G. (2008): Checklist of the Psylloidea of Hungary (Hemiptera: Sternorrhyncha). – *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* **43**(1): 121–142.
- ROLSTAD, J., LØKEN, B. és ROLSTAD, E. (2000): Habitat selection as a hierarchical spatial process: the green woodpecker at the northern edge of its distribution range. – *Oecologia* **124**: 116–129.
- RÓZSA, L. (2003): A madarak tetvei (Phthiraptera). – *Állattani Közlemények* **88**(2): 3–29.
- RÖSZLER, P. (1941): Az erdő és a hangya. – *Erdészeti Lapok* **80**(8): 449–457.
- RUST, E. (1958): Aufbau der ersten Ameisenfarm. – *Forst und Jagd* **8**: 131–135.
- SCHMUTTERER, H. (1956): Saugschäden an Eichen und Buchen durch Lachniden in Abhängigkeit von Ameisen-Trophobie. – *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **39**(2): 178–185.
- SCHWENKE, W. (1957): Über die räuberische Tätigkeit von *Formica rufa* L. und *F. nigricans* Emery überhalb einer Insektenmassevermehrung. – *Beiträge zur Entomologie* **7**(3–4): 226–246.
- SEIBERT, T. F. (1993): A nectar secreting gall wasp and ant mutualism – selection and counter-selection shaping gall wasp phenology, fecundity and persistence. – *Ecological Entomology* **18**: 247–253.
- SKINNER, G. J. (1980): The feeding habits of the wood ant *Formica rufa* (Hymenoptera: Formicidae) in limestone woodland in north west England. – *Journal of Animal Ecology* **49**: 417–433.
- SKINNER, G. J. és WHITTAKER, J. B. (1981): An experimental investigation of the inter-relationships between the wood ant (*Formica rufa*) and some tree-canopy herbivores. – *Journal of Animal Ecology* **50**: 313–326.
- STADLER, B. és DIXON, A. F. G. (2005): Ecology and Evolution of Aphid-Ant Interactions. – *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **36**(1): 345–37.
- STONE, G. N. és COOK, J. M. (1998): The structure of cynipid oak galls: patterns in the evolution of an extended phenotype. – *Proceedings of the Royal Society, Series B* **265**: 979–988.
- SWENSON, J. E., JANSSON, A., RIIG, R. és SANDEGREN, F. (1999): Bears and ants: myrmecophagy by brown bears in central Scandinavia. – *Canadian Journal of Zoology* **77**: 551–561.
- SZATHMÁRY, E., HALTRICH, A. és TARTALLY, A. (2005): Data to the Knowledge of the Lachnid Fauna (Homoptera : Lachnidae) of Hungary. – *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* **40**(3–4): 403–408.
- TARTALLY, A. (2009): A *Maculinea* boglárkalepkék Kárpát-medencéből ismert hangyagazdái, parazitoidjai és a hangyagazdák egyéb szociálpazitái. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 23–34.
- THOMAS, K. H. (1962): Die Blattläuse des Formenkreises *Brachycaudus prunicola* (Kalt). – *Wissenschaftliche Zeitschrift der Wilhelm-Pieck-Universität Rostock* **11**: 125–138.
- THOMAS, J. A., ELMES, G. W., WARDLAW, J. C. és WOYCIECHOWSKI, M. (1989): Host specificity among *Maculinea* butterflies in *Myrmica* ant nests. – *Oecologia* **79**(4): 452–457.
- TILMAN, D. (1978): Cherries, Ants and Tent Caterpillars: Timing of Nectar Production in Relation to Susceptibility of Caterpillars to Ant Predation. – *Ecology* **59**(4): 686–692.
- TRASER, GY. és WINKLER, D. (2012): *Ugróvillások*. – In: KÁRPÁTI, L. és FALLY, J. (szerk.): Fertő–Hanság – Neusiedler See–Seewinkel Nemzeti Park. Monografikus tanulmányok a Fertő és a Hanság vidékéről. Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság – Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, pp. 143–150.
- ÜLGENTÜRK, S., ÖZDEMİR, I., KOZÁR, F., KAYDAN, M. B. és SARIBAŞAK, H. (2013): Honeydew producing insect species in forest areas in Western Turkey. – *Türkisch Entomologica Bülleten* **3**(4): 125–133.

- VEPSALAINEN, K. és SAVOLAINEN, R. (1994): Ant-aphid interaction and territorial dynamics of wood ants. – *Memorabilia Zoologica* **48**: 251–259.
- VOUTE, A. D. (1942): Classification of factors influencing the natural growth of a population of insects. – *Acta Biotheoretica* **7**(1): 99–116.
- WARRINGTON, S. és WHITTAKER, J. B. (1985): An experimental field study of different levels of insect herbivory induced by *Formica rufa* predation on sycamore (*Acer pseudoplatanus*) I. Lepidoptera larvae. – *Journal of Applied Ecology* **22**: 775–785.
- WASHBURN, J. O. (1984): Mutualism between a cynipid wasps and ants. – *Ecology* **65**: 654–656.
- WELLENSTEIN, G. (1952): Zur Ernährungsbiologie der Rotenwaldameise. – *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* **59**: 430–51.
- WELLENSTEIN, G. (1957): Die Beeinflussung der forstlichen Arthropoden Fauna durch Waldameisen (*Formica rufa* Gruppe), I. Teil. – *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **41**(2–3): 368–385.
- WELLENSTEIN, G. (1959): Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Krankheitserregern, Nutzinsekten und Vögeln im praktischen Forstschutz. – *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **78**(5–6): 150–166.
- WELLENSTEIN, G. (1973): The Development of Artificially Founded Colonies of Hill-building Red Wood Ants of the *Formica rufa*-Group in South Western Germany. – *EPPO Bulletin* **2–3**(9): 23–34.
- WELLENSTEIN, G. (1980): Auswirkung hügelbauender Waldameisen der *Formica rufa*-Gruppe auf forstschädliche Raupen und das Wachstum der Waldbäume. – *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **89**(2): 144–157.
- WICHMANN, H. E. (1954): Untersuchungen über *Ips typographus* L. und seine Umwelt. – *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **35**(2): 201–206.
- WILES, G. J. és MCALLISTER, K. R. (2011): Records of anting by birds in Washington and Oregon. – *Washington Birds* **11**: 28–34.
- ZETTEL, H., LJUBOMIROV, T., STEINER, F.M., SCHLICK-STEINER, B.C., GRABENWEGER, G. és WIESBAUER, H. (2004): The European ant hunters *Tracheliodes curvitarisus* and *T. varus* (Hymenoptera: Crabronidae): taxonomy, species discrimination, distribution and biology. – *Myrmecologische Nachrichten* **6**: 309–47.
- ZOEBELEIN, G. (1954): Versuche zur Feststellung des Honigtauertrags von Fichtenbeständen mit Hilfe von Waldameisen. – *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **36**: 358–362.
- ZOEBELEIN, G. (1956a): Der Honigtau als Nahrung der Insekten Teil I. – *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **38**: 369–416.
- ZOEBELEIN, G. (1956b): Der Honigtau als Nahrung der Insekten Teil II. – *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **39**: 129–167.
- ZOEBELEIN, G. (1957): Zur Frage des biologischen Nutzwertes der Roten Waldameise. – *Mitteilungen aus der Bayerische Staatsforstverwaltung* Heft 29.

Role of ants in the Hungarian forest ecosystems

Ágnes Mikó & György Csóka

NARIC Forest Research Institute, Department of Forest Protection,
Hegyalja str. 18, H-3232 Mátrafüred, Hungary. E-mails: miko@erti.hu and csokagy@erti.hu

The category of “forest ants” is quite difficult to define briefly. The majority of the 126 ant species recorded in Hungary are all dependent on forests or trees to some extent. These species can potentially be categorized as forest ants that are dependent on trees as nesting place or food source in an obligate or a preferential manner. Colonies of forest ants can be found in several specific microhabitats including decaying parts of living trees, deadwood of different sizes and appearances, oak acorns, cynipid galls etc. Some species build large anthills. Their food sources are rather diverse. Besides hunting (mainly arthropods), their diet mostly consists of honeydew and seeds but they often feed on carcass too.

Ants play an important role in the nutrient flow of forests and in the ecological interaction of different species. They can increase biodiversity through the myrmecophilous species associated with them. Red wood ants have enjoyed special attention among forest ant species. Red wood ant research has mainly been conducted in German-speaking territories (Germany, Switzerland) and in Scandinavia, most often in coniferous forests. The results of these studies can only be partially adapted to Hungarian circumstances. The importance of red wood ants from the aspect of forest protection is complex. As generalist predators, they often feed on herbivorous insects living on trees, hence decreasing herbivore pressure. However, they are in a mutualistic relationship with certain groups of insects like aphids and scale insects and protect them; this way they can increase herbivore pressure which would mean a negative physiological effect on trees. Their impact on forest health is significant but is not yet clarified in many aspects. There are still many unanswered (or never even verbalized) questions regarding other forest ant species.

On top of legal restrictions, the protection of forest ants should include the protection of their habitat and living conditions too. Among other things, stands with diverse canopy closure and a mixed species composition providing balanced and more diverse food basis, leaving tree groups around the anthills during logging and leaving an appropriate amount of dead wood behind can improve the living conditions for ants. This way they can fulfill their role of increasing forest diversity and improving the immune system of the forest. Occasionally the physical protection of anthills might be necessary. Artificial relocation of anthills is one possible alternative but the protection of their habitat could likely be a better solution.

Key words: forest ants, myrmecochory, myrmecophily, ant predation, interspecific interactions, forest protection, ant protection

A szaproxilofág bogarak (Coleoptera) szerepe a holtfa lebontásában

Merkl Ottó

Magyar Természettudományi Múzeum, 1088 Budapest, Baross utca 13. E-mail: merkl@nhmus.hu

A holtfa fontos komponense az erdei ökoszisztémának, ezért megőrzése lényeges a szaproxilofág fauna fennmaradása szempontjából. A szaproxilofág közösségekben a bogarak domináns szerepet játszanak, különösen a fa lebomlásának első, kolonizációs szakaszában. Jelen dolgozat jellemzi a holtfa egyes típusainak bogárfaunáját, illetve javaslatokat nyújt a szaproxilofág bogárfauna védelmének lehetőségeire.

Kulcsszavak: holtfa, szaproxilofág, bogarak.

Bevezetés

A holtfa lebomlásának szakaszai

Az európai erdőkben élő állatfajok nagyjából 20 százaléka szaproxilofág, vagy élete közvetlenül más szaproxilofág fajoktól függ. Az erdők szaproxilofág élőlények közösségeiben a bogaraknak kitüntetett szerep jut. Részletesebb bemutatásukhoz célszerű vázlatosan áttekinteni a holtfa lebomlásának folyamatát.

Bár a faanyag lebomlását sok tényező befolyásolja, és az abban részt vevő fajok összetétele is nagyon változatos, a legtöbb elhalt fa – beleértve az ágakat, a törzset és a gyökereket – hasonló utat jár be átalaku-

lása során (SPEIGHT 1989). Ennek szakaszai a következők (1–2. ábra).

1) *Kolonizációs szakasz.* A faanyagot benépesítik az elsődleges (primer) szaproxilofág állatok, amelyek a gombákkal még nem fertőzött fát fogyasztják, és képesek megemészteni a fa legtömesebb szerves polimerjeit (a cellulózt, a hemicellulózt, de a lignint nem). A fát fizikailag aprózzák, üregekkel, járatokkal tárják fel, amelyek utat nyitnak a következő szakasz fajainak. A primer szaproxilofág állatok betelepülésével párhuzamosan megkezdődik a gombák szétterjedése is a fában, amelyeket tehát szintén primer szaproxilofágoknak tekintünk (egy részük a lignint is képes lebontani). A kolonizációs szakasz a fa pusztulását követően nagyjából 2 évig tart.



1. ábra. A holtfa lebomlásának első és utolsó szakasza. Az előtérben humifikációs, a háttérben kolonizációs szakaszban lévő bükkfatörzs (fotó: Korda Márton)

2) *Dekompozíciós szakasz.* Az elsődleges szaproxilofágokhoz másodlagos (szekunder) szaproxilofágok csatlakoznak, amelyek az elsődleges szaproxilofágok működésének termékeit fogyasztják. Ide soroljuk a más szaproxilofág állatok ragadozóit és a szaproxil (lignikol) gombák fogyasztóit is. E szakaszban az elsődleges szaproxilofágok tevékenysége még folytatódik, hiszen helyüket fokozatosan adják át a másodlagos szaproxilofágoknak. A dekompozíciós szakasz Európa nagy részén, az átlagos zonális erdőkben (nem a tűző napon, hanem a többi fa vagy az újulat által árnyékolva) nagyjából tíz évig tart (lágfák esetében valamivel rövidebb). Becslések szerint rovarok nélkül (tehát csak a gombákra és a baktériumokra hagyatkozva) a dekompozíciós szakasz hossza ennek kétszerese lenne. Az északi erdőkben a dekompozíciós szakasz nagyjából 25 évig tart akkor is, ha állatok és gombák egyaránt részt vesznek benne.

3) *Humifikációs szakasz.* A felhasználható faanyag elfogytával az elsődleges szaproxilofágok eltűnnek a korhadt fából. A másodlagos szaproxilofágok még kitartanak, de a tápanyagok csökkenésével lehetőségeik szűkülnek. Amikor az elhalt fa eredete már szinte felismerhetetlen, földszerű és kézzel szétmorzsolható, végső lebontását baktériumok és mikroszkopikus gombák végzik – ezeket harmadlagos (tercier) szaproxilofágoknak is nevezik. Velük olyan állatok táplálkoznak, amelyek nem kötődnek a holtfához, hanem

más korhadó anyagban – leginkább az avarban – is megtalálhatók (pl. ászkák, ikerszelvényesek, atkák, ugróvillások, giliszták, fonálférgék). Közöttük bogarak is akadnak, melyek leginkább ragadozók vagy mikroszkopikus gombákat fogyasztók, így szaproxilofágnak nem nevezhetők. Számos bogár ilyenkor már csak rejtkehelyet keres abban a közegben, mely valaha eleven fa volt, de most már tulajdonképpen a környező talaj kiterjesztése, melybe néhány év alatt nyomtalanul beleolvad.

A bogarak részesevé a szaproxilofág közösségekben

A kolonizációs szakasz élőlényének két kívánalomnak kell megfelelnie: 1) legyenek olyan erős szájszerveik, amelyekkel átrághatják a kérget és a még kemény fát, illetve 2) képesek legyenek legyőzni azt a kémiai védekezést, ami a fában még jelen lévő anyagok miatt egy ideig továbbra is működik. Aligha meglepő, hogy e két szempontnak leginkább a bogarak felelnek meg. A legtöbb szaproxilofág gerinctelen a bogarak (Coleoptera) rendjébe tartozik, a biomasszáját illetően mindenképpen: a kolonizációs és a dekompozíciós szakasz során a szaproxilofág gerinctelenek biomasszájában a bogárlárvák 95 százalékot tesznek ki.

Fajszámban a kétszárnyúak (Diptera) lehet, hogy túlszárnyalják a bogarakat, de ezek zöme csak a dekompozíciós szakasz előrehaladottabb fázisaiban kap szerepet, és biomasszájuk eltöprel a bogarakéhoz képest. Egyéb rovarrendekben szinte csak elvétve találunk holtfához kötődő fajokat; ebből a szempontból a lepkék (Lepidoptera) közé tartozó farontólepkéfélék (Cossidae) és a szitkárfélek (Sesiidae), illetve a hártýásszárnyúak (Hymenoptera) rendjébe tartozó fadarázsfélék (Siricidae) érdemelnek említést.

Magyarországon mintegy 6300 bogárfaj előfordulásáról tudunk (MERKL és VIG 2009). Közülük nagyjából 1000 a szaproxilofág, vagyis a teljes fajsám körülbelül 15 százaléka (fátlan élőhelyeken is sok bogárfaj él, de értelemszerűen ezek között nincsenek holtfához kötődők). Ez az arány azonban az erdőkben sokkal magasabb: az erdei bogárfajoknak mintegy 30 százaléka szaproxilofág, ami a növényevők (herbivorok) és a ragadozók (predátorok) mellett a legnagyobb fajegyüttes.

A bogarak rendjén belül bizonyos családokban kiemelkedően magas a szaproxilofágok aránya. A nagyobb fajsámú csoportok közül a cincérfélék (Cerambycidae) és a díszbogárfélék (Buprestidae) túlnyomó többsége elsődleges szaproxilofág (10 százalék alatt van a lágyszárúakban fejlődő fajok aránya). Az ormányosbogárféléken (Curculionidae) belül a szúformák (Scolytinae) szintén 100 százalékot közelítő mennyiségben elsődleges szaproxilofágok (az ormányosbogarak más alcsoportjaiban is akadnak elsődleges és másodlagos szaproxilofágok; ilyenek a Cossoninae, Cryptorhynchinae, Mesoptilinae és



2. ábra. A dekompozíciós szakaszban a fatörzsek kérge leválik. A már laza, de még a törzsen lévő kéreg alatt fejlődnek a skarlátbogár (*Cucujus cinnaberinus*) lapos lárvái (fotó: Németh Tamás)

Molytinae alcsaládok). A jóval kisebb családok közül zömmel elsődleges szaproxilofágok a csuklyásszűfélék (Bostrichidae).

A másodlagos szaproxilofágok sok kisebb-nagyobb család között oszlanak meg, melyekben a holtfához kötődők fajsza ma 1 és nagyjából 50 közé esik; csak példaként említjük a gyászbogárféléket (Tenebrionidae), a taplószerűféléket (Ciidae), az álszűféléket (Ptinidae, régebben Anobiidae), a tarbogárféléket (Erotylidae), a pattanóbogár-féléket (Elateridae), a tövisnyakúbogár-féléket (Eucnemidae), a szarvasbogárféléket (Lucanidae) és a ganéjtúróféléket (Scarabaeidae).

A holtfa minősége és a szaproxilofág bogárfauna változása

Az elsődleges szaproxilofágokon belül a gombák és a rovarok szerepe nagyjából hasonló mértékű. A gombák azonban a teljesen ép fát nem tudják megtámadni, behatolásukhoz a fa sérülései kellenek. Az elsődleges szaproxilofág rovarok azonban maguk is a testükön – vagy a testükben, erre specializálódott szervekben (mycangium) – hurcolhatják a gombák ragadós spóráit, illetve járataik utat nyithatnak a gombáknak, ahogyan más elsődleges illetve másodlagos szaproxilofágoknak is. A rovarok tehát gyorsítják a gombák terjedését a fában.

Az elsődleges szaproxilofág bogárlárvák sok anyagot fogyasztanak, emésztésük határfoka azonban rossz. A cincérlárvák például az elfogyasztott cellulóznak és hemicellulóznak csak 10 százalékát bontják le, a lignint pedig egyáltalán nem.

A holtfa bogárfaunájának összetételét tehát – a fentiek tükrében is – leginkább a következő tényezők határozzák meg: a gazdafa rendszertani hovatartozása; a lebomlás stádiuma; a fa átmérője; a napnak való kitettség; a fát bontó gombák rendszertani hovatartozása; és a víztartalom (HIBBERT 2010).

Hogy a fa milyen fajhoz tartozik, az elsősorban a frissen elhalt fát kolonizáló bogárfajok esetében lényeges. A dekompozíció előrehaladásával a szaproxilofágok gazdaspecificitása csökken (gondoljunk például arra, hogy a skarlátbogár vagy a bíborbogarak lárvája már gyakorlatilag bármilyen fafaj elhalt kérge alatt fejlődhet). A zárwatermők és a nyitwatermők faanyagát alkotó cellulóz és hemicellulóz szerkezete azonban eltérő, illetve a kéregben, hánicsban és kambiumban található vegyületekkel (a tanninnal és a gyantával) is másképpen kell megküzdeniük a bogaraknak. A kolonizációs szakaszban betelepülő bogárfajok ezért e két rendszertani egység határait csak nagyon ritkán lépik túl (például fenyőkben élő szűkat sohasem találunk lombosfákban, és ez fordítva is igaz). Ez a különbség valamelyest a dekompozíciós szakaszban is megmarad.

Sok másodlagos szaproxilofág táplálkozik a fát lebontó gombák nagy, tartós termőtesteivel és micéliu-

mával; mivel pedig e gombák többé-kevésbé gazdaspecifikusak, a bogarak pedig a gombagazdájukkal szemben specifikusak, közvetve ezek is bizonyos fafajokhoz vagy rokon fajokhoz kötődnek.

A fajgazdagságot erősen meghatározza, hogy mennyi taplófaj fordul elő az adott területen, illetve mennyi a termőtestek száma. (E két változó természetesen a holtfa mennyiségének és változatosságának is függvénye.) A taplók mennyisége nem csupán a gombafogyasztó másodlagos szaproxilofágok (főleg taplószerű, álszerű és gyászbogarak) faj- és egyedszámát befolyásolja, hanem a ragadozókéét is, mivel a taplóknak tömegesen fejlődő bogarak kedvező zsákmányállatok.

Általában elmondható, hogy a nagyobb átmérőjű holtfa változatosabb fajösszetételű és biomasszájában is nagyobb bogáregyüttest tart el, mint a vékonyabb ágak. Ez a nagyobb szubsztráttömeg miatt részben magától értetődő, ám a nagyobb holtfa többféle élőhelyet is biztosíthat, ami a fajszámot növelheti. Egy álló facsonkban például különböző helyzetű és korú odvak lehetnek, a csúcsa lehet a napon, de a töve az árnyékban, néhol levált a kérge, máshol még nem, felül száraz, alul nyirkosabb; mindez más és más bogárfajok megtelepedését teszi lehetővé.

A nagyobb tömegű kidölt törzsek stabilabb környezetet biztosítanak, mert több nedvességet tartanak meg, és tompítják a hőmérsékleti szélsőségeket is.

A szaproxilofág bogarak a fa különböző szöveteihez specializálódtak. A kolonizációs szakaszban a fajok túlnyomó többsége a hánics (floém) és a kambium rétegében táplálkozik, a szíjácot csak felszínesen érinti, legfeljebb bábozódni vonul mélyebbre. A szűk egyáltalán nem bontják le a cellulózt, ezért ők csak a kambiumban rágnak. A farészt (xilémet) a kolonizációs szakaszban kevés bogárfaj hasznosítja; ezek általában nagyobb testű cincérek (például a hőscincér), amelyek hosszú ideig fejlődnek, emésztőrendszerük hosszú és komplex, így van idejük és módjuk hatékonyan hasznosítani a tápanyagokat.

A gombák révén korhadásnak indult xilémet azután újabb bogáregyüttesek szukcesszív sorozata fogyasztja. A fehérjék és bizonyos elemek (például a kalcium, a cink, a vas és a foszfor) csak korlátozottan hozzáférhetők a magasabb rost- és tannintartalmú fában, ezért a több tápanyagot igénylő és gyorsabb egyedfejlődésű fajok a lebomlás előrehaladottabb fázisait részesítik előnyben (HIBBERT 2010).

A holtfa típusaihoz kötődő bogárfauna jellemzése

A holtfának számos típusát különíthetjük el megannyi tulajdonság (például a fafaj, a méret, a kitettség, az átmérő, a tömeg, a korhadtsági fok) szerint (CSÓKA és LAKATOS 2014), és ezekhez más-más szapro-

xilofág bogárközösség kötődik. Mint ahogy azonban a természetben igen ritka a pengeéles határ a látszólag különböző kategóriák között, úgy a holtfa típusai között is szinte folyamatos az átmenet. Vékony ágakban fejlődő fajokat is megtalálhatunk néha a törzsekben, és odvak falát kedvelő fajok is előfordulhatnak fekvő törzsekben. A nagyon szigorú monofágia ritka a szaproxilofágok körében (még talán a gomba fogyasztók között találhatunk ilyeneket), és bár a fajok előnyben részesítenek bizonyos fafajokat vagy -genuzokat, azért előfordulnak szokatlannak tűnő tápnövényválasztások.

Az alábbiakban azokat a holtfatípusokat vesszük szemügyre, amelyeket vizuálisan is viszonylag jól el lehet különíteni. Az említett fajok száma néhol soknak tűnhet, ám így is csak kiragadott példák a hatalmas mennyiségű fajból. Elsősorban a közismertebb, nagyobb, látványosabb, terepen is felismerhető bogarakat említjük, hangsúlyozva, hogy – főleg a dekompozíciós szakaszban – a legtöbb szaproxilofág bogárfaj apró, nehezen azonosítható, és e feladat elvégzésére szerte Európában egyre kevesebb a kapacitás.

A fontosabb szaproxilofág bogarokról kitűnő áttekintést ad CSÓKA és KOVÁCS (1999) könyve, az egyes holtfatípusok néhány jellemző fajtát pedig ANDRÉSI és MTSAI (2014) és KOVÁCS (2014a) sorolják fel. A cincérek azonosítására ma is igen alkalmas KASZAB (1971) „faunafüzete”, a díszbogarakhoz pedig MUSKOVITS és HEGYESSY (2002) könyve ajánlható. A kisebb családok fajainak azonosításához alaposabb szakirodalmi búvárkodás szükséges, de a világháló lehetőségei tágak; különösen hasznosak LOMPE (2002) határozókulcsai.

Élő fák

Paradox módon a holtfa bogárvilágának tárgyalását az eleven fában fejlődni képes fajokkal kezdjük. Az ellentmondás azonban feloldható, hiszen e bogarak kisebb-nagyobb mértékben hozzájárulnak az élő fa pusztulásához, így maguk is holtfát állítanak elő.

Teljesen egészséges, élő fát a szaproxilofág bogarak többnyire képtelenek megtámadni, mivel a fa kémiai és biológiai úton is védekezik ellenük. Tülevelűek esetében a szúk – például a közönséges betűzöszű (*Ips typographus*) lucfenyőkön – látszólag egészséges fákon is tömegesen megjelenhetnek, ilyenkor azonban olyan fákról van szó, amelyek védekezőképessége valamilyen stresszhatás miatt meggyengült. Ennek oka lehet a nem megfelelő klímájú és talajú termőhelyre történt telepítés, az egymást követő száraz és meleg évek vagy a fák idős kora. A nagy szilkéregeszű (*Scolytus scolytus*) az egészséges szilfákat valószínűleg nem tudja megtámadni. Imágói azonban – miközben érési táplálkozást folytatnak a kérgen – megfertőzik a fát a szilfavész okozó gombával (*Ophiostoma ulmi*, illetve *O. novo-ulmi*), mely úgy legyengíti a fát, hogy a szúk is megtelepednek benne. A gomba és a bogár közösen végül a fa pusztulását okozza.

A nagy hőscincér (*Cerambyx cerdo*) – és rokona, a nálunk sokkal ritkább molyhos hőscincér (*Cerambyx welensii*) – még élő, de idős tölgyekben (néha szelídgesztenyében) fejlődik (HEGYESSY és MERKL 2014a). A nőtény az eleven rész apróbb-nagyobb sérüléseibe helyezi a petéit, és a fiatal lárvák kezdetben a kéreg alatt rágnak. A fa egy ideig igyekszik túlnőni a sérült részt, de az egyre nagyobb lárvá rágását végül nem tudja követni. A nagy lárvák kétujjnyi széles járatai később a fa mélyére hatolnak; az alkalmas fában több nemzedék számos lárvája táplálkozhat. A hőscincérek tevékenységét eleinte csak az jelzi, hogy nyár elején a kéregre merőleges lyukak támadnak, amelyekből világos színű rágcsalék hullik alá: az imágók ezeken át hagyják el bábkamrájukat. A tölgyfa a hőscincérek miatt gyakran elpusztul, de állva marad. Amikor kérge lehullik, feltárul a kanyargós lárvajáratok labirintusa; amikor a fán ez látszik, többnyire már nem alkalmas a hőscincérlárvák fejlődésére (3. ábra).

A nagy hőscincér a szaproxilofág élőhelyek világában allogén ökoszisztéma-mérnöknek (angolul allogenic ecosystem engineer) tekinthető (BLEDZKI 2010). (Az olyan élőlényeket nevezzük allogén ökoszisztéma-mérnököknek, amelyek az élő vagy élette-



3. ábra. A nagy hőscincér (*Cerambyx cerdo*) azon kevés bogárfaj egyike, melyek képesek elpusztítani az élő tölgyfákat is. Kétujjnyi széles lárvajáratai a kéreg lehullása után láthatók (fotó: Merkl Ottó)

len anyagok megváltoztatásával módosítják környezetüket.) A rágása nyomán kialakuló odvakban és a tágas, részben rágcslékkal kitöltött járatokban sok más szaproxilofág faj talál otthonra (ezeket az odvak tárgyalásakor említjük).

A nagy nyárfacincér (*Saperda carcharias*) élő nyár- és fűzfák tövébe rakja petéit. Lárvai mélyen berágják magukat a fába, és a fa hosszirányában, a nem korhadt gesztben és szíjácsban készítik járataikat. Hasonlóan viselkedik a hazánkban sokkal ritkább kecskefűzcincér (*Saperda similis*) az élő kecskefűz vékonyabb ágaiban. Szintén élő, de sérült kecskefűzben fejlődik a párdücsoltos darázscincér (*Rusticoclytus pantherinus*). A kis nyárfacincér (*Saperda populnea*) a nyárfák eleven hajtásaiban rág; jelenlétét a gubacsszerűen megduzzadt részeiről ismerhetjük fel.

Eleven vékony ágakban élnek a fásszárúakhoz kötődő *Oberea*-fajok (magyar nevük jelzi, hogy milyen fa- vagy cserjefajokban): az erdei mogyorócincér (*Oberea linearis*), a vörösnyakú fűzcincér (*Oberea oculata*), a vörösnyakú lonccincér (*Oberea pupillata*) és a varjútöviscincér (*Oberea pedemontana*). Az utóbbi fajt azonban inkább a kutyabengében találjuk. A fajok lárvai az ágak közepén haladnak előre, és rágcslékukat időnként az oldalt fúrt lyukakon kitolják.

A dunántúli erdőkben gyakori gyászscincér (*Mori-mus funereus*) (HEGYESSY és MERKL 2014c) és a hazánkban igen ritka selymes alkonycincér (*Herophila tristis*) lárvai élő, de sérült idős tölgy- és bükk-törzsek tövével, az élő és az elhalt rész határán, a kéreg alatt kezdenek rágni, majd a fában mélyebbre vonulnak. Főleg a fehér fűz és a kecskefűz élő, de sérült vastag ágaiban és törzsében fejlődnek a pézsmacincér (*Aromia moschata*) lárvai, eleinte a szíjácsban, majd a gesztben. Sérült mezei juharok kérgé alatt rág a ritka kékeszöld facincér (*Ropalopus insubricus*) lárva.

A hársfa-tarkadiszbogár (*Lamprodila rutilans*) lárvai az idős, de élő hársfák törzsének és vastag ágainak kérgé alatt rág. A nyírfa-tarkadiszbogár (*Lamprodila decipiens*) nevével ellentétben leginkább fűzfák élő ágaiban él, és ott gubacsszerű duzzanatot okoz. A boróka-tarkadiszbogarat (*Lamprodila festiva*) eredetileg a borókához kötődő ritka fajként ismerjük, az utóbbi néhány évben azonban inváziószerűen elszaporodott a városi örökzöldeken. A látszólag teljesen egészséges – de nyilván valamiért meggyengült – tujákat és más nyitvatermő díszfákat tömegesen megszállja, és rövid idő alatt kivégzi. A nyírfa-karcsúdisz-bogár (*Agrius suvorovi*) a hazai- és nemesnyárasok egyik ellensége: kikelő lárva berágja magát az eleven törzs kérgébe, és 3–5 centiméter hosszú, függőleges sebet okoz, majd a szíjácsban fejlődik tovább. Erős fertőzöttség esetén a fa elpusztulhat. A nagyobb testű szeplős díszbogár (*Poecilnota variolosa*) lárvai sérült, de teljesen élő nyárfák kérgében fejlődnek.

A szalagos díszbogár (*Coraeus fasciatus*) a tölgyesekben – főleg a ritkásabb állományokban, az erdőszéleken vagy bokorerdőkben – a lombkorona ma-

gasabban lévő, élő, nem túl vastag ágaiba petézik. Lárva spirális járatot rág a hánccsban és a szíjácsban, és ezzel a „halálgyűrűvel” általában az ág pusztulását okozza, melyet távolról is könnyű észrevenni az egyébként egészséges fán. Az elhalt ág azután számos más szaproxilofág bogárfajnak lehet élőhelye. Szintén eleven ágakban, de rózsafélékben (sajmeggy, kökény) fejlődik a sárgafoltos díszbogár (*Ptosima undecimmaculata*) lárva.

A tarka fűzormányos (*Cryptorhynchus lapathi*) nőténye fűzfák és nyárfák fiatal, élő törzsére és vastagabb ágaira petézik, ha módja van rá, oda, ahol sérült a kéreg. A lárva az eleven fában rág, és duzzanatot okoz. Hazai- és nemesnyárasokban jelentős kárt okozhatnak, mert a fának a rágás feletti törzs- vagy ágrésze elpusztulhat.

A fehérfoltos fenyőbogár (*Pissodes castaneus*) lárva eleven, főleg fiatal fenyőfák hánccsában fejlődik; a peterakás helyétől a lárvajáratok lefelé haladnak, egészen a gyökérnyakig. Ezzel akadályozzák a fa nedvkeringését, mely a tűlevelek sárgulásához, hervadáshoz, és súlyosabb esetben a fa pusztulásához vezet. Az általa legyengített fát a szúk is hamarosan megtámadhatják.

Elhalt törzsek és vastag ágak

Nem leváló kérgű álló és fekvő törzsek, vastag ágak

Szaproxilofág bogaraink jelentős része azokban az elhalt, álló vagy kidőlt fákban (a törzsben és a vastag ágakban) fejlődik, amelyeknek a kérgé még erősen tapad a fatesthez (puszta kézzel nem fejthető le). A legtöbb faj a floémet (hánccsot) és az elhalt kambiumot – az elhalt fa tápanyagban leggazdagabb részeit – fogyasztja, de a nagyobb fajok a fatestbe is behatolnak, illetve a kisebb fajok is bábozódáshoz mélyebbre vonulhatnak. Tevékenységük azért jelentős, mert ezek a fajok indítják el a kolonizációs fázist: elkezdik a holtfa mechanikai átalakítását, és lehetővé – vagy könnyebbé – teszik más szaproxilofág élőlények megtelepedését. Mivel valójában az elhalt, de gombák által még meg nem támadott – tehát nem korhadó – fával táplálkoznak, esetükben a xilofág (fafogyasztó) kifejezés is helyénvaló. A fa legfontosabb alkotóelemeit (a cellulózt és a hemicellulózt) a bélcsatornájukban élő szimbionta mikroorganizmusok segítségével bontják le.

A frissen elhalt, erősen rögzült kérgű, illetve az élő, de stresszhatás alatt álló fák fogyasztói között nem lehet éles különbséget tenni. Az alább említett fajok természetesen előnyben részesítik a frissen elhalt fát, de a legyengült, öreg élő fákat is megtámadják, ezért egyeseket erdészeti kártevőként tartanak nyilván.

Ebbe a csoportba tartozik a szúk (Scolytinae) többsége, azok, amelyek a fa kéreg alatti hengerpalástján, tehát a floém-kambium rétegben készítik anyajárataikat és lárvajárataikat. (Magyarországon kéreg alatt

furkáló szúfajokból van több, a fatestbe mélyedő járatokat készítőik száma jóval kevesebb; a trópusokon a helyzet gyakran fordított.) Szinte minden hazai őshonos és termesztett fafajnak vannak szúfajai, amelyek néha térben felosztják maguk között a gazdafákat. A lucfenyőn például a csúcstól le a törzs tövéig – ahogy a kéreg vastagsága is nő – egyre nagyobb testméretű szúfajok élnek.

Azok a szúfajok, amelyek járatai a szíjácsba mélyednek, nem magát a fát fogyasztják (hiszen a cellulóz lebontására képtelenek), hanem a járataik falát bevonó gombákat, amelyekkel szimbióta kapcsolatban állnak. A lárvák nem készítenek járatokat: galériáikat az anya rágja ki, és ő is telepíti be a gombák spóráit. A kétalakú púposszú (*Anisandrus dispar*) az *Ambrosiella hartigi* nevű „ambróziagombát” tenyészt és fogyasztja. A lárvák laboratóriumban megélnek csak a gomba micéliumán is, de fejlődésükhöz és bábozódásukhoz a gomba szaporítóképleteit (konídiumait) is fogyasztaniuk kell, és az áttelelt nőtény is csak akkor petézik, ha ilyeneket fogyasztott. A gomba viszont csak a szűk jelenlétében fejleszt konídiumokat, valószínűleg a lárvák által kibocsátott valamilyen vegyület hatására.

A hazai xilofág bogarak jelentős része a cincérek és a díszbogarak családjából kerül ki. Sok gyakori cincérfajunk lárvája a kéreg alatt fejlődik. A töviscincérek ott is bábozódnak: a fenyves-töviscincér (*Rhagium inquisitor*) leginkább erdeifenyőben, de minden más ültetett fenyőfajban is, a tölgyes-töviscincér (*Rhagium sycophanta*) főleg tölgyfajokban, a cser-töviscincér (*Rhagium mordax*) főleg bükkben – de tölgyekben is – él. Hasonlóan viselkedik a főleg erdeifenyőben, ritkábban feketefenyőben élő nagy daliáscincér (*Acanthocinus aedilis*) is, valamint a tölgyekben élő sápadt éjicincér (*Trichoferus pallidus*) is.

A kéreg alatt fejlődő cincérfajok nagy része azonban bábozódás előtt mélyebbre rágja magát a fában, és bábbölcsőjét a védettebb fatestben készíti el. Az ismertebb fajok közül ilyen a kis hőscincér (*Cerambyx scopolii*), a bársonyos darázscincér (*Plagionotus arcuatus*, 4. ábra), a sárgafarú darázscincér (*Plagionotus detritus*), a közönséges darázscincér (*Clytus arietis*), a változékony korongcincér (*Phymatodes testaceus*) és a tűzpiros facincér (*Pyrrhidium sanguineum*) tölgyekben, a vörössárga facincér (*Leioderes kollari*) mezei juharban, az egérszínű darázscincér (*Rusticoclytus rusticus*) nyárfákban (de bükkben és más fákban is), a kék korongcincér (*Callidium violaceum*) és a romboló fenyőcincér (*Tetropium castaneum*) lucfenyőben. Látványos külsejű *Saperda*-fajaink (kivéve azokat, amelyeket az élő fák fajai között említettünk) a kéreg alatt fejlődnek, valamivel beljebb készítik szálal rágcsálékkal lezárt bábbölcsőjüket: a díszes nyárfacincér (*Saperda perforata*) főleg rezgő nyárban, a nyolcpontos cincér (*Saperda octopunctata*) hársakban, a petytyes szilcincér (*Saperda punctata*) szilekben, a létracincér (*Saperda scalaris*) pedig főleg cseresznyében, de mézgás égerben és néha más fafajokban is.

A kétpetytes karcsúdíszbogár (*Agrilus biguttatus*) főképpen a frissen elhalt tölgyek (néha bükk és szelídgesztenye) törzsének és vastag ágainak kérgében fejlődik, de stresszhatás miatt legyengült vagy idős fákban az eleven részeket is megtámadja, sőt azok pusztulását okozza. Törzskéreg alatt fejlődik – szintén főleg tölgyekben – az aranypetytes díszbogár (*Chrysobothris affinis*), nyárfákban a foltos ürge-díszbogár (*Trachypteris picta*), cseresznyefában (ritkán sajmeggyben) a cseresznye-virágdíszbogár (*Anthaxia candens*).

Frissen elhalt, kérges erdeifenyőtörzsekben fejlődik legnagyobb díszbogarunk, a Nyugat-Dunán-



4. ábra. A bársonyos darázscincér (*Plagionotus arcuatus*) a rögzült kéreg alatt fejlődik, de a fatörzs mélyebb részében bábozódik (fotó: Németh Tamás)

túlon elterjedt nagy fenyvedíszbogár (*Calcophora mariana*), valamint az újabban elszaporodott színpompás kilencfoltos díszbogár (*Buprestis novemmaculata*) és nyolcfoltos díszbogár (*Buprestis octoguttata*). E nagytestű fajok lárvái behatolnak a fatestbe, a kisebb kék fürgedíszbogár (*Phaenops cyanea*) és a Formánék-díszbogár (*Phaenops formaneki*) viszont a fenyőkéreg alatt, sőt magában a kéregben maradnak, és ott is bábozódnak, csakúgy, mint a tűzeshasú díszbogár (*Chrysobothrys igniventris*).

A laposorrú ormányos (*Gasterocercus depressirostris*) tölgyek elhalt, kemény, kérges fájában fejlődik. Kirepülőnyílásai a kéreg felületén nyílnak.

A csuklyásszűk xilofág fajainak nincsenek cellulózbontó szimbiotái, ezért ezek kifejezetten a frissen elhalt fák szíjácsában fejlődnek, mert a fában ott és akkor a legtöbb a keményítő. Lárvajárataik befelé haladnak, merőlegesen a fa hossz tengelyére. A piros csuklyásszű (*Bostrichus capucinus*) tölgyekben, néha gyümölcsfákban és szőlőtőkékben él. Száraz, meleg tölgyesek hasonló méretű és életmódú lakója a tarka csuklyásszű (*Lichenophanes varius*).

A penésztenyésztő fabogár (*Elateroides dermatoides*) lárvája kemény, kérges fatörzsekben (főleg bükkben, de tölgyekben és fenyőkben is) fúrja hosszú járatait, melyek a kéregre merőlegesen indulnak befelé. Járataiból gondosan kitakarítja a rágcsálékot, így megfelelő helyszínt teremt az *Ascoidea hylecoeti* nevű gombafaj számára. A gomba spóráit a nőstény oltja rá a petékre, majd a gomba beszövi a járatok falát. A lárva a gomba konídiumait és fonalait fogyasztja, életmódja tehát a fatestbe hatoló szűfajokéhoz hasonló.

A kérges elhalt törzsek és vastag ágak xilofág fajainak megvannak a maguk ragadozói is. Lombosfákon leggyakoribb közülük a feketenyakú szűfarkas (*Cle-*

rus mutillarius), fenyőkön pedig a vörösnyakú szűfarkas (*Thanasimus formicarius*).

A sárgászöld színű, hosszú testű *Ampedus*-drótférgektől nagyon elüt a rombusznyakú pattanó (*Stenagostus rhombeus*) zömök, fekete lárvája, mely tölgyekben és bükkben fejlődő cincérlárvák ragadozója. Rokona, a ritka nagy pattanó (*Stenagostus rufus*) – a legnagyobb hazai pattanóbogárfaj – viszont fenyvesekben él; ennek lárvája szintén zömök, de sokkal világosabb színű.

A lemez-sutabogár (*Hololepta plana*) a nyárfák még erősen rögzült kérgé alatt található, ott léglárvákat fogyaszt. Hasonló az életmódja a közönséges lapossutabogárnak (*Platysoma compressum*) és a kéreglakó lapossutabogárnak (*Eblisia minor*) tölgy- és bükkfában, a fenyves-lapossutabogárnak (*Platysoma lineare*) fenyőtörzsekben.

Álló törzsek és vastag ágak kéreg nélkül

Az elhalt, de még álló vagy fennakadt törzsek és a törzsön még meglévő nagy ágak újabb fajegyüttesnek adnak otthont, ha a kérgük már lehullott, de fájuk még – legalább kívül – kemény. Bükköseink emblematisz bogara, a havasi cincér (*Rosalia alpina*) pontosan ilyen fákban fejlődik (HEGYESSY és MERKL 2014b), a farakásokon tartózkodó – és vesztükre ott petézni akaró – nőstények is mindig a kéregtelen vágáslapon igyekeznek a fába juttatni petéiket. E látványos cincérfaj a nagy, álló, napsütötte törzseket kedveli, amelyek a forró napon állva is hosszabb ideig megőrzik nedvességtartalmukat, illetve belsejük hőmérséklete is kiegyenlítettebb. Ilyenek hiányában a lombkoronában lévő nagy, elhalt ágakat keresi, ahol viszont jelenlétét nehéz kimutatni. Imágói csak meleg időben rajzanak; a közvetlen napfényt kerülik, viszont kedvelik



5. ábra. A tölgy-díszbogár (*Eurythrea quercus*) a kéregtelen, napsütötte tölgytörzsekben fejlődik (fotó: Németh Tamás)

az olyan árnyékolt törzseket, amelyek még melegek a korábbi napsütéstől (DRAG és mtsai 2010). Hegyi és korai juharban, magas körisben és fehér eperben is megél, sőt ČÍZEK és mtsai (2009) a faj expanzióját mutatták ki Közép-Európa keményfás folyómenti ligeterdeiben, ahol szilfák a tápnövényei.

A havasi cincér kirepülőnyílásai lapos oválisak, nagyobbik átmérőjük a fa hossz tengelyével párhuzamos. Ezek társaságában szinte mindig láthatjuk a hegyi virágcincér (*Stictoleptura scutellata*) kerek röplyukait, de ez a faj tágabb körből választ magának tápnövényt. A bükk törzsének magasabb részeiben és a vastagabb ágakban, a csontkemény fában fejlődik a ritka nagy fürkészcincér (*Necydalis major*).

Nagytestű díszbogaraink közül a *Dicerca*-fajok is a kéreg nélküli fát kedvelik: a bükkös díszbogár (*Dicerca berolinensis*) bükkben, mezei juharban, galagonyákban, vadkörteben és gyertyánban, az égerfa-díszbogár (*Dicerca alni*) – nevével ellentétben – leginkább hársakban, a nyárfa-díszbogár (*Dicerca aenea*) pedig főleg fehér nyárban. Lárvájuk a szíjácban rágja kanyargós járatait. Kirepülőnyílásuk lencse alakú, hosszabbik tengelye merőleges a fa hossz tengelyére. E díszbogarak melegkedvelők: imágóik akkor bújnak ki a fából, amikor az 30 °C körülire melegedett. Mivel csak a száraz és meleg fában fejlődnek, álló törzsekre van szükségük, fekvő törzsekben nem élnek; ha ilyen törzseken látjuk a kirepülőnyílásaikat, az korábbi előfordulásukra utal.

Hazai nagytestű díszbogaraink alighanem leglátványosabb képviselői az *Eurythyrea*-fajok. Az igen ritka – bár megfigyelt röplyukai alapján azért a korabbinál elterjedtebbnek látszó – tölgy-díszbogár (*Eurythyrea quercus*, 5. ábra) lárvája mélyen a kéregtelen, napsütötte tölgytörzsek belsejében, több (akár 5–10) évig is fejlődik. Imágói rekkenő hőségben repkednek a lombkoronában, onnan csak a nőstények ereszkednek le, hogy a törzs alacsonyabb régióira petézzenek. Éppen ez az oka, hogy nehéz megfigyelni (noha a neki megfelelő nagy, lábon álló, de már kéregtelen tölgyek sem gyakoriak a hazai erdőkben). A trópusi fajokat idéző külsejű aranyos díszbogár (*Eurythyrea aurata*) viselkedése és életmenete hasonló, de nyárfák, főleg a fekete nyár hatalmas kéregtelen törzseiben él. Nálunk csak a Duna déli szakaszának igen kevés helyéről ismert.

Az Arias-díszbogár (*Kisanthobia ariasi*) molyhos tölgyek törzsének felső részében, illetve vastag ágakban él, többnyire a csontkemény, de kéregtelen részekben. Hasonló helyeken fejlődik a sárgafoltos zömökdíszbogár (*Acmaeodera degener*) lárvája is.

A kéregtelen fatörzsek – ha árnyékosabb helyen állnak – a tövisnyakúbogarak (Eucnemidae) több fajának is otthont adnak. Leggyakoribb (pontosabban az egyetlen gyakorinak tekinthető) fajuk, a laposlábú tövisnyakúbogár (*Melasis buprestoides*) tölgyekhez kötődik; a karcsú tövisnyakúbogár (*Nematodes filum*) imágói a juharok kéregtelen törzsén szaladgálnak; a

legyezős tövisnyakúbogár (*Isorhipis melasoides*) pedig ugyanezt teszi bükkötörzseken, de a nőstényekkel farakásokon, a rönkök vágáslapján is találkozhatunk.

A kéregtelen, de még kemény fában az álszúk (Anobiidae) több faja is fejlődik. Elhalt keményfák (bükk és tölgyek) felszínét helyenként sűrűn teleyuggatják a fésűscsápú álszú (*Ptilinus pectinicornis*) röplyukai; rokona, a bordás álszú (*Ptilinus fuscus*) ugyanezt teszi lágyfákban (nyárakban és füzekben). Mindkét faj ragadozója a fekete szúfarkas (*Tillus elongatus*), mely karcsú testével a járataikban is követi az álszúkat. Az álszú-darázsbogár (*Pelecotoma fennica*) viszont élősködője e két fajnak. A kéregtelen fa további nagyobb testű álszúja a nagy álszú (*Xestobium rufovillosum*) és a barna álszú (*Oligomerus brunneus*).

A kérges fáknál említett penésztenyésztő fabogár rokona, a hajófürő bogár (*Lymexylon navale*), tölgyekben fejlődik, de kéregtelen törzsekben. Rokonával ellentétben nem tenyészt gombákat a járataiban, hanem magával a fával táplálkozik, ezért járatait sem takarítja. A nagyon ritka hengeres szúfarkas (*Dermostoides sanguinicollis*) a nagy álszú és a hajófürő bogár ragadozója.

Kemény, de laza kérgű fekvő törzsek

Az állva elpusztult fák kérge egy idő múlva meglazul – kézzel is lefejtethető lesz –, majd hamarosan lehull. Fekvő törzseken természetesen tovább megmarad. Ha a laza kérgű fatörzset nem éri túl erősen a nap, a nedves, kéreg alatti, de a még aránylag kemény fa test feletti élőhelyen ismét újabb bogáregyüttes alakul ki. Ez időben követi a rögzült kérgű törzseknek azt a faunáját, melyet főleg cincér- és díszbogárlárvaik uralnak, de természetesen ugyanazon fatörzsből megtalálhatjuk a két fajegyüttest, ha a törzs különböző részeit másképp éri a nap, vagy nem fekszik mindenütt a talajon.

A laza kéreg alatti bogárlárvaik közül a leginkább szembetűnőek a bíborbogárfélék (Pyrochroidae) lárvaik. A nagy bíborbogár (*Pyrochroa coccinea*) a közep-hegységi-dombvidéki tölgyesekben, a közep-bíborbogár (*Pyrochroa serraticornis*) az alföldi erdőkben (hazai- és nemesnyárasokban és akácokban is), a kis bíborbogár (*Schizotus pectinicornis*) magasabb hegyvidéken, illetve néhány hűvös-nedves síksági lápterületen fordul elő. Lapos, világossárga, szaprofág (de alkalmilag ragadozó) lárvaik néha csapatosan találhatóak a laza kéreg alatti fekete, nyirkos, finomszemcsés korhadékban, és ott is bábozódnak. Rövid életű imágóik viszont elhagyják a törzseket, és a lombzaton vagy virágokon tartózkodnak.

A skarlátbogár (*Cucujus cinnaberinus*) borostyán-színű, még laposabb lárvája hasonló élőhelyen él (MERKLI 2014c), néha ugyanabban a törzsből, ahol a bíborbogarak is, de jobban kedveli azokat a részeket, ahol kevesebb a korhadék. Szintén a kéreg alatt bábozódik; ősszel kikelő imágója a fák közelében marad; a



6. ábra. A pettyes szücsbogár (*Attagenus punctatus*) az idős tölgyek alatt élő más szaproxilofág rovarok maradványait fogyasztja (fotó: Németh Tamás)

fában, de a törzs szárazabb részein, a kéreg alatt telel, és tavasszal is csak rövid időre hagyja el a fát. Ahogy a bíborbogarak, úgy a skarlátbogár sem válogatós a fafajokat illetően; lombos- és fenyőfákban egyaránt előfordul. A bíborbogarakkal valamelyest rokonságban álló, nálunk ritka lapos sárkánybogár (*Pytho depressus*) viszont eddig csak erdei- és feketefenyő kérge alól került elő.

Kistestű szaproxilofág fajok találhatóak a héjbogár-félék (Zopheridae) családjában. Leggyakoribb fajuk – legalábbis a kéreg alatt fejlődők közül – a szalagos héjbogár (*Bitoma crenata*), mely a legkülönbélebb lágú- és keményfákban előfordul, még akácban is. A karcsú testű ösztövért héjbogár (*Colydium elongatum*) tölgyesekben és bükkösökben, a szegélyes héjbogár (*Colobicus hirtus*) inkább lágúfákban, a zuzmós kéreghez hasonló fogasszélű lapbogár (*Endophloeus markovichianus*) főleg meleg tölgyesekben és juharosokban, a vörösbarna héjbogár (*Aulonium trisulcum*) nyárasokban, a ritka fenyves-héjbogár (*Aulonium ruficorne*) pedig erdeifenyőben található. E bogarak lárvái a kéreg alatt fejlődnek, és nappal maguk az imágók is ott találhatóak, de éjszaka néha kijönnek a kéreg felszínére.

Hasonló a helyzet fogasnyakúlapbogár-félék (Silvanidae) családjával. A hosszúcsápú fogasnyakú-lapbogár (*Uleiota planatum*) gyakorisága a szalagos héjbogáréval vetekszik: szinte bármilyen fában megtelepszik. Társaságában nagyon gyakran megtaláljuk a rozsdás fogasnyakú-lapbogarat (*Silvanus unidentatus*), ritkábban, főleg hegyvidéki erdőkben a kétfogú fogasnyakú-lapbogarat (*Silvanus bidentatus*). A szegélyeslapbogár-félék (Laemophloeidae) közül a tölgy-szegélyeslapbogárral (*Placonotus testaceus*) és a kétvonalas szegélyeslapbogárral (*Cryptolestes duplicatus*) találkozhatunk leginkább a laza kéreg alatt.

Amikor a laza kéreg alatt már gombák is betelepítik a közeget, a gyászbogarak (Tenebrionidae) több fajára is számíthatunk. A kéreg alatti laza anyagban

fejlődnek a gyakoribb fémkék taplóbogár (*Platydemia violacea*) és a jóval ritkább, főleg dunántúli elterjedésű fekete taplóbogár (*Platydemia dejeanii*) lárvái, és imágói is itt rejtőznek nappalra. Ugyanitt találjuk a teknős gyászbogár (*Diaclina testudinea*), a komor alkonybogár (*Prionychus melanarius*) és a sötét alkonybogár (*Prionychus ater*) lárváit; imágóik éjszaka a kéreg felszínén mászkálnak. Ahol korábban sok szűz élt, gyakran megtaláljuk az egyszínű kéregbújót (*Corticeus unicolor*) lombosfákban, a szélesnyakú kéregbújót (*Corticeus fraxini*) pedig fenyőkben.

A laza kéreg alatt fejlődő légylárvák és más lágútestű állatok ragadozója a főleg dunántúli elterjedésű tojásdad erdei-sutabogár (*Epierus comptus*).

A laza, de szárazabb kéreg alatt, ahol sok a pókháló, a pókhálókba akadt rovarmaradvány vagy a kéreg alatt rejtőző hernyók levetett bőre, a porvafélék (Dermestidae) több fájának szőrös lárváit is láthatjuk: ilyen a kétszalagos porva (*Megatoma undata*), a sötét kéregporva (*Globicornis emarginata*) és a nagycsapú kéregporva (*Ctesias serra*). E fajok nem különösebben válogatósak az élőhelyüket illetően; a sokpettyes szücsbogár (*Attagenus punctatus*, 6. ábra) viszont úgy tűnik, ragaszkodik az öreg tölgyekhez, de szelíd-gesztenyéből is előkerült már.

Puhára korhadt faanyag: fehérkorhadás

Az árnyas helyeken fekvő, a dekompozíciós szakaszba lépett, már viszonylag puha fekvő törzsekben és nagy ágakban más-más bogarakat találunk attól függően, hogy a fa fehéren vagy vörösen korhad-e. Az ilyen holtfán kéreg már csak akkor van, ha vízszintesen fekszik, és az egyáltalán nem rögzült, darabokra esett kérget még nem sodorta le valami. A fehérkorhadás során a fát alkotó sejtek szilárdító anyagai (cellulóz, hemicellulóz és lignin) mind lebomlanak, de először a lignin, így a lebomló faanyag fehér színű. Vöröskorhadás esetén a lignin nem, illetve csak sokkal később bomlik le, így a faanyag vöröses színű lesz. A kétféle korhadást más-más gombafajok idézik elő (FOLCZ és PAPP 2014).

A fehérkorhadás kezdeti szakaszában még cincérlárvákat is találhatunk a holtfában. Hegyvidéki erdeink egyik leggyakoribb cincére, a tarkacsápú karcsúcincér (*Rutpela maculata*) földön heverő, nedves, korhadó lombosfákban fejlődik, akár csak ritkább rokona a sárgaszőrű karcsúcincér (*Leptura aurulenta*). Hegyvidékek patakmenti égereseiben, illetve az alföldi folyók füzeseiben, nedves fában fejlődik a feketeszőrű szalagoscincér (*Leptura quadrifasciata*). A barna juharcincér (*Alosterna tabacicolor*) sokféle lombos- és tülevelű fa korhadó fájában megél.

A korhadás előrehaladtával a szaproxilofág bogaraknak egyre kevésbé számít, hogy milyen fafajban fejlődnek, legfeljebb a lombosfák és a tülevelűek között tesznek különbséget, de gyakran ezt a háttér is túllépik. A fűz-gyászbogár (*Neatus picipes*)

mindenfajta lombosfa korhadt fájában kifejlődhet, a nagy rágványbogár (*Ulloma culinaria*) fenyőben és lombosfában egyaránt. Ritkább, főleg dunántúli elterjedésű rokona, a kis rágványbogár (*Ulloma rufa*) inkább puhára korhadt erdeifenyőt részesít előnyben. Korhadó tölgy- és bükkfában találni leginkább a ritka szarvas gyászbogarat (*Cryphaeus cornutus*); imágója nyári és őszi éjszakákon a fák felszínén sétál, akár novemberig is. A rendkívül ritka zömök tövisnyakúbogarat (*Farsus dubius*, 7. ábra) elhalt tölgytörzsek puhára korhadt belsejében találják; bábkamráit jellegzetes gombagyűrű veszi körül (8. ábra).

Gombás, korhadó tölgyfában fejlődik a nyúlánk nyárikomorka (*Phloiotrya tenuis*), melynek imágói – nevékhöz híven – a nyár második felében, a legtöbb szaproxilofág fajnál sokkal később jelennek meg, és száraz ágakon vagy törzseken tartózkodnak; illetve a feketecsápú komorka (*Conopalpus testaceus*), mely viszont a nyár első felében rajzik, és a lombzaton tartózkodik. A ritka déli komorka (*Dircaea australis*) lárvái puhára korhadt lombosfákban (például juharcokban) élnek. Szintén gombás tölgyek törzsében találjuk a hosszúkás korongbogarat (*Grynocharis oblonga*). Gombákkal alaposan átjárt, korhadt fatörzsen, a gombafonalak fehér szövedékének felszínén láthatjuk a négy pettyes sajkabogarat (*Scaphidium quadrimaculatum*), a négy pettyes álbödét (*Endomychus coccineus*) és a keresztcses álbödét (*Mycetina cruciata*).

A tülkös szarvasbogár (*Sinodendron cylindricum*) pajorjai főleg bükk – de néha tölgyek vagy más lombosfák – puha, de még tartással bíró fájában találhatók. Fehéren korhadó lombosfákhoz kötött a gyakori kis fémesszarvasbogár (*Platycerus caprea*) és a nálunk nagyon ritka nagy fémesszarvasbogár (*Platycerus caraboides*) fejlődése.

A korhadt fák jellegzetes ragadozó bizonyos pattanóbogarak (Elateridae). Az *Ampedus*-fajok közül a vörösszárnyú pattanó (*Ampedus rufipennis*) főleg

tölgyekben, a rozsdás pattanó (*Ampedus pomorum*) mindenféle lombosfában, a cinóbervörös pattanó (*Ampedus cinnabarinus*) főleg tölgyekben és bükkben fejlődik. A dülleddt szemű pattanó (*Denticollis linearis*) lárvái csak részben ragadozók, mert korhadó anyaggal is táplálkoznak.

A kerekvállú állasbogár (*Rhysodes sulcatus*) (SZÉL és KUTASI 2014) és a fogasvállú állasbogár (*Omoglymmius germari*) országsszerte ritkaságok, csupán néhány lelőhelyük ismert; újabb felbukkanásuk mindig eseményszámba megy. Fehéren korhadó, vaskos törzsek lakói, általában bükkben találhatóak, de más fákban is (tülevelűeket is beleértve). Imágóik nyálkagombákkal táplálkoznak: átszúrják a plazmódiumok falát, és felszívják a kifolyó tartalmát.

A korhadás előrehaladtával cincérlárvák már alig találhatóak a fákban. A foltos hárs cincér (*Oplosia cinerea*) lárvája annyira korhadt, fekvő hársfákban fejlődik, amelyektől már egyáltalán nem várnánk, hogy cincérlárvának adnának otthont. Az egészen korhadt fában a kis szarvasbogár (*Dorcus parallelipipedus*) pajorjai táplálkoznak, legyen az a fa erdőben, kertben, parkban vagy gyümölcsösben.

Puhára korhadt faanyag: vöröskorhadás

A szőrös szarvasbogár (*Aesalus scarabaeoides*) főleg tölgyekben, de bükkben, kőrisekben, cseresznyében is él, olyan törzsekben, amelyek kívül még kemények, és árnyékos helyen fekszenek. Egy-egy ilyen törzsen a szőrös szarvasbogárnak több generációja is fejlődhet.

Az európai fogasállúbogár (*Prostomis mandibularis*) Magyarországon a hegyvidékek idős, természet szerű erdeinek ritkasága. Lárvajával együtt tölgyekben, cseresznyében, bükkben, de más vörösen korhadó törzsekben (fenyőkben is) él, gyakran a gombákkal átszőtt évgyűrűk mentén kialakult résekben.

A ragadozó pattanóbogarak közül számos faj ragaszkodik a vöröskorhadáshoz (NÉMETH és MERKLI



7. ábra. Zömök tövisnyakúbogár (*Farsus dubius*) imágója (fotó: Németh Tamás)



8. ábra. A zömök tövisnyakúbogár (*Farsus dubius*) lárvái fehéren korhadó tölgyfában találhatóak. Bábkamrájukat sötétebb gombagyűrű veszi körül (fotó: Németh Tamás)



9. ábra. Négyfoltos pattanó (*Ampedus quadrisignatus*) imágója és lárvája vörösen korhadó tölgyfában (fotó: Németh Tamás)

2009). A ritka négyfoltos pattanó (*Ampedus quadrisignatus*, 9. ábra) lárvája korhadó törzsek gesztjében, főleg cseresznyében, bükkben, kőrisekben, néha tölgyekben fejlődik, ahol leginkább a szőrös szarvasbogár pajorjait ragadozza. A korhadt törzsben bábozódik, és az ősszel kikelt imágók ott is telelnek át. A színezetében hasonló (tehát sárga szárnyfedőjű), de kisebb csinos pattanó (*Ampedus elegantulus*) viszont a vizek menti fűz-nyár ligeterdők, illetve az égeresek lakója, csakúgy, mint a középfoltos pattanó (*Ampedus sanguinolentus*). Fenyőfában fejlődik a nálunk alpokaljai elterjedésű feketeöves pattanó (*Ampedus balteatus*), az eddig csak a Kőszegi- és a Zempléni-hegységből ismert ébenpattanó (*Ampedus nigrinus*) és a telepített fenyvesekben mindenütt gyakori vérvörös pattanó (*Ampedus sanguineus*). Hegyvidéki lomboserdők lakója a fekete pattanó (*Ampedus nigerrimus*), szintén ott él, de néha az alföldi nyárasokban is előkerül a rótvörös pattanó (*Ampedus praeustus*), a ritka kardináispattanó (*Ampedus cardinalis*) pedig idős tölgyesek és fáslegelők pattanóbogara. Az inkább mindenevő, hazánkban ritka alhavasi pattanó (*Denticollis rubens*) a hegyvidéki bükkösök lakója.

A nyolcpettyes virágbogár (*Gnorimus variabilis*) az odvakon kívül vörösen korhadó törzsek – főleg tölgyek – belsejében is fejlődhet.

Elhalt, közepesen vastag és vékony ágak

Ágak és gallyak élő fán

Az élő fák koronájában lévő elhalt, közepesen vastag (2–5 centiméter átmérőjű, de legfeljebb karvastagságú) ágakban valamint az egészen vékony gallyakban a nagyobb testű, hosszú ideig fejlődő elsődleges szaproxilofágok már nem képesek kifejlődni, hiszen nincs elég helyük, illetve a faanyag hamar kiszárad. Kisebb testű, melegkedvelő fajok azonban szép számmal akadnak az ilyen ágakban.

Elszáradó közepes vastagságú ágak minden fán megjelenhetnek, mégis, leginkább a tölgyeken szembe tűnnek. A csúcscsúradásnak számos oka lehet, illetve idős fáknál természetes élettani jelenségnek is tekinthető. Fiatalabb fák esetében azonban – a szaproxilofág fajok szempontjából – kiemelkedő a szalagos díszbogár (*Coraebus fasciatus*) tevékenysége, melyet az élő fákról szóló részben már tárgyaltunk. A lárvája által készített „halálgűrű” felett az ág elhal, és utat nyit számos más bogárfajnak. A hazánkban ritka, már áprilisban megjelenő keskeny tölgycincér (*Deroplia genei*) lárvája szinte kizárólag ezeket az ágakat igényli.

Ilyen ágakban fejlődik a hosszúcsápú vércincér (*Purpuricenus kaehlerii*) is. Mész- és melegkedvelő tölgyesekben nem ritka, mégis ritkán kerül szem elé, mivel a lombkoronát ritkán hagyja el; csak nagyon elvétve látható farakásokon vagy virágokon. Rokona, a bíborcincér (*Purpuricenus budensis*) a tölgyeken kívül rózsafélék – gyakran gyümölcsfák – elszáradt ágaiban is él, így lakott területeken, extenzíven művelt gyümölcsösökben is előfordul, és virágokat is gyakrabban látogat. Főleg a hársak ágaiban – de sok más fában és a törzsben is – él a szemfoltos cincér (*Mesosa curculionoides*) lárvája, rokona, a ködfoltos cincér (*Mesosa nebulosa*) viszont tölgyekben, bükkben, gyertyánban, de hársakban is. Sokféle fa és cserje – köztük a galagonyák – néha egészen száraz ágai, törzse adnak helyet a juhar-dízcincér (*Anaglyptus mysticus*) lárvájának, mely az egyik legkorábban megjelenő darázscincérünk. Szintén a galagonyákat, azok vékony gallyait részesíti előnyben a kék háncscincér (*Poecilium rufipes*). A fűrgé darázscincér (*Xylotrechus antilope*) vaskosabb tölgyágakban fejlődik, vékonyabb gallyakban pedig az apró háncscincér (*Poecilium alni*) és a vállfoltos háncscincér (*Poecilium pusillum*).

Kistestű virágcincérek leginkább száraz ágakban és gallyakban fejlődnek. A gyűrűcsápú galagonyacincér (*Grammoptera ruficornis*) gyakorlatilag bármilyen lombosfa gallyaiból kinevelhető. Meleg hegy- és domboldalak jellegzetes virágcincérei, és szintén nem válogatósak a kétöves karcsúcincér (*Stenurella bifasciata*), a fekete karcsúcincér (*Stenurella nigra*) és a hétpettyes karcsúcincér (*Stenurella septempunctata*). Jobban ragaszkodik a tölgyekhez a vöröslábú virágcincér (*Anoplodera rufipes*) és a foltos virágcincér (*Anoplodera sexguttata*).

A kecses selymescincér (*Axinopalpis gracilis*) kicsi, nyúlánk testű faj. Lárva vékony tölgygallyakban fejlődik, imágója pedig éjszaka aktív, fényre is repül. Bár nem közeli rokona, mégis nagyon hasonlít rá – és szintén éjszaka mozog – a mandulacincér (*Lioderina linearis*), melyet sokáig csak a Balaton-felvidékről ismertünk, de később az Északi-középhegység peremeinek extenzív gyümölcsöseiből is több helyen előkerült. Nem csak a mandula, hanem más rózsafélék gallyaiban is fejlődik.



10. ábra. A karcsú testű szőlő-szűfarkas (*Tilloidea unifasciata*) ágakban élő szaproxilofág bogarak ragadozója (fotó: Németh Tamás)

A molyhos tölgy közepesen vastag ágaiban található legnagyobb virágdíszbogárunk, a magyar virágdíszbogár (*Anthaxia hungarica*) lárvája. A fán maradó vékonyabb, frissen elhalt ágakat sok apró díszbogárfaj lárvája is benépesíti. Rózsafélék (cseresznye, szilva, kökény, vadalma) ágainak kérge alatt fejlődik a közönséges virágdíszbogár (*Anthaxia fulgurans*), a Zsuzsanna-virágdíszbogár (*Anthaxia susanna*), a ragyogó virágdíszbogár (*Anthaxia nitidula*) és az olümposzi virágdíszbogár (*Anthaxia olympica*). E társaság legkorábban megjelenő tagja a hazánkban alig tíz éve ismert redős virágdíszbogár (*Anthaxia plicata*), melyet szinte kizárólag öreg, kevésbé gondozott kőrtefákon találunk. E fajok főleg hegy- és dombvidékiek, a szintén rózsafélékben élő katáng-virágdíszbogár (*Anthaxia cichorii*) viszont inkább alföldi elterjedésű. A tölgyek ágaihoz jobban ragaszkodik a cickafark-virágdíszbogár (*Anthaxia millefolii*) és a bíboros virágdíszbogár (*Anthaxia salicis*), a kőrisekhez a podóliai virágdíszbogár (*Anthaxia podolica*), juharokhoz a rezes virágdíszbogár (*Anthaxia semicuprea*), szilekhez a gyakori sávosnyakú virágdíszbogár (*Anthaxia manca*) és a jóval ritkább szil-virágdíszbogár (*Anthaxia senicula*). Virágdíszbogarak a fenyők ágaiban is élnek: nálunk a Nyugat-Dunántúlra szorítkozik a helvét virágdíszbogár (*Anthaxia helvetica*), országszerte gyakori viszont a fekete virágdíszbogár (*Anthaxia quadripunctata*) és a Godet-virágdíszbogár (*Anthaxia godeti*).

A karcsúdíszbogarak szintén nagy változatosságban népesítik be a fák és cserjék közepesen vastag és vékony ágait. Csak a gyakoribb vagy erdészetileg is fontos áglakó fajokat említjük legjellemzőbb tápnövényeikkel együtt: a kecskefűz-karcsúdíszbogár (*Agrilus subauratus*) és a cinegefűz-karcsúdíszbogár (*Agrilus salicis*) fűzfajokban, a kőris-karcsúdíszbo-

gár (*Agrilus convexicollis*) kőrisekben, a szélescsápú karcsúdíszbogár (*Agrilus laticornis*), az ólmosfényű karcsúdíszbogár (*Agrilus hastulifer*), a fűrészescsapú karcsúdíszbogár (*Agrilus graminis*), a hengeres karcsúdíszbogár (*Agrilus sulcicollis*), a sötétnyakú karcsúdíszbogár (*Agrilus obscuricollis*) és a közönséges karcsúdíszbogár (*Agrilus angustulus*) tölgyekben, a kétszínű karcsúdíszbogár (*Agrilus pratensis*) nyárfákban, a szil-karcsúdíszbogár (*Agrilus auricollis*) szilekben fejlődik. Tápnövényekben a legkevésbé válogató a benge-karcsúdíszbogár (*Agrilus roscidus*) és a váltóékony karcsúdíszbogár (*Agrilus viridis*).

A csuklyásszúk közül a fán lévő ágakban aránylag gyakoribb a fekete csuklyásszú (*Xylopertha retusa*), jóval ritkább a nagytüskés csuklyásszú (*Sinoxylon perforans*).

Az ágakban élő bogarak ragadozói is megnyúlt testűek. A mediterrán elterjedésű nagyfejű szűfarkas (*Denops albofasciatus*) a molyhostölgyes bokorerdők ritkasága. A szőlő-szűfarkas (*Tilloidea unifasciata*, 10. ábra) nevével ellentétben a tölgyesekben aránylag gyakori, a ritka szalagos szűfarkas (*Opilo taeniatus*) viszont nálunk kifejezetten dél-dunántúli elterjedésű. Bár e tarka külsejű fajok egymásnak csak távoli rokonai, színezetük piros, fekete és fehér elemeinek elrendeződése meglehetősen hasonló (alighanem a Bates-mimikri esetével van dolgunk). Az ágakon e fajoknál jóval gyakoribb – és más mintázatú – ragadozók a közönséges szűfarkas (*Opilo mollis*) és a sápadt szűfarkas (*Opilo pallidus*).

Ágak és gallyak árnyékos helyeken

Az előző részben olyan fajokról esett szó, amelyek az élő fán magasban elhelyezkedő, legalább részben napsütötte elhalt ágakban fejlődnek. Bizonyos fajok

azonban olyan ágakat és gallyakat részesítenek előnyben, amelyek árnyas, nyirkos helyeken találhatóak, vagy a sűrű lombkorona alsó részén, vagy a talajra hullva, de még erősek, nem töredezték darabokra, és nem fekszenek teljesen a földön.

A virágcincérek közül ilyen ágakban fejlődik a feketevégű karcúcincér (*Stenurella melanura*), mely táplálkozni a virágokra jár; az alább említett cincérfajok viszont kifejtett korukban is az ágakon tartózkodnak. A zártabb erdőkben mindenféle gyakori öves gesztcincér (*Leiopus nebulosus*) a bükk, a tölgyek és a gyertyán ágait részesíti előnyben, de sok más fában is megtelepszik. A Magyarországon igen ritka feketemintás gesztcincér (*Leiopus punctulatus*) viszont a rezgő nyárhoz és a fehér nyárhoz ragaszkodik. A hazánkból csak pár éve kimutatott vastagcombú gesztcincér (*Leiopus femoratus*) az extenzív gyümölcsösök állata: idős alma- és körtefák árnyas ágaiban fejlődik.

A négy hazai *Exocentrus*-faj fejlődése lombosfák más-más fajaihoz kötődik, és erre magyar nevük egyértelműen utal: a tölgyfa-rözcincér (*Exocentrus adspersus*) a hársfa-rözcincér (*Exocentrus lusitanus*) a szilfa-rözcincér (*Exocentrus punctipennis*) és a fűzfa-rözcincér (*Exocentrus stierlini*). Lomboserdők árnyas ágain gyakori a kéttövise ecsetcincér (*Pogonocherus hispidus*) és a négytövise ecsetcincér (*Pogonocherus hispidulus*, 11. ábra). Az öves ecsetcincér (*Pogonocherus fasciculatus*) azonban fenyők ágaiban fejlődik.

A hársfúró álszú (*Pseudoptilinus fissicollis*) a hársak árnyas helyen lévő, elhalt ágaiban fejlődik. A sárgacsápú kopogóbogár (*Hemicoelus fulvicornis*) gyertyán, tölgyek, bükk és sok más lombosfa elhalt ágain található, a sávós kopogóbogár (*Hemicoelus costatus*) viszont szinte mindig csak bükkön.

Ha az árnyékos helyen lévő, de még nem nagyon korhadt ágakat gombák is betelepítik, másodlagos szaproxilofágok is megjelennek rajtuk. A ritka szőrös álkomorkát (*Tetratoma desmaresti*) a borostás réteg-



11. ábra. A négytövise ecsetcincér (*Pogonocherus hispidulus*) árnyas helyeken lévő elhalt ágakon található (fotó: Németh Tamás)

gombával (*Stereum hirsutum*) bevont tölgyágakon találták ősszel és kora tavasszal. Szintén a hűvösebb hónapokban találjuk a tölgyek gombás ágain a fémes álormányost (*Cariderus aeneus*). Tavasz közepétől rajzik a díszes álszú (*Ptinomorphus imperialis*) és a fémes álszú (*Hyperisus plumbeus*).

Bár a taplószerű (Ciidae) legnagyobb számban a nagy, elkülönült termőtestű taplókban élnek, az ágakon bevonatot képző gombákban is több fajuk fejlődik. Ilyen például a díszes taplószerű (*Cis festivus*) és a rövidszőrű taplószerű (*Orthocis alni*).

Földön heverő ágak

A földre hullott ágak előbb-utóbb tartásukat veszítik, a gombák tevékenysége miatt korhadásnak indulnak, kisebb darabokra törnek, amelyek már nem állnak el a talajtól. Dekompozíciós fázisukban apró testű másodlagos szaproxilofág bogarak is részt vesznek. Az ormányosbogarak egyik alcsaládjá, a Cryptorhynchiinae ilyen fajokat vonultat fel. Gyakoribb fajaik a karcútorú zártormányúbogár (*Acallocrates denticollis*), a négypúpú zártormányúbogár (*Acalles camelus*) és a sávós zártormányúbogár (*Echinodera hypocrita*). Leginkább a természetes úton felhalmozódott ághalmokban vagy a szándékosan felhalmozott vágástéri hulladékban találhatóak.

Az orrosbogarak (Anthribidae) néhány kisebb testű faja is ilyen környezetben él, például a fehérfoltos orrosbogár (*Tropideres albirostris*), a fehérfarú orrosbogár (*Dissoleucas niveirostris*) vagy a hatdudoros orrosbogár (*Pseudeuparius sepicola*, 12. ábra).

Erre az élőhelytípusra nagyon jellemző a lárvaként ragadozó, kifejtett korukban gombafogyasztó álormányosok (Salpingidae) jelenléte. Leggyakoribb fajuk a mindenféle erődben előforduló sötétnyakú álormányos (*Salpingus planirostris*), de hegy- és dombvidéki zártabb erdőben majdnem ugyanilyen gyakori a kék álormányos (*Vinzenzellus ruficollis*) és a négyfoltos álormányos (*Lissodema denticolle*).



12. ábra. A hatdudoros orrosbogár (*Pseudeuparius sepicola*) korhadó, gombás ágakon tartózkodik (fotó: Németh Tamás)

A komorkafélék (Melandryidae) családjába tartozó hullámos szöcskebogár (*Orchesia undulata*) és a kis szöcskebogár (*Orchesia minor*) szintén az elhalt, gombás ágakon találhatóak.

Tükörfoltok és odvak

Tükörfoltok

A tükörfoltok az eleven fák felszínén megjelenő kéregtelen foltok. Általában mechanikai sérülések (szomszédos ledőlő törzsek súroló hatása, vad téli kéregfogyasztása, törmeléklejtők leguruló kötömbjei, erdészeti munkák következményei stb.) révén alakulnak ki. Vastagabb kérgű fák (pl. tölgyeken, füzek) ritkábbak, vékonyabb kérgűeken (pl. bükkön, gyertyánon, nyárfákon) gyakoribbak. A kéreg védő hatása itt nem érvényesül, ezért a tükörfoltok a lignicol gombák behatolásának kapui, illetve szaproxilofág bogarak petézőhelyei. A kéregtelen fát kedvelő bogarak közül szinte mindegyik előfordulhat ilyen helyeken, gyakran ugyanazok, amelyeket farakásokon is láthatunk (a feldarabolt törzsek vágási felülete megannyi tükörfolt, nem véletlen, hogy vonzza a bogarakat).

A tükörfoltokból előbb-utóbb odú képződik, ami nem csak a gombák hatása, hanem a bogaraké is. A polifág diófacincér (*Aegosoma scabricorne*) gyakran a tükörfoltokon támadja a fákat, hogy aztán a lárvák az elhalt törzsben folytassák a járataikat. Mivel nagytestű és gyakori, jelentős szerepe van a tükörfoltok odúvá alakulásában (KOVÁCS és NÉMETH 2012). A bükk tükörfoltjait csapatosan szállja meg a fésűscsápú álszú (*Ptilinus pectinicornis*), de a havasi cincért (*Rosalia alpina*) is megfigyelhetjük ugyanitt.

A már odvasodó, átfurkált tükörfoltokban található a Megerle-pattanó (*Brachygonus megerlei*) és a Bouyon-pattanó (*Reitterelater bouyoni*), illetve az európai álpattanó (*Cerophytum elateroides*) lárvája, ez utóbbi faj főleg juharban. Nyárfák és a vadgesztenye tükörfoltjaiban, de a helyükön kialakuló odvak falában is fejlődik a kétszínű nyárfacincér (*Rhamnusium bicolor*), juharokban – és nyugati ostorfában is – a szőrös cincér (*Anisarthron barbipes*).

Törzsben lévő odvak

Faodvak alatt a legtöbben a fa törzsén jól látható, aránylag nagy nyílással kezdődő üreget értik, amelyekbe az ember keze is belefér, és benne akár madarak fészkelnek vagy emlősök laknak. Bár ezek is fontos élőhelyek, az idős erdőkben az odvak összterfoglata sokkal nagyobb. Ez akkor különösen szembe-tűnő, ha bármilyen okból (pl. szél vagy jégtörés miatt) eltörnek vagy széthasadnak nagy fatörzsek: ilyenkor akár több méter hosszú, sok elhalt anyagot tartalmazó üregek tárulnak fel az elhalt gesztben, amelyek a külsőleg teljesen ép és életerős fa törzsén legfeljebb

ujjni széles, a földről észrevehetetlen réssel nyílnak valahol a külvilág felé. Közvetettebb bizonyítékot nyújthat a bogarászok körében elterjedt gyűjtőmódszer, a boroscsapdázás (a lombkoronában elhelyezett műanyagpalack, rajta kivágott nyílással, benne vörösborral), mely pl. kis kiterjedésű, nem túl idős, elhalt törzseket szemmel láthatóan nem is tartalmazó alföldi nyárfacsoportokban is tömegesen fogja a pompás virágbogarat vagy az olajzöld virágbogarat, melyek pajorjai az odvakban fejlődnek (lásd alább).

A törzsön (törzsben) lévő odvak általában a tükörfoltoktól, letört ágak helyétől, harkályok munkálkodásától indulnak ki, és ha eléri a gesztet, a gesztbontó gombák, illetve maguk a szaproxilofág állatok tevékenysége nyomán minden irányban egyre nagyobbak lesznek. Ha a fa nem pusztul el, az odvak – főleg a keménylombos fák – igen hosszú ideig, akár 100 évig is megmaradnak, és folyamatos élőhelyet biztosítanak számos ritka, specializált bogárfajnak. A floémában és a xilémben mozgó folyadék hűti az élő odvát, így a körülmények még inkább kedvezőek az odúban élő közösség számára.

Számít az odú magassága is a fán, legalábbis az odvak faunája eltérhet attól függően, hogy milyen magasan nyílnak. Erre különféle elméletek születtek. Lehet, hogy a mikroklíma befolyásolja a fa bomlásának sebességét (RANIUS 2002); vagy nagyobb magasságban inkább fészkelnek az odulakó madarak (NILSSON 1984), márpedig a madarak által lakott odvakban magasabb a tápanyagtartalom; de az is lehet, hogy a behordott talaj és avar mennyisége is számít, ugyanis ez is függ az odú magassági elhelyezkedésétől (TAYLOR és RANIUS 2014).

Tölgyekben, bükkben, alkalomadtán vadgesztenyében lévő odvakban található a bordó virágcincér (*Stictoleptura erythroptera*) és az aranyszőrű fürkészcincér (*Necydalis ulmi*) lárvája. Igényeik azonban nagyon speciálisak. A megfelelő odvakat a fehérkorhasztó *Inonotus*-fajok alakítják ki; belső felületüket vékony, száraz, fekete réteg borítja, ezután a gombáktól megsárgult, szivacsos-rostos anyag következik, mely a szilárd geszthez tapad. A lárvák ebben fejlődnek. A gombák micéliuma a lárvajaratok körül barnás gyűrűt képez (REJZEK és VLASÁK 2000). Ennek tükrében nem meglepő, hogy e két faj – főleg az aranyszőrű fürkészcincér – valódi ritkaság.

A már nagyobb méretű, mind több korhadékot tartalmazó odvakban hamarosan megjelennek az odulakó virágbogarak. A nagy hőscincérhez hasonlóan ezek is allogén ökoszisztéma-mérnökök. Magyarországon a következő fajokat soroljuk ide: az olajzöld virágbogár (*Protaetia cuprea*), a pompás virágbogár (*Protaetia speciosissima*), a smaragdöld virágbogár (*Protaetia affinis*), a márványos virágbogár (*Protaetia marmorata*), a rezes virágbogár (*Protaetia fieberi*), a hegyi virágbogár (*Gnorimus nobilis*), a nyolcpetytyes virágbogár (*Gnorimus variabilis*) és a remetebogár (*Osmoderma barnabita*). (A *Protaetia*-fajokat



13. ábra. A tarka pikkelyespattanó (*Lacon querceus*) főleg tölgyfák odvaiban él (fotó: Németh Tamás)

a csökkenő gyakoriság és a kisebb elterjedtség sorrendjében soroltuk fel). Pajorjaik a lágy korhadékban élnek, de nem azzal táplálkoznak: az odúfal aránylag még kemény anyagában, a maguk készítette mélyedésben tartózkodnak, és a fát fogyasztva növelik az odú méretét. Ürülékük szerves anyaggal gazdagítja az üreget, és növeli a lágy korhadék tömegét, így jelenlétükben általában gazdagabb és változatosabb az odú faunája, beleértve a szaprofág és a ragadozó fajokat is (Mircó és mtsai 2015).

A remetebogár az egyik legritkább és leginkább veszélyeztetett szaproxilofág bogárfaj Magyarországon (MERKL 2014). Ritkaságát részben az magyarázza, hogy a fejlődéséhez megfelelő odvas fákból nagyon kevés van, és azok is eltűnőben vannak; részben pedig az, hogy diszperziós képessége nagyon kicsi. A legtöbb remetebogár nem hagyja el azt az odvas fát, amelyben kifejlődött és világra jött; az imágók nagyon ritkán és csak kis távolságra repülnek, így új élőhelyeket szinte képtelenek kolonizálni, már csak azért is, mert a faj ma ismert élőhelyei néha több száz kilométerre vannak egymástól.



14. ábra. A sarjeredetű erdőben kialakuló talajközeli odvak a kék pattanó (*Limoniscus violaceus*) ideális élőhelyei (fotó: Merkl Ottó)

A virágbogárpajorok egyik ragadozója Magyarország második legnagyobb méretű pattanóbogara, a fűzfapattanó (*Elater ferrugineus*), szintén az odvakban felhalmozott korhadék lakója.

A száraz tölgyodvak – és a hőscincérlárvák által korábban összefurkált elhalt tölgytörzsek járatai – jellegzetes bogara a korhadékfogyasztó fogastorkú lisztbogár (*Tenebrio opacus*). A tölgyodvak kemény falában furkálnak a sima (*Camptorhinus simplex*) és a bordás holtttetős-ormányos (*Camptorhinus statua*) lárvái; imágók a törzsek felületén vagy a száraz ágakon tartózkodnak. A tölgyodvak ragadozó pattanói (NÉMETH és MERKL 2009) a tarka pikkelyespattanó (*Lacon querceus*, 13. ábra), a korhópattanó (*Procraterus tibialis*), a fűrészescsapú pattanó (*Podeonius acuticornis*), a Hjort-pattanó (*Ampedus hjorti*), a nem ragadozó fajok közül pedig a pirosnyakú szívespattanó (*Cardiophorus gramineus*). A bükk odvaiban él a nagyon ritka, ragadozó odúlakó pattanó (*Crepidophorus mutilatus*), főleg juharban pedig a szintén elég ritka hegyesszárnyú pattanó (*Megapenthes lugens*). Az odvak jellegzetes ragadozó lakója a nagy fadvedvsutabogár (*Dendrophilus punctatus*).

Talajjal érintkező odvak

A törzsön magasabban elhelyezkedő odvaktól elkülönítve érdemes tárgyalni a talajjal érintkező odvakat, ugyanis bogárfaunájuk eltérő azokétól. A bogaraknak leginkább megfelelő talajhoz közeli odvak (14. ábra) azok, amelyek nem szárazak, a nap nem süt beléjük, növények nem nőnek bennük, nem áll meg bennük a víz, de a felettük lévő elhalt, aláhulló geszt felől folyamatos a nedvesség utánpótlása. Az ilyen odvak ritkák az erdőkben, de a tuskósarj-eredetű állományokban gyakoribbak; az eredeti tuskó kikorhad, de az új törzs felülről védi az üreget (ha a tuskó nem sarjad ki, a kikorhadásakor keletkező nyitott mélyedésből nem alakul ki megfelelő odú).

A talajközeli odvak legjellemzőbb lakója a kék pattanó (*Limoniscus violaceus*, 15. ábra). Előfordulásához további feltétel is szükséges: az odú alján felhalmozódott korhadék alatt a talaj legyen humusz- és csetsavakkal átjárt, darabosan törhető. Lárvái a korhadékban élnek, annak szerves anyagaival táplálkoznak, ősszel bábozódásra levonulnak a darabos talajba, majd a hamarosan kikelő imágók ott telelnek. A kék pattanó kutatásának hazai története tankönyvi példája annak, hogyan vezet eredményre a célzott keresés az adott faj életmódjának és fejlődési stádiumainak ismeretében: míg 2007-ig csupán két hazai lelőhelyéről tudtunk, 2014-re az előfordulási adatainak száma megközelítette (MERKL és NÉMETH 2014), majd 2015-re már jócskán meg is haladta a 40-et, szerte az Északi- és a Dunántúli-középhegységben. A talajközeli odvakban a kék pattanóval együtt majdnem mindig – de magában még többször – előfordul az éknyakú pattanó (*Ischnodes sanguinicollis*), melynek

lárva azonban ragadozó. Mind a két faj imágói párt keresni és táplálkozni elhagyják az odút, így a lombkoronában is előfordulnak.

A talajközeli odvakban gyakran találkozhatunk az ott élő légylárvák ragadozójával, az odúlakó suta-bogárral (*Margarinotus merdarius*). A zöldeskék állcincér (*Ischnomera caerulea*) lárvai szintén az ilyen odvak korhadékában fejlődnek. Természetesen a magasabban elhelyezkedő odvak számos lakója is felbukkanhat e lenti üregekben is, különösen, ha az odú falát gombák is benövik.

Tuskók és gyökerek

A szaproxilofág bogarak a fák földben lévő vagy a földhöz legközelebbi részeit sem hagyják kihasználatlanul. A tuskók és a vastag elhalt gyökerek a napnak kitett törzsekhez és ágakhoz képest sokkal jobban őrzik a nedvességet, és hőmérsékletük ingadozása sem annyira szélsőséges. Nagy tömegű faanyaguk lehetővé teszi, hogy olyan fajok is fejlődjenek bennük, melyek a legnagyobb hazai bogarak közé tartoznak. Az árnyékos, párás helyeken fekvő, részben a talajba süllyedt vastag törzsek hasonló feltételeket biztosítanak.

A legnagyobb és az egyik legismertebb európai bogár, a nagy szarvasbogár (*Lucanus cervus*) hatalmas pajorjai a tölgyfák elhalt gyökereivel táplálkoznak;



15. ábra. A kék pattanó (*Limoniscus violaceus*) imágója a talajhoz közeli odvak alján lévő, darabosan törhető közegben telet (fotó: Németh Tamás)

4–5 éves fejlődésük során a saját tömegük hússzorosát kitevő mennyiségű fát fogyasztanak el.

Hazánk legnagyobb cincérfaja az ácsincér (*Ergates faber*), melynek előfordulását csak a Fenyőfői-ősfenyves természetvédelmi területéről ismerjük, de talán a nyugati határszélen is él még. Lárva az erdefenyő tuskóiban és földön heverő törzseiben fejlődik – főleg napsütötte erdőszéleken, tisztásokon –, azokban 60–70 centiméter hosszú járatokat rág.

A hegedülő csercincér (*Prionus coriarius*, 16. ábra) lombosfák – főleg tölgyek és gyertyán – tuskóiban, elhalt gyökereiben 3 évig fejlődik. A hegy- és dombvidéki lomberdőkben elterjedt bogár nappal elrejtőzik, éjszaka fényre is repül. Alkalomadtán fenyőtuskókban is megtelepszik. A takácsincér (*Lamia textor*) lárva fűz- és nyárfák tuskóiban, talajhoz közeli törzsrészeiben és gyökereiben él.

A tuskókban, gyökerekben kisebb testű cincérek is kifejlődhetnek. A szilfacincér (*Akimerus schaefferi*) nevével ellentétben tölgyek föld alatti részeiben fejlődik, de imágója a forró nyári napokon virágokon tartózkodik, majd a lombkorona felső részén repked párt keresve. Hasonló az életmódja a tölgy-gyökércincérnek (*Anisorus quercus*) is. A Nyugat-Dunántúl több pontjáról ismert hegyi tönkcincér (*Saphanus piceus*) füzek, bükk, gyertyán, mogyoró, mézgás éger, sőt néha luc gyökereiben fejlődik, imágója éjszaka aktív.

Míg a nagy szarvasbogár pajorjai az aránylag kemény gyökereket kedvelik, az orrszarvú bogár (*Oryctes nasicornis*) lárvai a korhadt gyökerek anyagában fejlődnek. E látványos bogárfaj egyedfejlődését hagyományosan a tölgyfákhoz kötik, valójában azonban sokféle lombosfában megél; gyakori olyan alföldi nyarasokban is, ahol tölgyfák egyáltalán nincsenek. Földbe ázott vagy földdel huzamosan érintkező, fából készült szerkezetekben is kifejlődik, sőt fűrésztelepek felhalmozott, évekig zavartalanul hagyott fűrészporában is. (Kinevelték már laskagombák termesztésére szolgáló, műanyagzsákokba töltött bükkfagácából is.)

Frissen kivágott fenyők tuskójában, a háncsban és a szíjácsban járatokat rág a nagy fenyvesormányos (*Hylobius abietis*) lárva. A fajt a fenyvesek jelentős kártevőjének tartják. A kárt azonban nem a lárva okozza, hanem az érési táplálkozást folytató imágók, melyek elpusztítják a fenyőcsemetéket.

Lignikol gombák termőtestei

A lignikol gombákon élő bogarak – mivel nem közvetlenül az elhalt fát fogyasztják – közvetetten szaproxilofágok, de jelenlétük elválaszthatatlan a holtfától, és minden koleopterológus a szaproxilofágok közé sorolja őket. A lignikol gombákról jó áttekintést ad FOLCZ és PAPP (2014), a rajtuk élő gerincteleneket pedig röviden tárgyalják CSÓKA és MTSAI (2014). Mivel a gombászok és a bogarászok szakismerete ritkán



16. ábra. A hegedülő csercincér (*Prionus coriarius*) tuskókban és elhalt gyökereiben fejlődik (fotó: Németh Tamás)

találkozik (a gombászok kevésbé ismerik a bogarakat, a bogarászok pedig kevésbé ismerik a lignikol gombákat), egyelőre csak részleges ismereteink vannak az egyes mikofág bogárfajok táplálékspektrumáról, de ígéretes vizsgálatok már történtek (CSÓKA 2011, DOMBORÓCZKY 2006, LAKATOS és mtsai 2014). A legtöbb mikofág bogárfaj monofág vagy oligofág; az utóbbiak egymással közelebbi rokonságban álló gombákban fejlődnek. Akadnak azonban polifágoknak nevezhető fajok is, például a poszogó taplóbogár (*Diaperis boleti*) vagy a négyfoltos gombabogár (*Mycetophagus quadripustulatus*).

A lignikol gombák közül leginkább a „taplók” bogárfaunája ismert, és ez a leggazdagabb is. A bükkfatapló (*Fomes fomentarius*) az a gombafaj, amelyben a bogarak rágása különösen szembeűnő, hiszen két aránylag nagytestű gyászbogárfaj kötődik hozzá: a bordás taplóbogár (*Bolitophagus reticulatus*) és a szarvas taplóbogár (*Neomida haemorrhoidalis*). A taplószerű közül e gombafajban él a nagy sertéstaplószerű (*Ropalodontus perforatus*) és a szörztelen felszíni *Cis*-fajok nagy része is, például a nyári taplószerű (*Cis jacquemarti*) és a sima taplószerű (*Cis castaneus*). A bükkfatapló termőtesteiből néha tömegesen kel ki az álszűfélék közé tartozó drezdai taplóálszerű (*Dorcatoma dresdensis*), a nagy taplóálszerű (*Dorcatoma robusta*) és a kis taplóálszerű (*Dorcatoma minor*). *Dorcatoma*-fajok a parázstaplóban (*Phellinus igniarius*) és a vastagtaplóban (*Phellinus robustus*) is élnek.

A vékonyabb, egyéves termőtestű taplók – például a lepketapló (*Trametes versicolor*), a borostás egyrétűtapló (*Trametes hirsuta*) vagy a púpostapló (*Trametes gibbosa*) – bogárfaunája főleg taplószerűkből áll. A legnagyobb és az egyik leggyakoribb faj a nagy taplószerű (*Cis boleti*), általában tömeges a fényes taplószerű (*Octotemnus glabriculus*), és gyakori a közönséges taplószerű (*Cis micans*). Az apró taplószerű (*Sulcaxis affinis*) és a szarvashomlokú taplószerű (*Sulcaxis fronticornis*) kistestű, de általában nagy tömegben jelentkező fajok, előfordulnak a labirintustaplón (*Daedalea*

quercina) és a rózsaszínes egyrétűtaplón (*Daedalea confragosa*) is. *Trametes*-fajokon él a feketenyakú tarbogár (*Tritoma bipustulata*), a hazai tarbogarak közül az egyedüli, amely kemény termőtestű gombákhoz kötődik.

A sárga gévagomba (*Laetiporus sulphureus*) száraz, porózus termőtesteiben tömeges a kis taplóbogár (*Eledona agricola*), a porvaalakú komorka (*Eustrophus dermestoides*), a hegyi gombabogár (*Mycetophagus salicis*), de leginkább itt találjuk a már említett polifág poszogó taplóbogarat és a négyfoltos gombabogarat is. Taplószerű azonban a gévagombában nem élnek.

Az óriás likacsosgomba (*Meripilus giganteus*) puha termőtesteiben él két aránylag ritkább gyászbogárfaj, az érdes taplóbogár (*Eledonoprius armatus*) és a láncos taplóbogár (*Bolitophagus interruptus*). A gyantás kérgestapló (*Ischnoderma resinosum*) a gombagazdája két ritkaságnak, a sávós álkomorkának (*Mycetoma suturale*) és a vöröskék álkomorkának (*Tetratoma fungorum*), bár valószínű, hogy e bogarak más gombafajokban is megélnek. Ritkaságuknak részben az az oka, hogy késő ősztől tavaszig tart az imágóstádiumuk, márpedig télen a legtöbb bogarász kerüli az erdőket; ráadásul e két faj éjszaka aktív, ezért még nehezebb rájuk bukkanni. Mindezek ismeretében, célzott keresés révén a vöröskék álkomorka egyre több helyről kerül elő, és laskagombákon is megtalálták.

A nyári laskagomba (*Pleurotus pulmonarius*) bogárfaunája gazdagnak mondható. Számos tarbogárfaj lárvája fejlődik rajta: leggyakoribb a fémes tarbogár (*Triplax aenea*), de nem ritka az orosz (*Triplax russica*), a vörösmellű (*Triplax scutellaris*, 17. ábra), a feketehasú (*Triplax rufipes*), a vállfoltos (*Dacne bipustulata*) és a feketehomlokú tarbogár (*Dacne rufifrons*) sem. E gombafajon általában tömeges a fekete fénybogár (*Cyllodes ater*).

A narancssárga redősgomba (*Phlebia radiata*) vékony bevonatot képező termőtesteiben él egyik legritkább bogarunk, a redősgombabogár (*Phloiophilus*



17. ábra. A vörösmellű tarbogár (*Triplax scutellaris*) legtöbbször a nyári laskagomba termőtestén található (fotó: Németh Tamás)

edwardsi), családjának egyedüli faja. Több más gombalakó fajhoz hasonlóan ez is az év hidegebb hónapjaiban aktív: napsütötte téli napokon repül.

Különleges élőhelyek

Vannak olyan fákkal kapcsolatos speciális élőhelyek, amelyek lakói aligha tekinthetők az erdei holtfaközösségek jellemző és tömeges lakóinak. Mivel azonban élőhelyüket mégis csak a fák biztosítják, érdemes említeni őket.

Fagyöngy. A fehér fagyöngy ágaiban élő fehér-fagyöngy-karcsúdszobogár (*Agrilus viscivorus*) viszonylag nem régen találták meg Magyarországon (MUSKOVITS és HEGYESSY 2002), célzott keresések után azonban kiderült, hogy helyenként szinte tömegesen fordul elő. A polifág kéttövisek ecsetcincért (*Pogonocherus hispidus*) is kinevelték fehér fagyöngyből (HIRKA és JANIK 2009). A fehér fagyöngy magyarországi rovarfaunáját VARGA és mtsai (2012) vizsgálták alaposabban. Az általuk kimutatott bogarak közül három volt szaproxilofág: a füge-szegélyeslapbogár (*Leptophloeus hypobori*) és a simított álszú (*Gastrallus laevigatus*) más fásszárúakon is előfordul, a fagyöngyszú (*Liparthrum bartschti*) azonban monofág faja e növénynek.

A sárga fagyöngy ágaiban fejlődik a sárgafagyöngy-karcsúdszobogár (*Agrilus convexifrons*), illetve kinevelték belőle az apró háncscincért (*Poecilium alni*), a vállfoltos háncscincért (*Poecilium pusillum*) és a közönséges négyszeműcincért (*Tetrops praeustus*) (HIRKA és JANIK 2009). Ezek apró termetű polifág fajok, amelyek a sárga fagyöngy gazdanövényében, a tölgyek ágaiban is gyakoriak. A szőrös álszú (*Hedobia pubescens*) is leginkább sárga fagyöngyben, vagy az alatta lévő tölgyágakban fejlődik.

Kifolyó fanedv. A lombosfák sebeiből gyakran szivárog a háncsban szállított folyadék, mely cukrokat tartalmaz; ez baktériumok és nyálkagombák hatására erjedésnek indul, és néha viszkózus tömeggé alakul. Kizárólag ebben a közegben fejlődik az európai falébogár (*Nosodendron fasciculare*) lárvája, és imágója is itt tartózkodik. Ugyanezt az élőhelyet kedveli több fénybogárfaj is, így a rajzos nedvbogár (*Cryptarcha strigata*) vagy a pettyezetett fénybogár (*Soronia grisea*), de ezek erjedő gyümölcsökön is előfordulnak. Az ilyen apró fajoknál sokkal feltűnőbbek azok a nagytestű, látványos szaproxilofág bogarak, melyek másutt fejlődnek, de táplálkozni az erjedő fanedvre járnak. Ilyenek a virágbogarak, a nagy szarvasbogár vagy a nagy hőscincér.

Fenyőtobozok. A fenyőtobozok elhalt fás anyagában fejlődik több *Ernobius*-faj lárvája, például a jegenyefenyő-tobozálszú (*Ernobius abietis*) a luc és a jegenyefenyő tobozaiban. Az ormányosbogarok közé tartozó tobozevő fenyőbogarat (*Pissodes validirostris*) hosszútűs fenyők (*Pinus*-fajok) tobozaiból lehet kinevelni.

Vízben lévő elhalt fa. A víz alá merült elhalt fa kolonizációjában a bogarak szerepe alárendelt. Karmosbogárfajaink közül kettő, a négyűpű (*Macronychus quadrituberculatus*) és a nagy karmosbogár (*Potamophilus acuminatus*) a vízben lévő faanyag moszatbevonatával táplálkozik. Az éger-bíborbogár (*Agnathus decoratus*) lárvája részben vízbe merült fatörzsek – főleg éger és fehér fűz – belsejében furkáló szűbogarak ragadozója. E ritka faj Magyarországon csak a Felső-Tiszáról, az Ipoly mellől és az Alpokaljáról ismert (KOVÁCS és NÉMETH 2010).

Vízgyülemek faodvakban. Az odvakban megálló víz, illetve ennek apadásakor az átázott korhadék elsősorban a szaproxilofág kétszárnyúak jellemző élőhelye, de két bogárfaj is fejlődik bennük: a sárganyakú rétbogár (*Sacodes flavicollis*) és a fűrészescsápú rétbogár (*Prionocyphon serricornis*).

A szaproxilofág bogárfauna védelmének lehetőségei

A szaproxilofág bogárfaunának kulcsfontosságú szerepe van a holtfa lebontásában és így a tápanyagoknak a talajba, illetve az erdei életközösségbe való visszajuttatásában. E fajok védelme már csak ezért is fontos, de ahogy SPEIGHT (1989) írja: „Sok közülük szépségével is kitűnik, vagy bámulatos alkalmazkodási jelenségeket vonultat fel. Európa örökségének olyan részét alkotják, melyet, ha egyszer elveszítünk, nehéz lesz pótolni.”

A holtfához kötődő élőlényközösség fenntartása érdekében alapszabály, hogy védett természeti területeken minden holtfa maradjon a helyszínen. Amennyiben az erdőben gazdasági célú erdőgazdálkodás folyik, a holtfa mennyisége és diverzitása többféle módon növelhető; ezekről alapos áttekintést ad FRANK és KOVÁCS (2014), FRANK és SZMORAD (2014), illetve KOVÁCS (2014b). Az alábbiakban csak néhány fontos szempontra hívjuk fel a figyelmet.

A holtfa átmérője és helyzete

Hogy a holtfamennyiség milyen formában található az erdőben, természetesen nagyon meghatározza a szaproxilofág fauna összetételét. Szélsőséges példával élve: ha hektáronként 50 m³ holtfát forgácsként szétszórunk az erdőben, semmit nem tettünk a szaproxilofág fauna fennmaradása érdekében. A holtfán belül a legfontosabb azoknak a nagy (álló vagy fekvő) holt törzseknek az aránya, amelyeket angolul a coarse wood debris (CWD) kifejezéssel illetnek; ezek átmérőjének alsó határát a különböző források 5 és 20 centiméter között határozzák meg. Ezen belül is a nagy átmérőjűek (>40 cm) száma különösen meghatározó. Bizonyos fajok nem fordulnak elő az adott erdőrészben, ha a nagy átmérőjű törzsek száma hektáronként

4–7 darabnál kevesebb. A közösségi jelentőségű fajok közül a nagy szarvasbogár (*Lucanus cervus*), a havasi cincér (*Rosalia alpina*), a remetebogár (*Osmoderma barnabita*) a nagy, idős, még élő vagy idős korban elhalt törzseket – a szarvasbogár esetében azok tuskóit és gyökereit – igényli, de igaz ez a kerekvállú állasbogárra (*Rhysodes sulcatus*) is. Az erdő letermelése után a helyszínen hagyott vékonyabb-vastagabb ágakban sok bogárfaj élhet, de nem pótolhatják a CWD-t: gyorsan lebomlanak, és nagytestű, sok fát igénylő fajoknak nem nyújtanak élőhelyet.

A szaproxilofág bogarak szempontjából tehát az a legjobb, ha a helyszínen hagyott holtfa minél nagyobb darabokból áll. Az elhelyezkedése sem érdektelen. A teljesen nyílt helyen hagyott fekvő holtfát kevés faj hasznosítja, a forróság miatt ugyanis a fa teljesen átmelegszik és kiszárad, vagyis „hősterilizált” lesz. Ha lehetséges, a fát nedvesebb, árnyasabb részekre kell húzni. Egy részét persze a napon lehet hagyni, ugyanis egyes fajok (főleg díszbogarak) kifejezetten kedvelik a száraz, meleg körülményeket (igaz, főleg az álló fákat), illetve az ilyen helyeken kialakult üres lárva-járatok a hártvány-szárnyúak fészkelőhelyei lehetnek.

A nagy törzsdarabok és vastagabb ágak halomba rakása bűvő- és fészkelőhelyet biztosíthat az erdei gerinceseknek, de a szaproxilofág bogárfauna szempontjából jobb, ha a faanyag a talajon marad szét-szórta, természetes módon. A vékonyabb ágakat és a kérget azonban célszerű halomba rakni, mert így folyamatos nedvessége jobban biztosítható.

A fekvő teljes törzsek és a nagy (legalább 4 méter hosszú) törzsdarabok igen hasznosak a szaproxilofág fauna fennmaradása szempontjából, de még ezeknél is jobbak az álló holtfák. A nyílt helyen lévő fekvő törzseket a nappali órákban szakadatlanul, nagy szögben éri és forrósítja a nap, az álló fát azonban kisebb szögben süti, és körbejárja, így mindig van olyan oldala, ami árnyékos. Ráadásul az álló fa gyökerei felől felszívárog némi nedvesség, ezért legalább a töve nyirkos marad, ami a gombáknak és így a bogaraknak is kedvez. „Működőképes” odvak is csak álló fában alakulnak ki vagy maradnak meg. Ha az álló holtfák kirándulók által látogatott helyeken állnak, a balesetveszély elkerülése érdekében le lehet vágni a koronájukat, de célszerű legalább 4 méter magas törzscsonkot hagyni. Az álló facsonk (angolul snag) hosszú ideig kínál változatos élőhelyet a bogaraknak.

Álló holtfák kialakíthatók az élő fák szándékos elpusztításával is. Ez történhet a kéreg gyűrű alakú eltávolításával, durvább esetekben égetéssel vagy herbiciddel is. Az így elhalt törzsek rövid távon sok szaproxilofág bogárnak kedveznek, illetve léket nyitnak az erdőben, ám jelentőségük nem mérhető a maguktól elhalt, illetve a belülről korhadó, de élő fákéhoz képest. Korhadásuk ugyanis kívülről indul, így nem alakulnak ki bennük korhadásos üregek, és sokkal kevesebb ideig vannak jelen, mint az élő fák holt részei, melyek megújuló források.

A holtfa mennyisége

A szaproxilofág bogárfauna fajdiverzitása és az egyes fajok egyedszáma szempontjából a holtfa mennyisége az egyik leginkább meghatározó változó. Az európai természetes (érintetlen) erdőkben a holtfa mennyisége általában 50–200 m³/hektár, vagyis a kitermelhető faanyag 5–30 százaléka (ALBRECHTS 1991, DUDLEY és VALLAURI 2004); egy öreg bükkösben például átlagosan 130 m³/hektár. Néhány európai erdőrezervátumra az alábbi értékek jellemzők (DUDLEY és VALLAURI 2004).

Lengyelország: Białowieżai-erdő (Puszcza Białowieża). Az egyik utolsó természetes erdő Európában, lombhullató és tűlevelű fák vegyesen alkotják. Az 1300-as évek óta vadrezervátumként védett, és bár az első világháború alatt történt fakitermelés, az erdőborítás folyamatos maradt. A lengyel oldalon 10 500 hektár (a teljes terület 17 százaléka) nemzeti park, ahol 1921 óta nincs erdészeti kezelés. A holtfa mennyisége 87–160 m³/hektár, ami a föld feletti fa-mennyiségnek nagyjából 25 százaléka.

Franciaország: Fontainebleau-i erdő. A 136 hektáros erdőrezervátumot utoljára 1372-ben vágták le teljesen, 1853 óta semmilyen fakitermelés nincs. A holtfa mennyisége 142–256 m³/hektár, a magasabb értékek egy súlyos vihar következményei.

Szlovákia: Havesova (a Poloniny Nemzeti Parkban). Szigorúan védett, 171 hektáros bükkös erdőrezervátum. A holtfa mennyisége átlagosan 121 m³/hektár.

Románia: Izvoarele Nerei (a Semenic-Cheile Carasului Nemzeti Parkban). Az 5028 hektáros erdőrezervátum 1975 óta védett; az egyik utolsó érintetlen bükkös Európában. A holtfa mennyisége 78–121 m³/hektár.

Nagy-Britannia. Egy 16 természetes erdőt áttekinthető felmérés szerint a holtfa mennyisége nagyon változó: 6–501 m³/hektár. A Ridge Hanger nevű köris és bükk alkotta erdőben például az érték 273 m³/hektár.

Finnország. Az északi erdők alacsony produktivitása kevesebb holtfát eredményez – a Lappföld idős erdeiben az erdeifenyvesek esetében a holtfa mennyisége 19, a lucosokban 60 m³/hektár.

Ezekhez az értékekhez képest a kezelt erdőkben sokkal kisebb a holtfa mennyisége, még a természetközeli erdőgazdálkodás esetében is. A svájci Jura-hegységben például a természetes folyamatokra alapozott, folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodás mellett egy IUCN V. kategóriás tájvédelmi körzetben a holtfa mennyisége csupán 6,3 m³/hektár volt 1993–1995-ben. Néhány ország adatai az 1. táblázatban láthatók; bár az adatok nem összemérhetők, némi tájékoztatást mégis nyújtanak (DUDLEY és VALLAURI 2004).

A kezelt erdőkben meghagyandó holtfa mennyiségét a helyi viszonyok részletes ismeretében kell meghatározni. Általános szabály, hogy minél több a holtfa, annál jobb, de figyelembe kell venni a kitermelt

1. táblázat. A holtfa hektáronkénti mennyisége néhány európai országban

Ország	Holtfa mennyisége (m ³ /hektár)	Megjegyzés
Ausztria	0,6	gazdasági erdők (a teljes állomány 88%-a), csak 35 cm átmérő felett
Belgium	9,1	regionális átlag (Vallónia), álló és fekvő holtfa
Finnország	2,0–10,0	gazdasági erdők átlaga
Franciaország	2,2	országos átlag
	6,7	regionális maximum (Savoie)
Németország	1,0–3,0	regionális átlag (Bajorország)
Luxemburg	11,6	országos átlag
Svédország	6,1	országos átlag
	12,8	regionális maximum (észak)
Svájc	12,0	országos átlag
	4,9	a „fennsík” régió átlaga
	11,6	az Alpoktól délre, átlag
	12,2	az Alpok előtere, átlag
	19,5	Alpok, átlag

fa értékét, illetve a helyszínen hagyott sok fa okozta kényelmetlenséget az erdőgazdálkodás során. Európai erdőkben – így Magyarországon is – a megfelelő mennyiség 20–30 m³/hektár (illetve a teljes famenyiség 3–8 százaléka), mely megoszlik az álló elhalt fák, a magasan levágott törzsek és a fekvő törzsek között. A WWF ezt a szintet szeretné elérni az európai erdőkben 2030-ra (DUDLEY és VALLAURI 2004).

A holtfa kontinuitása

A legtöbb szaproxilofág bogárfaj diszperziós képessége alacsony: a remetebogár például ritkán tesz meg repülve vagy gyalogolva 100–200 méternél többet (a rekord 2,5 kilométer körüli, lásd MERKL 2014b), de a hím szarvasbogár sem távolodik 2 kilométernél messzebbre onnan, ahol világra jött (MERKL 2014a). Az erdei élőhelyet a szaproxilofág bogarak tekintetében fragmentálnak nevezzük, ha az elhalt fák darabjai nagyobb távolságra vannak egymástól, mint a bogarak által megtehető távolság. Ezt az erdőjáró bogarász egyszerű módon is érzékelheti. Az erdőben vagy közvetlen közelében hagyott farakásokon vagy a kidőlt törzseken a rajzási időszakban változatos, színpompás bogárközösség figyelhető meg. Ennek azonban nyoma sincs az olyan farakásokon, amelyeket az erdőtől távol, gyakran a településeken belül, fatelepeken halmoztak fel.

Feltűnően alacsony lehet a szaproxilofág bogarak diverzitása olyan erdőkben, ahol a tarvágás nagy területre (több négyzetkilométerre) kiterjedt legalább egyszer 1900 óta. A természetszerű erdőkben elsősorban elhelyezkedő kisebb tisztások esetében a betelepülés forrásaként működő élőhelyek nincsenek nagy

távolságra a tisztástól, így a legtöbb bogár visszatelepülhet, ha az erdő ismét felnő. A tarra vágott terület bizonyos nagysága felett azonban sok faj nem képes újratelepülni, mivel a forráselőhelyek túl nagy távolságra vannak. Ebben a tekintetben mindegy, hogy a fákat milyen módon termelték ki, a lényeg az egybefüggő, rövid idő alatt tarra vágott terület, illetve a helyén felnövő fiatal erdő nagysága.

Az alacsony diszperziós képesség nem véletlen, ugyanis e fajok evolúciója olyan környezetben zajlott, ahol a számukra megfelelő elhalt fát néhány méteren belül megtalálták, ahogy az a kevés megmaradt európai „őserdőben” megfigyelhető. Amikor azonban az idős vagy elhalt fák egyre ritkábbak lettek, e fajok sorsa könnyen a lokális kipusztulás lett. A nagyobb diszperziós képességű fajok sem feltétlenül használják ki előnyüket, hiszen többnyire az elszigetelt erdőfoltokban keresnek maguknak új élőhelyet, nem pedig a több tíz vagy száz kilométerre levő más élőhelyeken. Kimutatták azonban, hogy ha a kilométerekkel elszigetelt erdőket szinte bármilyen fás folyosóval kötik össze, a szaproxilofágok használják azt a terjedésük során (MCLEAN és SPEIGHT 1992).

Leginkább a nagyméretű elhalt fában (hatalmas, idős fában, lábon álló nagy törzsekben, méretes odvakban) élő fajok a legveszélyeztetettebbek az alacsony diszperziós készség miatt. Általában minél apróbb méretű faanyagot használ egy faj, annál kevésbé ritka és veszélyeztetett. Tíz kilométernél nagyobb távolságot azonban nagyon kevés szaproxilofág bogárfaj képes áthidalni, márpedig a sok holtfát tartalmazó, ősi természetes helyek távolsága szinte mindig több tíz, sőt többnyire száz kilométernél is.

Az idős, de élő fák védelme

Bármilyen furcsán hangzik, a szaproxilofág fauna szempontjából legjobb holtfát a nagyon öreg, de élő, famatuzsálemek szolgáltatják, vagyis azok, amelyeken nagy odvak, elhalt geszt és nagy elhalt ágak találhatóak (18. ábra). E részek fennmaradása és pótlódása sokkal inkább biztosított, mint egy lábön álló vagy kidőlt, teljesen elhalt fán, mely viszonylag hamar lebomlik (15–20 év viszonylag rövid időnek számít a famatuzsálemek százados korához képest). Az ilyen fák Európa nagy részén, így Magyarországon is nagyon ritkák, hiszen a gazdasági célú fakitermelés jóval azelőtt történik, hogy a fában egyáltalán korhadni kezdene a geszt. Pedig a famatuzsálemek megőrzése a szaproxilofág fauna szempontjából elsőrendű kérdés.

Számos területen, ahol ilyen idős fák állnak – például fáslegelőknön és legelőerdőkben – hiányoznak azok a fiatalabb fák, amelyek pótolhatják a végleg elpusztuló idősebb fákat. Új fák ültetése hasznos, de biztosítani kell, hogy az öreg fák kitartsanak addig, amíg az új nemzedék el nem kezdi termelni a holtfás élőhelyeket. Ez tölgyeknél 200 év is lehet (más fajoknál valamivel kevesebb). Több évtizedre vagy évszázadra előre tervezni a természetvédelmi kezeléseket rendkívül nehéz, hiszen ki biztosítaná ehhez a támogatást vagy garantálná a folyamatos szakemberellátást? Léteznek azonban módszerek, amelyekkel a folyamat rövidíthető: az idős fák védelme és a fiatalabb fák öregítése, vagyis olyan állapotba hozása, hogy szaproxilofágok élőhelyei minél előbb kialakuljanak rajtuk (KEY és BALL 1992).

Védelem a fiatal versenytársaktól. Az idős fákat könnyen túlnőhetik a fiatalabb fajtársaik, vagy rosszabb esetben az idegenhonos fák, melyek elzárják a fényt, illetve versengenek a talajban lévő tápanya-



18. ábra. Még élő, de jelentős részben már elhalt kocsányos tölgy Pakson (fotó: Merkl Ottó)



19. ábra. Szabálytalanul fejlődött törzsű nagylevelű hárs (böhönc) a Vértesben (fotó: Korda Márton)

gokért és vízért. Ilyen esetekben meg kell nyitni a lombkoronát, és el kell távolítani a túl közeli többi fát, sőt a cserjéket is. Ezt azonban csak fokozatosan szabad végrehajtani, mert a hirtelen megjelenő fénytöbblet sokkoló hatással lehet az idős fákra is, különösen, ha azok vékony kérgűek. Ráadásul a fa ilyenkor a szélnek is jobban kitett, ezért könnyen kidőlhethet vagy ágait vesztheti. Bár a fa egy részének elhalása kedvez a szaproxilofág bogaraknak, a fa ilyenkor bal- esetveszélyes lehet, ezért féltő, hogy kivágják. Ha erre mindenképpen sor kerül, elég lehet a fa magasságát csökkenteni, és ha a fa el is hal, legalább az álló törzs megőrizhető a szaproxilofág fauna számára. A bal- esetveszélyes fát nem feltétlenül kell kivágni, hanem körbekerítéssel el lehet zárni a közönségtől.

A fa méretének csökkentése. Ha az idős fa nagyon kitett a szél károsító hatásának, célszerű a súlypontját lejjebb hozni. Ez történhet a botolás technikájával (lásd később). Ez meg is fiatalítja a fát, de nem szabad az összes ágat eltávolítani. A korhadó ágakat nem szabad a tömör, ép fáig visszavágni, az üregeket nem szabad kitölteni és lezárni, illetve a megsérült kérget sem kell „begyógyítani”.

A terület kiterjesztése. Mivel a szaproxilofág bogarak legjobb élőhelyei – tehát ahol famatuzsálemek állnak – kicsik, a terület kiterjesztése segítség lehet. Ez megvalósítható a megfelelő fák ültetésével és olyan

kezelésével, hogy ott majd idős faállományú erdő alakuljon ki. Az élőhelyekbe ékelt szántóföldeken és plantázásokon őshonos fafajokkal erdőt kell telepíteni.

Fiatal fák „öregítése”. Ahol a nagyon öreg fák száma alacsony, de bőven vannak középkorú, esetleg idősebb fák, amelyek viszont még nem biztosítanak holtfás élőhelyeket, illetve a korcsoportok között nagy az időbeli hiátus, el lehet kezdeni a fák idő előtti öregítését, például csonkítással vagy botolással. A botolásról a későbbiekben külön szólnunk.

Szaproxilofág fajok élőhelyét létre lehet hozni a fák csonkításával is. Az odúlakó madarak és emlősök megtelepedésének elősegítését célzó üregek kialakítása a szaproxilofág bogaraknak is kedvez. A kéreg szándékos károsítása lehetővé teszi a víz, a gombák és a gerinctelenek behatolását, illetve a csurgások kialakulását.

A böhöncök védelme. A böhöncök (19. ábra) olyan faegyedek, amelyek növekedése torzult, egyenetlen, gyakran két törzsből állnak, melyek egymást akadályozzák. Az Erdészeti Kutatóintézetek Nemzetközi Szövetségének (IUFRO) faosztályozási rendszerében a kivágandó faegyedek közé sorolják őket, mert zavarják a javafák és a kísérőfák fejlődését (KOLOSZÁR 2010). A böhöncökben, bár nem idősebbek a szomszédságukban lévő többi fánál, nagyobb eséllyel alakulnak ki odvak vagy elhalt részek. Az erdőben hagyásuk segíthet fenntartani a szaproxilofág fauna időbeli kontinuitását; meghagyásuk azért is indokolható, mert szabálytalan növekedésük miatt gazdaságilag csökkent értékűek.

A fejesfás üzemmód

Létezik egy olyan erdőművelési mód, mely Magyarországon ma már szinte teljesen ismeretlen. Ez az angolul pollarding néven ismert művelés, melyet Európa hagyományos tájhasználatára során gyakoroltak (ROZAS 2004). Célja az volt, hogy egyszerre nyerjenek takarmányt és tűzifát úgy, hogy a fáslegelők és legelőerdők fái is életben maradjanak (SEBEK és mtsai 2013). Magyar megfelelője a fejesfás üzemmód. A továbbiakban az így kezelt fákat (pollards vagy pollarded trees) fejesfáknak, a technikát pedig botolásnak nevezzük.

A botolás során a fa ágait időközönként levágják; az így kialakult bunkó alakú fatörzset (a fejesfát) ezzel új hajtások növesztésére serkentik (20. ábra). A 2–6 évenként levágott ágak lombját régen takarmányként hasznosították. A 8–15 évenként levágott, sokkal nagyobb ágakból tűzifa lett.

Magyarországon folyómenti füzesekben és fehérnyárasokban létesítettek botolóerdőket, ahol a part védelmét látták el, a termelt rőzsét kékébe kötve pedig a gátakon használták fel. Legelőerdők akácosáiban és nyárasaiban is alkalmazták a fejesfás üzemmódot, ahol az árnyékolás volt az elsődleges cél. A tág (5–10 méteres) hálózatban ültetett fák törzsét 1–3 m

magasságban levágták, majd a sarjakat 2–3 évenként lenyesték (KOLOSZÁR 2010). Igen gyakran botolták a fehér eperfát, mely Mária Terézia rendelete nyomán terjedt el Magyarországon a XVIII. században. A sajmeggy botolását pálcák, sétabotok, szipkák, pipaszárak és dísztárgyak készítése céljából végezték. A fűzek és a mogyoró hajlékony, fiatal ágait kosárfonásra is használták; a botolófüzesek Magyarországon alighanem ma már az utolsó hírmondói ennek az erdőművelési technikának.

Fejesfás bükkök és tölgyek ma még előfordulnak több dél-európai országban, így Spanyolországban, Olaszországban, Görögországban és Bulgáriában. Az időszakonkénti levágott ágakat ma is tűzifának, illetve faszénégetésre használják, vagy a korona ritkításával a termés mennyiségét fokozzák. Az ilyen bükk- és tölgyfák a szaproxilofág bogarak, az odúlakó madarak, kis és közepes méretű emlősök tenyészhelyei és búvóhelyei.

A botolással ritkul a lombkorona, több fény jut a talajszintre, ezért az aljnövényzet gazdagabb lesz. Olyan védett területeken, ahol a botolás korábban gyakorlat volt, visszaállítása megakadályozhatja a szaproxilofág fauna diverzitásának csökkenését.

A botolás hosszabbítja a fa élettartamát, ugyanakkor gyorsítja a korhadást. A botolt fák (külföldi tapasztalatok alapján) 300–500 évig is élhetnek (tölgyek akár 800 évig is), sokkal tovább, mint a nem botolt fák; a sekély gyökérszerű fák (például a bükk) esetében ez különösen jelentős. Mivel így nem alakul ki túl nagy korona, a fa jobban ellenáll a szélnek is. Az izoláltan álló botolt fákról a szél nagyobb valószínűséggel tör le ágakat, mint a zárt lombkoronájú erdőkben állókról. A törés helyén behatolnak a gombák, és hamarabb alakulnak ki a szaproxilofág bogarak számára alkalmas mikroélelőhelyek. A botolt fákon a vágott felületek rendszeresek, és így a behatolási helyek is gyakoribbak, ami az odvak és a gesztkorhadás valószínűségét növeli. Sok holtfás élőhely alakul így ki, melyet a gyarapodó kambium ellensúlyoz.

Az odúképződés gyakoriságát egy csehországi helyszínen vizsgálták, egy botolt és egy nem botolt (keze-



20. ábra. Fejesfás üzemmód: botolt fehér fűzek a Hármaskörös hullámterén (fotó: Korda Márton)

letlen) fűzfaállományban (SEBEK és mtsai 2013). Az odvak előfordulásának gyakorisága jóval magasabb volt a botolt állományban, mint a kezeletlenben, különösen a fiatalabb korcsoportokban. Az 50 cm törzs-átmérőjű fák az odú előfordulásának valószínűsége $\sim 0,75$ volt, míg a kezeletlen fákon csupán $\sim 0,3$. A fák növekedésének ütemében nem volt különbség.

A botolás, akár csak a sarjaztatás és a legelőerdőként hasznosítás, növeli tehát az odúképződés esélyét, amit pedig általában az idős fákhhoz kötnek. Meglepő módon még a remetebogár (*Osmoderma barnabita*), mely szinte közmondásosan az igazán nagy és idős odvak lakója, megjelent egy ilyen, aránylag fiatal botolt csehországi fűzesben (SEBEK és mtsai 2012).

A technikának tehát nagy a természetvédelmi jelentősége. Segítségével helyreállíthatók, illetve időben és térben kontinuussá tehetőek a szaproxilofágok élőhelyei, és így hozzájárulhat az odúlakó fauna védelméhez. Az utak és vízfolyások mentén alkalmazott fejesfás üzem mód javíthatja az ökológiai hálózatot, hiszen kapcsolatot teremthet az élőhelyek között. Mint szóltunk róla, a szaproxilofág bogarak jó részére ugyanis jellemző, hogy diszperziós képességük kicsi, ezért a sporadikusan elhelyezkedő élőhelyek közötti nagyobb távolságokat nem tudják leküzdeni. Ez lokális kipusztulásokhoz, illetve az újbóli betelepülés megghiúsulásához vezethet.

Szaproxilofág bogarak élőhelyének utánozása

A holtfa mennyiségének növelése és az odafigyelés a holtfa elhelyezkedésére az erdőben általánosságban növeli a szaproxilofág fauna diverzitásának fennmaradását, illetve fokozását. Bizonyos esetekben azonban célzottan, kifejezetten egy-egy faj igényeinek megfelelő intézkedéseket is lehet hozni. A havasi cincér számára kialakított „bogárbüfé” (HEGYESSY és MERKL 2014b) és a nagy szarvasbogár tenyészhelyéül alkalmas „szarvasbogár-nevelő” vagy „szarvasbogár-piramis” (MERKL 2014a) rövid leírása és hivatkozásai magyarul is olvashatók (a világhálón is hozzáférhetők az idézett közleményekben).

Különbé szaproxilofág (főleg odúlakó) fajok biztató eredménnyel foglalták el a számukra készített mesterséges üregeket (faládákat) és bennük a különféle tápközegeket (JANSSON és mtsai 2009), bár a fajszám csökkent, ahogy a mesterséges élőhelyek távolsága nőtt a természetes odvakban gazdag erdőtől. Egy lengyelországi kísérlet a remetebogár (*Osmoderma barnabita*, 21. ábra) átmeneti mesterséges élőhelyeinek lehetőségeit vizsgálta (HILSZCZAŃSKI és mtsai 2014). A tanulmány fontosabb elemeit e helyen összefoglaljuk.

A kísérletet Lengyelország öt olyan helyszínén végezték, ahol a remetebogár előfordul. Összesen 40 zárt faládát erősítettek 4–5 méter magasan a fatörzsekre, mindig a törzs déli vagy dél-nyugati oldalára. A ládák mérete 70×40×30 cm volt, aljukon 30 cm magas műanyagtartállyal (a nedvesség megtartása



21. ábra. A remetebogár (*Osmoderma barnabita*) fennmaradását többek között a gyenge diszperziós képessége veszélyezteti (fotó: Németh Tamás)

érdekében), a tetejük alatt 10 cm-rel 3 cm átmérőjű bejáratral. A ládákat 80 százalékig megtöltötték tölgyfűrészpor és lehullott tölgylevelek 1:1 arányú keverékével, valamint 5 liter vízzel.

A ládák közül 20-ba 2010-ben és 2011-ben második és harmadik stádiumú remetebogár-lárvákat helyeztek – ládánként 3–8-at, összesen 114-et –, melyeket szél döntötte vagy útépités miatt kivágott odvas fából gyűjtöttek, olyan helyekről tehát, ahol a lárvák megsemmisültek volna. A többi 20 ládába kontrollként nem raktak remetebogár-lárvákat. A ládákat évente egyszer felnyitották, és ha kellett, pótolták a tenyészközeget. Az utolsó vizsgálatkor, 2012-ben megszámlálták a lárvákat és a bábokat (a maguktól betelepült más virágbogarakét is), feljegyezték a lárvák egészségügyi állapotát (három kategóriában: egészséges, beteg, elpusztult), illetve azt, hogy milyen más állatok (hangyák, méhek, fészkelő madarak) költöztek a ládába. Folyamatosan mérték egy láda és egy természetes odú hőmérsékletét.

A 20 betelepített láda közül a kísérlet végén 18-ban volt remetebogár-lárva vagy -báb: összesen 111 egészséges, 5 beteg és 1 elpusztult lárva, illetve 28 báb (egy láda eltűnt, egy ládában nem volt remetebogár). Két ládában a kezdetinél sokkal több egyed találtak (6 helyett 25-öt, illetve 7 helyett 79-et), ami arra utal, hogy a helyben kikelt imágók párosodtak, és a nőstények új petéket raktak. (Persze nem zárható ki, hogy a hímek a természetes odvakban kikelt nőstényeket is magukhoz csábították; a remetebogaraknál a hím termeli a nőstény számára attraktív, jellegzetesen sárgabarack illatú feromont).

A kontrollként betelepítetlenül hagyott ládába viszont egyetlen esetben sem költöztek be remetebogarak, más virágbogarak viszont igen: 9 remetebogaras és 7 kontroll-ládából kerültek elő egyéb virágbogarfajok (526 lárva és 14 báb). Madarak fészkeltek 8 remetebogaras és 9 kontroll-ládában, és mindkét ládatípusban egy-egy alkalommal megtelepedtek hangyák vagy méhek.

Meglepő, hogy a kontrollként kihelyezett ládáknak nem költöztek be remetebogarak, noha a ládákat a természetes populáció diszperziós távolságán belül helyezték el (ami Lengyelország északi részén átlagosan 500 méter). Hasonló viszont a helyzet a svédországi *Osmoderma eremita* kolonizációjának vizsgálati eredményével, ahol az új ládák kolonizációs aránya mindössze 2 százalék volt (JANSSON és mtsai 2009). Ezt a faj alacsony kolonizációs képessége magyarázhatja, hiszen a remetebogaraknak csak 15–18 százaléka hagyja el azt az odút, amelyben a bából kikelt. Lehetséges magyarázat még az is, hogy a ládákból hiányoztak a természetes odvakban élő gombák, márpedig ezek befolyásolják az odulakó szaproxilofág fauna összetételét (LEATHER és mtsai 2013).

A ládákat (mind a kontrollcsoportot, mind a remetebogaras csoportot) sikeresen kolonizálták más virágbogárfajok, melyek diszperziós kapacitása és populációmérete jóval nagyobb a remetebogárénál. A remetebogarak és a többi virágbogár között szemmel láthatóan nem volt kompetíció; mi több, volt eset, hogy a remetebogaras ládákat nagyobb számban népesítették be más virágbogarak. Fészkelő madarak jelenléte nem befolyásolta a remetebogarak fejlődését; RANIUS és NILSSON (1997) megfigyelése szerint a remetebogarak nagyobb arányban fordultak elő madarak által alkott odvakban, ami alighanem a magasabb tápanyagtartalomra vezethető vissza, vagy a kedvezőbb humiditásra (a fészekanyagok nedvszívóak).

A hőmérséklet a mért ládában és odúban szinte folyamatosan azonos volt, a különbség soha nem ha-

ladta meg a 2 °C-ot, de legtöbbször az 1 °C-ot sem. Kijelenthető hát, hogy a ládák sikeresen utánózták a természetes odvakat.

Az odvak körülményeit utánzó faládák felhasználhatók visszavonhatatlanul károsodott mikroélelkek lakóinak átmentésére, vagy akkor, ha időbeli vagy térbeli hiátus van a faj elterjedésében. A legközelebbi létező populációból gyűjtött egyedek így új állományok indítását tehetik lehetővé olyan helyeken, ahonnan a faj eltűnt, de az élőhely minősége megfelelő, sőt az ilyen ládák „lépőkövek” (stepping stones) módjára összeköthetik az elszigetelt populációkat. A módszer természetesen finomításra szorul, leginkább abban a tekintetben, hogy a mesterséges üregeket vonzóbbá kell tenni az alacsony kolonizációs hajlandóságú remetebogarak számára.

Köszönetnyilvánítás

A tárgyalt szaproxilofág bogárfajok előzetes listájának összeállításában sokat segített Németh Tamás (Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest). Ő és Kovács Tibor (Magyar Természettudományi Múzeum Mátra Múzeuma, Gyöngyös) több helyen pontosították az egyes bogárfajok élőhelyéről általam írt ismereteket. Korda Márton (Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytan és Természetvédelmi Intézet, Sopron) fontos publikációkkal segítette munkámat. Bartha Dénes (Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytan és Természetvédelmi Intézet) és Varga Zoltán (Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék) alapos lektori munkája nyomán számos pontatlan vagy következtetlen megállapítást sikerült javítani. Közreműködésükért ezúton mondok hálás köszönetet.

Irodalomjegyzék

- ALBRECHTS, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. – *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **110**: 106–113.
- ANDRÉSI, D., KOVÁCS, T. és CSÓKA, GY. (2014): 10. *Gerinctelen ragadozók és parazitoidok*. – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 97–108.
- BLEDZKI, L. (2010): Ecosystem engineer. – Online: <http://www.eoearth.org/view/article/152253> (Hozzáférés: 2015. július 26.)
- ČÍZEK, L., SCHLAGHAMERSKÝ, J., BOŘUCKÝ, J., HAUCK, D. és HELEŠIC, J. (2009): Range expansion of an endangered beetle: Alpine Longhorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) spreads to the lowlands of Central Europe. – *Entomologica Fennica* **20**: 200–206. Online: <http://www.entu.cas.cz/~cizek/PDFs/RangeExpansionRosaliaAlpinaEF09.pdf> (Hozzáférés: 2015. augusztus 24.)
- CSÓKA, GY. (2011): A holtfa erdő- és természetvédelmi szerepe magyarországi keménylombos erdőkben. Az OTKA K68618 sz. pályázat zárójelentése. – Erdészeti Tudományos Intézet, Mátrafüred, 13 pp.
- CSÓKA, GY. és KOVÁCS, T. (1999): *Xilofág rovarok*. – Agroinform Kiadó, Budapest, 189 pp.
- CSÓKA, GY., KOVÁCS, T. és LAKATOS, F. (2014): 8. *Mikofág gerinctelenek*. – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 75–78.
- CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (2014): 4. *Az erdei holtfa megjelenési formái*. – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 29–36.
- DOMBORÓCZKY, G. (2006): *Taplógombákon élő rovarfauna vizsgálata*. – Diplomaterv, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, 51 pp.
- DRAG, L., HAUCK, D., POKLUDA, P. és ČÍZEK, L. (2010): Habitat preferences and population size of the last population of the Alpine Longhorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) in Bohemia. – In: *6th European symposium and workshop on the conservation of saproxylic beetles June 15–17, 2010, Ljubljana*, p. 22. Online: http://www.natura2000.si/uploads/tx_library/Priloga_5b_Program_internet.pdf (Hozzáférés: 2015. július 26.)
- DUDLEY, N. és VALLAURI, D. (2004): *Deadwood – living forest. The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity*. – World Wide Fund For Nature, Gland, 16+III pp.
- FOLCZ, Á. és PAPP, V. (2014): 7. *Az erdei holtfa gombavilága*. – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 49–74.
- FRANK, T. és KOVÁCS, T. (2014): *Hogyan tartható fent és növelhető a holtfához kötődő diverzitás erdeinkben?* – In: CSÓKA, GY.

- és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 225–261.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (2014): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek 2.* – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 pp.
- HEGYESSY, G. és MERKL, O. (2014a): *Nagy hőscincér.* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 260–264. Online: <http://termeszetvedelmikezeles.hu/adatlap-allatok?showAll=0&id=920> (Hozzáférés: 2015. augusztus 24.)
- HEGYESSY, G. és MERKL, O. (2014b): *Havasi cincér.* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 265–269. Online: <http://termeszetvedelmikezeles.hu/adatlap-allatok?showAll=0&id=954> (Hozzáférés: 2015. augusztus 24.)
- HEGYESSY, G. és MERKL, O. (2014c): *Gyászscincér.* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 270–273. Online: <http://termeszetvedelmikezeles.hu/adatlap-allatok?showAll=0&id=937> (Hozzáférés: 2015. augusztus 24.)
- HIBBERT, A. (2010): *Importance of fallen coarse woody debris to the diversity of saproxylic Diptera in the boreal mixedwood forests of eastern North America. Thesis presented as a partial requirement for the Masters in Biology.* – Université du Québec à Montréal, Montreal, 87 pp. Online: <http://www.archipel.uqam.ca/3445/1/M11498.pdf> (Hozzáférés: 2015. augusztus 1.)
- HILSZCZAŃSKI, J., JAWORSKI, T., PLEWA, P. és JANSSON, N. (2014): Surrogate tree cavities: boxes with artificial substrate can serve as temporary habitat for *Osmoderma barnabita* (Motsch.) (Coleoptera, Cetoniinae). – *Journal of Insect Conservation* **16**(1): 855–861. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-014-9692-y>
- HIRKA, A. és JANIK, G. (2009): A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) és a sárga fagyöngy (*Loranthus europaeus* Jacq.) életmódja és jelentősége Magyarországon. – *Növényvédelem* **45**(4): 184–190.
- JANSSON, N., RANIUS, T., LARSSON, A. és MILBERG, P. (2009): Boxes mimicking tree hollows can help conservation of saproxylic beetles. – *Biodiversity Conservation* **18**: 3891–3908. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-009-9687-2>
- KASZAB, Z. (1971): *Cincérek – Cerambycidae.* – In: Magyarország állatvilága (Fauna Hungariae), IX, 5. Akadémiai Kiadó, Budapest, 283 pp.
- KEY, R. S. és BALL, S. G. (1992): *Positive management for saproxylic invertebrates.* – In: KIRBY, K. J. és DRAKE, C. M. (szerk.): *Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain.* Proceedings of a British Ecological Society Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. English Nature Science No. 7. English Nature, Peterborough, pp. 89–105.
- KOLOSZÁR, J. (2010): *Erdőneveléstan. Kézirat. 2. átdolgozott kiadás.* – Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron, 162 pp.
- KOVÁCS, T. (2014a): *9.1. Szaproxilofág bogarak.* – In: CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.): *A holtfa.* *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 79–86.
- KOVÁCS, T. (2014b): *A Tarnavidék és az Upponyi-hegység ritka és természetvédelmi szempontból jelentős xilofág és szaproxilofág bogarai (Insecta: Coleoptera).* – In: DICZHÁZI, I. és SCHMOTZER, A. (szerk.): *Apoka. A Heves-Borsodi-dombság és az Upponyi-hegység élővilága.* Bükki Nemzeti Park Igazgatósága, Eger, pp. 87–104, 183–185.
- KOVÁCS, T. és NÉMETH, T. (2010): Ritka szaproxilofág bogarak Magyarországról (Insecta: Coleoptera). [Rare saproxylic beetles from Hungary (Insecta: Coleoptera).] – *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* **34**: 133–139.
- KOVÁCS, T. és NÉMETH, T. (2012): Ritka szaproxilofág alpattanó-bogarak, pattanóbogarak és lárváik a Mátra és a Bükk területéről (Coleoptera: Cerophytidae, Elateridae). – *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* **36**: 19–28.
- LAKATOS, F., TUBA, K., SZABÓ, I., VARGA, SZ., SIPOS, GY., MOLNÁR, M., SÁRÁNDI-KOVÁCS, J., ANDRÉSI, D., NÉMETHNÉ, POGÁNY, CS., JAMBRICH, I., DANKÓ, T., CSÓKA, GY., HIRKA, A., JANIK, G., SZÓCS, L., KOVÁCS, T., SZABÓKY, CS. és MERKL, O. (2014): A holtfa szerepe a diverzitás fenntartásában. – In: BARTHA, D. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata.* *Silva naturalis* Vol. 6. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 148–164.
- LEATHER, S. R., BAUMGART, E. A., EVANS, H. F. és QUICKE, D. L. J. (2013): Seeing the trees for the wood – beech (*Fagus sylvatica*) decay fungal volatiles influence the structure of saproxylic beetle communities. – *Insect Conservation Diversity* **7**: 314–326. <http://dx.doi.org/10.1111/icad.12055>
- LOMPE, A. (2002): *Die Käfer Europas. Ein Bestimmungswerk im Internet.* – <http://www.coleo-net.de/coleo/index.htm>
- MCLEAN, I. F. G. és SPEIGHT, M. C. D. (1992): *Saproxylic invertebrates – The European context.* – In: KIRBY, K. J. és DRAKE, C. M. (szerk.): *Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain.* Proceedings of a British Ecological Society Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. English Nature Science No. 7. English Nature, Peterborough, 105 pp.
- MERKL, O. (2014a): *Nagy szarvasbogár.* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 238–242. Online: <http://termeszetvedelmikezeles.hu/adatlap-allatok?showAll=0&id=829> (Hozzáférés: 2015. augusztus 24.)
- MERKL, O. (2014b): *Remetebogár.* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 246–250. Online: <http://termeszetvedelmikezeles.hu/adatlap-allatok?showAll=0&id=840> (Hozzáférés: 2015. augusztus 24.)
- MERKL, O. (2014c): *Skarlátbogár.* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 254–256. Online: <http://termeszetvedelmikezeles.hu/adatlap-allatok?showAll=0&id=881> (Hozzáférés: 2015. augusztus 24.)
- MERKL, O. és NÉMETH, T. (2014): *Kék pattanó.* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 251–253. Online: <http://termeszetvedelmikezeles.hu/adatlap-allatok?showAll=0&id=877> (Hozzáférés: 2015. augusztus 24.)
- MERKL, O. és VIG, K. (2009): *Bogarak a pannon régióban.* – Vas Megyei Múzeumok Igazgatósága, B. K. L. Kiadó, Magyar Természettudományi Múzeum, Szombathely, 494 pp.
- MICÓ, E., GARCÍA-LÓPEZ, A., SÁNCHEZ, A., JUÁREZ, M. és GALANTE, A. (2015): What can physical, biotic and chemical features of a tree hollow tell us about their associated diversity? – *Insect Conservation Diversity* **19**(1): 141–153. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-015-9754-9>
- MUSKOVITS, J. és HEGYESSY, G. (2002): *Magyarország díszbogarai (Coleoptera: Buprestidae).* – Grafon Kiadó, Nagykovácsi, 404 pp.
- NÉMETH, T. és MERKL, O. (2009): Rare saproxylic click beetles in Hungary: distributional records and notes on life history (Coleoptera: Elateridae). – *Folia Entomologica Hungarica* **70**: 95–137.

- NILSSON, S. G. (1984) The evolution of nest-selection among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. – *Ornis Scandinavica* **15**: 167–175.
- RANIUS, T. (2002): *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. – *Biodiversity and Conservation* **11**: 931–941.
- RANIUS, T. és NILSSON, S. G. (1997): Habitat of *Osmoderma eremita* (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. – *Journal of Insect Conservation* **1**: 193–204
- REJŽEK, M. és VLASÁK, J. (2000): Larval nutrition and female oviposition preferences of *Necydalis ulmi* Chevrolat, 1838. – *Bio-cosme Mésogéen (Nice)* **16**(1–2) [1999]: 55–66.
- ROZAS, V. (2004): A dendroecological reconstruction of age structure and past management in an old-growth pollarded parkland in northern Spain. – *Forest Ecology and Management* **195**(1–2): 205–2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.058>
- SEBEK, P., ALTMAN, J., PLATEK, M. és CIZEK, L. (2013): Is Active Management the Key to the Conservation of Saproxylic Biodiversity? Pollarding Promotes the Formation of Tree Hollows. – *PLoS ONE* **8**(3): e60456. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0060456>
- SEBEK, P., CIZEK, L., HAUCK, D. és SCHLAGHAMERSKÝ, J. (2012): *Saproxylic beetles in an isolated pollard willow stand and their association with Osmoderma barnabita* (Coleoptera: Scarabaeidae). – In: JURC, M. (szerk.): *Saproxylic beetles in Europe: monitoring, biology and conservation. Studia Forestalia Slovenica 137*. Slovenian Forestry Institute, The Silva Slovenica Publishing Centre, Ljubljana, pp. 67–72.
- SPEIGHT, M. C. D. (1989): *Saproxylic invertebrates and their conservation*. – Council of Europe, Strasbourg, 79 pp.
- SZÉL, GY. és KUTASI, CS. (2014): *Kerekvállú állásbogár*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 228–230. Online: <http://termeszetvedelmikezeles.hu/adatlap-allatok?showAll=0&id=823> (Hozzáférés: 2015. augusztus 24.)
- TAYLOR, A. R. és RANIUS, T. (2014): Tree hollows harbour a specialised oribatid mite fauna. – *Journal of Insect Conservation* **18**(1): 39–55. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-014-9613-0>
- VARGA, I., KERESZTES, B. és POCZAI, P. (2012): Adatok a fehér fagyöngy (*Viscum album*) hazai rovarfaunájához. – *Növényvédelem* **48**(4): 153–164.

The role of saproxylic beetles (Coleoptera) in the decomposition process of deadwood

Ottó Merkl

Hungarian Natural History Museum, Baross utca 13, H–1088 Budapest, Hungary. E-mail: merkl@nhmus.hu

Deadwood is a major component of forest ecosystems, so it is important to maintain it in order to sustain the saproxylic fauna that depends on it. Beetles play a dominant role in the saproxylic communities, especially in the first, colonisation phase of wood decomposition. The present paper provides an insight into the beetle fauna of the various types of deadwood and suggests measures for supporting the saproxylic beetles.

Key words: deadwood, saproxylic, beetles

Erdei fa- és cserjefajok szerepe a herbivor rovarok fajgazdagságának fenntartásában

Csóka György¹ és Ambrus András²

¹NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, Erdővédelmi Osztály, 3232 Mátrafüred, Hegyalja u. 18.

E-mail: csokagy@erti.hu

²Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435 Sarród, Rév-Kócsagvár. E-mail: ambrus.andras@gmail.com

A tanulmány áttekinti a gyakoribb hazai fa- és cserjefajok herbivor rovar együtteseit, különös tekintettel a specialista fajokra/csoportokra. Általánosságban elmondható, hogy a közeli rokon tápnövények herbivor faunája hasonló. A hasonlóság mértéke arányos a köztük lévő rokonság fokával. Fordítva ez nem igaz, közeli rokon rovarfajok tápnövényei nem feltétlenül mutatnak közeli rokonságot. Messze legtöbb faj (közel 700) a tölgyekhez kötődik, rajtuk igen magas (40% feletti) a genusz-specialista fajok aránya. Fajgazdag herbivor együttest tartanak el továbbá a fűzek, a nyárok, a vadgyümölcsök, a nyír- és az égerfajok. Ez már önmagában indokolja, hogy az egyes fajokkal (kecskefűz, rezgő nyár, bibircses nyír) kapcsolatos hozzáállást („gyomfa”) újragondoljuk. Fontos tudni ugyanakkor, hogy minden fa- és cserjefajhoz (illetve genuszhoz) kötődnek specialisták, így az adott tápnövény mással nem helyettesíthető szerepet tölt be a herbivor rovarok fajgazdagságában. Több mint 100 védett, 6 közösségi jelentőségű és 2 kiemelt közösségi jelentőségű faj erdei fásszárúakhoz kötődő herbivor rovar. A tanulmány szempontokat vázol fel és ajánlásokat tesz a biodiverzitást növelő erdőkezelés vonatkozásában.

Kulcsszavak: erdei fásszárúak, herbivor rovarok, generalista, specialista, védett fajok, közösségi jelentőségű fajok, Natura 2000, fajgazdagság

Bevezetés, problémafelvetés

A tudatos erdőgazdálkodás létrejött Közép-Európában, így Magyarországon is bő 200 évvel ezelőttre tehető. Hazai viszonylatban ennek meghatározó mérföldköve volt az erdészeti felsőoktatás megindulása Selmecebányán, 1809. február 12-én. A tudatos erdőgazdálkodást, mint ahogyan a szakirányú felsőoktatást is az a felismerés alapozta meg, hogy a bányászat és kohászat számára elengedhetetlenül szükséges faanyagot hosszabb távon nem lehet biztosítani, ha a bányák és a kohók közvetlen környezetében nem újítják fel a kivágott erdőket.

A kezdetektől egészen a közelmúltig az erdőgazdálkodás fő célkitűzése egyértelműen (helyenként és esetenként kizárólag) a minél nagyobb mennyiségű és/vagy jobb minőségű faanyag nyerése volt. A hazai erdőgazdálkodásban már több évtizede meghatározóvá vált tartamossági/fenntarthatósági szemlélet is tulajdonképpen két szempontot helyezett előtérbe. Egyrészt azt, hogy növekedjen az ország erdőterülete, valamint azt, hogy az éves növedéknél semmiképpen ne termeljenek ki több fát a magyar erdőkből. Feltétlenül szükséges leszögezni, hogy ez a két szempont maradéktalanul teljesült is. Az ország erdőterülete európai viszonylatban is jelentősen növekedett az elmúlt fél évszázadban, az évente kitermelt faanyag volumene pedig jóval alatta marad az éves növedéknek.

Azaz az erdőterület növekedése mellett az élőfakészlet is számottevő növekedést mutat.

Ugyanakkor – az utóbbi 1–2 évtizedtől eltekintve – az erdőgazdálkodás és az erdészeti kutatás és fejlesztés fő csapásirányai szinte kizárólag a gazdaságos fatermesztés mennyiségi és minőségi mutatóira irányultak. Ennek keretében a sokféleség csökkentése tulajdonképpen szándékos törekvés volt. Az erdőgazdálkodás fő célkitűzése a gazdaságosság növelésén túl a „termelési ciklus” racionalizálása, egyszerűsítése, sematizálása volt. Ráadásul ez az egyszerűsítő szemlélet nem csak az ültetvényszerű fatermesztésben, hanem az őshonos fafajokkal való gazdálkodásban is teret nyert. Maga a vágásos üzemmód és a hozzá kapcsolódó mesterséges felújítás is tulajdonképpen leegyszerűsített, inkább a mezőgazdasági sémákat (vetés, nevelés, aratás) követi. Az erdőgazdálkodási gyakorlat igyekezett a természetes folyamatokat szabályozni (sok esetben kiiktatni), illetve azokat emberi beavatkozásokkal helyettesíteni (fafajmegválasztás, egysíkú szelekció a nevelővágások során, stb.). Kétségtelen, hogy gazdasági, technológiai szempontokból ennek számos pozitív hatása is lehetett. Ugyanakkor azonban napjainkra a diverzitás csökkenése révén igen súlyos negatív hatásai is nyilvánvalóvá váltak.

A paradigmaváltás szükségességének gondolata már a múlt évszázad utolsó évtizedeiben is sokakban

felmerült, de igazából csak az új évezred első éveitől kezdődően erősödött meg. Sorra születtek a tanulmányok (FRANK 2000, BARTHA 2004, 2006, BARTHA és mtsai 2005, BÖLÖNI és mtsai 2005, KENDERES és mtsai 2005, 2006, ÓDOR és mtsai 2005,..., stb.) és számos jelentősebb kutatási projekt is indult. A szemléletváltás egyik jelentős mozgató rugója a folyamatos erdőborítást szorgalmazó, 1999-ben alapított Pro Silva Hungaria (az 1989-ben létrejött Pro Silva Európa magyarországi tagszervezete). A PSH rendezvényekkel, nyomtatott és elektronikus kiadványokkal igyekezett a természetközeli erdőgazdálkodás szakmai hátterét erősíteni. Mára már az erdőgazdálkodási gyakorlat (nyilván helytől és személyektől függően eltérő mértékben) is elfogadta a szemléletváltás kikerülhetetlenségét és érdemi lépéseket is tett a valóban természetközeli, folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás irányába. Természetesen ennek a hosszú, kátyúktól sem mentes útnak még csak az elején járunk.

A tanulmány célja

Jelen tanulmányban – a teljesség igénye nélkül, de lehetőség szerint széleskörűen – arra próbálunk meg rámutatni, hogy az erdei fásszárú vegetáció fajgazdagsága miként hat az erdei herbivor (=élő növényi szövetet fogyasztó) rovarok potenciális fajgazdagságára. Tesszük ezt azért, hogy rámutassunk és megértessük, hogy még a gazdaságilag értéktelennek tartott fa- és cserjefajok („gyomfák”) is mással nem pótolható szerepet tölthetnek be az erdei életközösségek diverzitásában. Ezzel azt is szeretnénk elérni, hogy az erdőgazdálkodásban velük kapcsolatban régóta uralkodó szemlélet változzon, és a „tűzzel-vassal” való irtás helyett kíméletesebb megközelítésben legyen részük.

A tanulmányban a növényevő rovarokra, ezen belül is a védett, valamint közösségi jelentőségű fajokra helyezük a fő hangsúlyt, de fontosnak tartjuk azt is, hogy ne csak ezeket a kiemelt figyelmet élvező fajokat említsük meg, hanem a tágabban értelmezett diverzitásra is figyelmet fordítsunk. Így néhány esetben a herbivorok mellett a hozzájuk kötődő más rovarközösségekre is kitérünk. Ezzel is érzékeltetni próbáljuk, hogy az egyes erdei fák és cserjék milyen jelentős, „többrétegű” diverzitásnak kizárólagos hordozói lehetnek.

Magyarországon eddig nem látott napvilágot olyan munka, ami ilyen jelleggel áttekintené a főbb fa- és cserjefajokhoz kötődő herbivor rovaregyütteseket. Az „Év fája” mozgalom keretében az adott évben kiválasztott fajokra vonatkozóan jelentek meg kisebb írások (CSÓKA 1996b, 1997c, 1998a, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003a, LAKATOS 2006, 2007, 2008, 2010a,b, 2012, 2013, LAKATOS és TUBA 2011, TUBA és LAKATOS 2014). Ezek azonban inkább ismeretterjesztő

jellegű munkák voltak. ZÚBRIK és mtsai (2013) áttekintést adnak a főbb fa- és cserjefajok herbivor rovairól, elsősorban is a tömegesen megjelenő fajokról. A FRANK (2000) által szerkesztett „Természet-Erdő-Gazdálkodás” című úttörőnek számító kötetben egy rövid fejezet (CSÓKA és KOVÁCS 2000) foglalkozik az egyes fafajok biodiverzitás megőrzésében játszott szerepével. CSÓKA (2003b) rövid írást közöl a fafajok, illetve a fafaj megválasztás biodiverzitásra gyakorolt hatásairól. Jelen tanulmány az eddigieknél több tápnövény fajt érint, és azokat az eddigieknél részletesebben kívánja áttekinteni.

A herbivor rovarok táplálkozási formái és tápnövény specializációja

Herbivornak tekintjük azokat a rovarfajokat, amik élő növényi szövetekkel táplálkoznak. Megjegyzendő, hogy a számos ide sorolható faj egyedfejlődése során nem csak élő növényi szövetekkel táplálkozik, hanem elhalt növényi részeket is fogyaszthat, vagy akár fakultatív ragadozóvá is válhat. A herbivor rovarok a fásszárú növények bármely élő részén, így a leveleken, hajtásokon, virágokon, termésen, gyökereken, ágakban táplálkozhatnak. A táplálkozás helye mellett táplálkozási formáik alapján is csoportosíthatók: rágók, aknázók, szívogatók, gubacsképzők, karpofágok stb. Természetesen sok más, egymással gyakran átfedő csoportosítás is elképzelhető.

Mindenütt, ahol, fásszárú növények élnek, nagyszámú herbivor rovarfaj nyeri táplálékát belőlük, gyakorlatilag nincs olyan fás növény, amin ne élne valamilyen herbivor rovar. Természetesen az egyes herbivor rovarfajok nem véletlenszerűen fogyasztják az adott növényfaj(oka)t, tápnövény spektrumukat hosszú, a tápnövényekkel közös evolúciós történelmük formálja. A további részletek (a témának könyvtárnyi irodalma van) taglalása nélkül elmondható, hogy elsősorban a tápnövény kémiai jellemzői determinálják egy-egy herbivor faj lehetséges tápnövényeinek körét. Azaz tartalmaz-e az adott tápnövény olyan vegyületeket, amik a herbivor rovarfajt elriasztják, vagy a növény elfogyasztása esetén mérgezik, az emésztést nehezítik, stb.

A herbivor rovarokat tápnövény spektrumuk alapján 3 nagyobb kategóriába szokás sorolni: monofág – oligofág – polifág. A legszigorúbb definíció szerint a monofág fajnak csupán egyetlen tápnövénye van, az oligofágnak néhány, a polifágnak pedig több. Egyes csoportosítások csupán az ismert tápnövények száma alapján sorolják be az egyes fajokat, mások az ismert tápnövények rokonsági kapcsolatait is figyelembe veszik. Ez utóbbi megközelítés valószínűleg sokkal jobban közelíti a valós tápnövény specializá-

ciót. Eszerint genusz-monofágnak definiálják azt a herbivor fajt, amelynek tápnövényei egyetlen genuszból kerülnek ki, oligofágnak azt, aminek tápnövényei egymás közeli rokonai (pl. egy családba tartoznak), és polifágnak azt, aminek tápnövényei egymásnak nem is közeli rokonai. Azonban még ez az utóbbi kategorizálás sem igen veszi figyelembe azt a fontos ténytet, hogy a tápnövény specializáció sokkal inkább egy folyamatos skálával, mint 3 diszkrét kategóriával írható le (BERNAYS és CHAPMAN 1994). A folyamatos skála egyik végén a specialisták, másik végén pedig a generalisták találhatók. Az előbbinek nagyjából a monofág, utóbbiaknak pedig a polifág kategória feleltethető meg. Egy finomabb kategóriákat alkalmazó csoportosítást (6 fokozat) dolgozott ki CSÓKA (1994a, 1998b) a tölgyön élő herbivor rovarok osztályozására. A 6 kategória a következő:

1. kizárólag egyetlen tölgyfaj lehet a tápnövény
2. a *Quercus* genusz egyik szekciójába (*Quercus*, vagy *Cerris* szekció) tartozhat a tápnövény
3. csak *Quercus* faj a tápnövény (mindkét szekció fajai lehetnek)
4. a tápnövények köre a Fagaceae családra korlátozódik
5. a tápnövények köre a Fagales rendre korlátozódik
6. a Fagales renden kívüli más tápnövények is ismertek

Még a kifejezetten generalista herbivor fajok (pl. *Lymantria dispar*) esetében is jelentős, tápnövénytől függő különbségek adódhatnak a lárvamortalitásban, a kifejlődő nőtények fekunditásában. VARGA (1969, 1975) vizsgálatai alapján, csertölgyön nevelt hernyókból kikelő nőtények fekunditását 100%-nak véve kocsányos tölgyön 77,9%-os, gyertyánon 29,8%-os, nagylevelű hárson 12,9%-os, veresgyűrű-somon pedig csak 1,8%-os ez az érték. Megjegyzendő, hogy több, egymás utáni nemzedéket ugyanazon tápnövényen táplálva mind a túlélési, mind a reprodukciós mutatók is jelentős mértékben javulhatnak.

Egyes herbivor rovarok életük során obligát tápnövény váltást hajtanak végre. Ez a váltás történhet egyetlen egyed fejlődése során, illetve egymást követő nemzedék esetében is. Amennyiben a gazdaváltás szigorúan konzervatív, ezeket a fajokat (ellenére annak, hogy több, akár nem is közeli tápnövényük is lehet) is specialistaként célszerű kezelni.

A tápnövény spektrumot általában célszerű egy adott földrajzi helyhez kötve definiálni. Egy adott herbivor rovarfaj ugyanis teljes elterjedési területét tekintve több tápnövényen is fejlődhet. A *Cerroneuroterus lanuginosus* nevű gubacsdarázs faj Magyarországon kizárólag *Quercus cerris*-en fordul elő, Törökországban, Iránban, Izraelben pedig más, a cserrel közeli rokonságban álló tölgyeken (*Q. libani*, *Q. ithaburensis*).

A különböző táplálkozási formák bizonyos fokú összefüggést mutatnak a tápnövény specializáltság

mértékével. A szabadon rágó lombfogyasztók körében magas a generalisták aránya, a szesszilis, a tápnövényhez fizikailag is szorosan kötődő és lárvastádiumban helyváltoztatásra képtelen csoportok (levélaknázók, gubacsokozók) körében pedig a konzervatív tápnövényhűség, a nagyfokú specializáció a jellemző. Egyes gubacsokozó fajok esetében még a tápnövény fajon belüli tulajdonságai is döntő jelentőséggel bírnak.

Általánosságban elmondható, hogy a nagy elterjedési területű, hosszú életű, tömegesen jelenlévő, strukturálisan összetett tápnövényre magasabb fajszámú herbivor együttes a jellemző, mint a kisebb területű, rövidebb élettartamú és kevésbé tömeges fajokra (CRAWLEY 1983).

Ismertek a herbivor rovarok tápnövény-spektrum bővülésének jól dokumentált esetei. Csupán két példát említve, ilyen a lombos fafajok polifág levélragójaként ismert *Operophtera brumata* megjelenése a *Picea sitchensis*-en (STOAKLEY 1985), vagy éppen az eredetileg *Lathyrus* fajokon élő kis fehérsávós lepke (*Neptis sappho*) kifejlődése akácon (PATOCKA és KULFAN 2009, KULFAN 2012). Az utóbbi esetben a tápnövények, viszonylag közeli rokonságban állnak, az első esetben viszont lényegesen nagyobb volt az „ugrás”.

Fa- és cserjefajok herbivor rovaregyüttese

Ebben a fejezetben a teljesség igénye nélkül áttekintjük a tárgyalt fajokhoz kötődő herbivor rovaregyütteseket. Nem törekszünk arra, hogy minden fásszárú fajt külön is említsünk, és arra sem, hogy az egyes tápnövényekhez kötődő minden rovarfajt ismertesünk. Célunk, hogy érzékeltessük az egyes fásszárú fajokon élő herbivor rovarok fajgazdagságát, különös tekintettel a specialista fajokra.

Bükk (*Fagus sylvatica*)

A magyar erdők közel 6%-át (kb. 110 ezer ha – NÉBIH 2014) kitevő bükkösök túlnyomó része hegy- és dombvidéken található. A bükk hazai viszonyok között gyakran képez elegendő állományokat, amit az erdőművelési beavatkozások hatásai mellett többnyire termőhelyi tényezők magyaráznak. A bükkösök záródása gyakran igen magas, az ilyen állományok belsejét így sajátos mikroklimatikus és megvilágítási viszonyok jellemzik. Az erősen árnyalt talajfelszín és az avartakaró lassú bomlása következtében a bükkösök gyepszintje jellemzően közepes vagy alacsony borítású, illetve esetenként teljesen hiányzik (nudum).

A bükkösök leggyakoribb elegyfajjai a kocsánytalan tölgy, gyertyán, helyenként a magas kőris, a hegyi és korai juhar, hegyi szil és a hársak. Bolygatott területeken, illetve a szegélytársulásokban a rezgő nyár,

bibircses nyír és kecskefűz jelennek meg. A sok évtizeden keresztül alkalmazott erdőművelési eljárások a bükkösök homogenizálása (kor, szerkezet) irányába hatnak, noha a bükk, a fafaj tulajdonságai miatt a leginkább alkalmas lehetne a folyamatos erdőborítású területek fenntartására. A teljesség kedvéért megemlítendő, hogy ebben a vonatkozásban országszerte számos biztató példa is fellelhető.

A bükkön a tölgyekhez képest jóval kevesebb herbivor rovar él. A becslések szerint a magyarországi fajszámuk 150 körüli (CSÓKA 1996a). Az Egyesült Királyságból KENNEDY és SOUTHWOOD (1984) 94, Németországból pedig ALTENKIRCH (1986) 100 körüli fajszámot említ.

A rajta táplálkozó lombfogyasztó lepkehernyók nagyobb részben generalisták. A teljesség igénye nélkül néhány gyakoribb fajt családonkénti bontásban sorolunk fel HRASOVEC (2003), KULFAN és mtsai (2011), illetve saját publikálatlan adatok alapján: *Calocasia coryli*, *Pseudoips prasinana*, *Cosmia trapezina*, *Conistra vaccinii*, *Eupsilia trnasversa*, *Orthosi gothica*, *O. cerasi*, *O. munda* (Noctuidae). *Operophtera brumata*, *O. fagata*, *Agriopis marginaria*, *A. aurantiaria*, *Erannis defoliaria*, *Cyclophora linearia*, *Ennomos quercinaria*, *Alsophila aescularia*, *Boarmia punctinalis* (Geometridae). *Orgyia antiqua*, *Calliteara pudibunda*, *Lymantria monacha*, *L. dispar* (Lymantiriidae). Az utóbbi faj tömegszaporodásai során akár hegyvidéki bükkösökben is okozhat számottevő lombvesztést (CSÓKA és HIRKA 2009). Magyarországon még nem, de Szlovákiában egyébként már a *Calliteara pudibunda* okozta jelentősebb lombvesztést is regisztrálták (NOVOTNY és ZUBRIK 2000; KULFAN és mtsai 2011). *Furcula furcula*, *Drymonia ruficornis*, *Ptilodon capucina*, *Stauropus fagi* (Notodontidae). Megjegyzendő, hogy ezen fajok tápnövény spektruma sokkal szűkebb, mint az előzőekben felsoroltaké. Jellemzően inkább csak a Fagaceae család fajaihoz kötődnek, míg az előzőek számos más család fajain is megélnek. *Archips podana*, *A. xylosteana*, *Pandemis corylana*, *P. cerasana*, *P. heparana*, *Syndemis musculana* (Tortricidae).

A bükk polifág lombfogyasztói a tavaszi lomborhánnyal (Phyllobius és Polydrosus fajok), ami helytől és időtől függően más-más faji összetétellel és más-más dominancia viszonyokkal jelentkezik.

Specialista lombfogyasztói közül említést érdemel a T-betűs pávaszem (*Aglia tau*), a *Drepana cultraria* sarlósszövő, illetve több levélaknázó faj. A *Phyllonorycter* levélaknázók szabálytalan alakú foltaknak, míg a *Stigmella* fajok kanyargós kígyóaknak okoznak (CSÓKA 2003b). A szintén kétnemzedékes *Parornix fagivora* fiatalabb lárvái a levélfonákon aknáznak, az idősebb hernyók a levél szélét besodorva „tasakot” készítenek, és ennek belsejében táplálkoznak.

További monofág bükk lombfogyasztó rovarok a bükklevél gyapjastetű (*Phyllaphis fagi*), a bükk bolhaormányos (*Orchestes* (= *Rhynchaenus fagi*)). Utóbbi

esetében a kifejlett bogarak lyukakat rágnek a levélen, a lárvák pedig a levélcsúcs közelében készítenek aknákat. Időnként mindkét faj tömegesen is fellép. Igazi specialista a bükk levelein élő két gubacsűnyog faj, a *Mikiola fagi* és a *Hartigiola annulipes* (CSÓKA 1997a).

A bükk magjában élő leggyakoribb karpofág rovar a bükkmakk moly (*Cydia fagiglandana*), de ezen kívül időnként a tölgyemakk molyok (*Cydia triangulella*, *Pammene fasciana*) is kifejlődnek benne.

A bükk még élő fás részeiben is több, különböző mértékben specializálódott rovarfaj fejlődhet. A zöld karcsúdíszbogár (*Agrilus viridis*) kifejezetten polifág, *Fagus*, *Quercus*, *Corylus*, *Sorbus*, *Salix*, *Carpinus*, *Betula* egyaránt lehet a tápnövénye (MUSKOVITS és HEGYESSY 2002). A bükkkel kapcsolatban azonban azért külön meg kell említeni, mert az új évezred első éveiben Zala megyében korábban nem észlelt jellegű és mértékű tömeges, gyors bükkpusztulást okozott (CSÓKA és mtsai 2008; LAKATOS és MOLNÁR 2009). Gyakran vele együtt fordul elő a bóbítás bükkuszú (*Taphrorychus bicolor*), ami azonban csak jóval kisebb mértékű és lassúbb lefolyású fapusztulást okoz. Az *A. viridis* mellett egyébként esetenként más polifág/oligofág díszbogarak (*A. angustulus*, *A. biguttatus* stb.) is kifejlődhetnek a bükk élő fás részeiben. A vékony hajtások belsejében rágnek az *Argyresthia semitestacella*, a kéreg alatt pedig az *Ectoedemia liebwerdella* lárvái. Az utóbbi kéregaknái kidomborodnak, így jól láthatók a törzs felszínén. Mindkét faj bükk-specialista. A bükk gyapjas pajzstetű (*Cryptococcus fagisuga*) időnként tömegesen jelenik meg a bükk törzseken. Az erősen patogén *Nectria* gombafajok vektoraként erdővédelmi szempontból is igen jelentős faj.

Idegenhonos herbivor rovarfaj bükkön való hazai előfordulásáról nincs adatunk, de Horvátországból HRASOVEC (2003) jelzi az ázsiai származását, nálunk is meghonosodott *Antheraea yamamai* (Saturniidae) bükkön való előfordulását, mégpedig jelentősebb denzitással.

Gyertyán (*Carpinus betulus*)

Bükkösökben elegendő fajoként fordul elő, gyertyános tölgyesekben a tölgyek mellett állományalkotó. Elegetlen állományai sem ritkák, ezek konszociációk. A gyertyánhoz köthető herbivor rovarfauna sok generalista és kevés specialista fajjal jellemezhető. Nagy-Britanniából 50 (KENNEDY és SOUTHWOOD 1984), Magyarországról (CSÓKA 1996a) pedig 101 herbivor rovarfajt említenek róla.

A lombfogyasztó együttesből megtalálható rajta a tölgyeken, illetve a bükkön is előforduló polifág fajok többsége, így a *Lymantria dispar*, *Operophtera brumata*, *Colotois pennaria*, *Agriopis aurantiaria*, *A. marginaria*, több *Orthosia* faj, *Phalera bucephala*, *Eudia pavonia* stb. A felsorolt araszolók gyakran jelentős mértékű lombvesztést is okozhatnak. Más

lombos fákon is megél, de határozottan a gyertyánt preferálja az *Agrochola macilenta* bagolylepke hernyója. A sodrómolyok (Tortricidae) népes családjának számos faja is kifejlődik a gyertyán levelein: *Acleris cristana*, *A. sparsana*, *Aleimma loeflingiana*, *Hedya nubiferana*, *Notocelia cynosbatella*, *Pandemis cerasana*, *Tortrix viridana*, *Tortricodes alternella* (SZABÓKY és CSÓKA 2010). Úgyszintén gyakoriak (időnként tömegesek is) rajta a tavaszi polifág lombormányosok (*Phyllobius*, *Polydrosus* stb.).

Specialista, lombfogyasztói a *Phyllonorycter tenebrella*, a *P. quinnata*, amik foltaknákat készítenek. Először az epidermiszben aknáznak, később a levéllemez zacsószerűen behajtja, és ez alatt táplálkozik a monofág *Parornix tenella* lárvája. A gyertyán mellett mogyorón is fejlődnek a *Stigmella microtheriella*, *S. carpinella*, *S. floscatella* kígyóaknás molyok. Zsákja védelmében vázasít, illetve aknáznak a leveleken a fakó zsákosmoly (*Coleophora currucipennella*). Két összetett levél közt az őszi hónapokban rág a *Dichromeris ustalella* hernyója. Hasonló módon táplálkozik a ligeti tűzmoly (*Agrotera nemoralis*) hernyója is (EMMET 1988). A levél főérének tipikus vastagodását okozza a *Zygiobia carpini* nevű gubacsűnyog. Levelein egyébként két gubacsatka faj is él. Az *Aceria tenellus* az érzugokban okoz kiemelkedő csomókat, az *Aceria macrotrichus* pedig a levél „gyűrődését” idézi elő.

A gyertyán magjában élő specialista ormányos faj a kifejezetten apró méretű (3 mm) *Trichopteron holosericeum* (Curculionidae).

Élő fás részeiben fejlődnek a *Scolytus carpini* és a *Taphrorychus bicolor* polifág szúfajok (FACCOLI 2015). Számos, szintén polifág díszbogár tápnövénye is lehet a gyertyán. Ilyenek pl. az *Agrilus angustulus* és az *A. viridis*. Bár más tápnövényeik is ismertek, de leggyakrabban gyertyánból (betegeskedő, pusztuló egyedekben) fejlődik ki az *Agrilus olivicolor* és a védett *Dicerca berlinensis* (MUSKOVITS és HEGYESSY 2002).

Tölgyek (*Quercus* spp.)

BARTHA (1999) 5 őshonos tölgyfajt sorol fel Magyarországról: *Quercus cerris*, *Q. petraea*, *Q. pubescens*, *Q. virgiliana*, *Q. robur*. Kisebbitett állományait említi a nem őshonos magyar tölgynek (*Q. frainetto*). A magyar tölgy őshonosságának kérdése egyébként nem teljesen egyértelmű, elszórta ugyanis található természetes jellegű állományai is (Somogyi-, Tolnai-dombság). Az észak-amerikai vörös tölgyet (*Q. rubra*) erdőgazdasági céllal is sokféle ültetik. Mindezeket túl parkokban, arborétumokban számos további eurázsiai, illetve észak-amerikai tölgyfaj is megtalálható. Őshonos tölgyeink a *Quercus* genusz két szekciójába sorolhatók. A *Q. cerris* a Cerris, a többi faj pedig a *Quercus* szekcióba tartozik. Ez a felosztás egyébként herbivor rovaraik (különösen a specialisták) vonatkozásában is jól visszatükröződik. A kézi-

1. táblázat. A tölgyeken élő herbivor rovarok fajszáma és a tölgy specialisták hozzávetőleges aránya rendenként

Rovarrend	Fajszám	A tölgy-specialisták aránya (%)
Orthoptera	4	0
Thysanoptera	5	0
Hemiptera	72	34,7
Coleoptera	125	15,3
Lepidoptera	310	32,3
Diptera	16	100
Hymenoptera	140	95,4
Összesen:	672	43,9

könyvek, összefoglaló munkák sok esetben a tölgy tápnövényt további differenciálás nélkül adják meg, annak ellenére, hogy a különböző tölgyfajok herbivor rovarregyütteseiben (különösen a specialisták vonatkozásában) igen jelentős eltérések is vannak.

A nálunk őshonos tölgyfajok jellemzően viszonylag nagy areájú, hosszú életű, összetett felépítésű fajok. Ezek a tulajdonságok nagyrészt indokolják azt a tényt, hogy a tölgyekhez egyedülállóan magas fajszámú herbivor rovarregyüttes kötődik (CRAWLEY 1983). Ez a szám valamennyi európai fásszárú genusz közül minden bizonnyal a legmagasabb. KENNEDY és SOUTHWOOD (1984) Nagy-Britanniából 423, ALTENKIRCH (1986) Németországból 298, CSÓKA (1996a) Magyarországról 629-es fajszámot említ. Megjegyzendő, hogy a magyarországi fajszám az idézett cikk közlése óta már tovább emelkedett, és meghaladja a 670-et is. A hazai fajszám egyébként látványosan meghaladja a két nyugat-európaiat. A tölgy herbivor rovarok rendenkénti megoszlása, és a tölgy specialisták rendenkénti aránya Magyarországon az 1. táblázatban látható (CSÓKA 1994a és CSÓKA 1998b alapján módosítva).

Az 1. táblázat alapján nyilvánvaló, hogy a tölgyeken nagyobb részben nem tölgy-specialista herbivor rovarok fordulnak elő, ezek száma a további vizsgálatok eredményeképpen valószínűleg növekedni is fog. Ugyanakkor 300-at megközelíti a tölgy-specialista fajok száma is. Azaz a tölgyek kiemelkedő, mással nem helyettesíthető szerepet töltenek be a herbivor rovarok fajgazdagságának fenntartásában. A tölgy-specialista rovarfajok mintegy fele a Diptera és a Hymenoptera rendbe tartozó, túlnyomó részben gubacsokozó faj. Ugyanakkor nagyszámú quercivor (tölgy-specialista herbivor) tartozik a Lepidoptera rendbe is. Ezek többsége levélaknázó, de a szabadon rágók is jelentős számmal képviseltetik magukat.

A tölgyek összes herbivor rovarának közel 2/3-a (azaz mintegy 450 faj) a levelekhez kötődik, azokat rágja, aknázza, vázasítja, hámozza, szívogatja, gubacsoszza. Ezek fajszáma sajátos szezonálisitást mutat, a vegetációs időszak elején, a friss leveleken a legmagasabb. Ezekben ugyanis még magas a N és alacsonyabb a fa önvédelmét szolgáló vegyületek (pl. tannin)

koncentrációja. Később ez az arány kedvezőtlen irányba változik, ezért a fajszám (május végén, június elején) hirtelen lecsökken. A vegetációs időszak második felében már inkább a kétnemzedékes fajok második nemzedéke, illetve a tölgyekhez szorosabban kötődő (monofág/oligofág) fajok a jellemzők.

A tavaszi lombrágók nagy része egyébként polifág lepkehernyó. Közülük kerülnek ki a hírhedt, tömegszaporodásra hajlamos fajok is. A gyapjaslepke (*Lymantria dispar*) egyik kedvelt tápnövénye (a cser mellett) a kocsányos tölgy. Az aranyfarú lepke (*Euproctis chryorrhoea*) és a gyűrűslepke (*Malacosoma neustria*) síkvidéki tölgyesekben, gyakran együtt lép fel, nemritkán jelentős lombvesztést okozva. Rendkívül fajgazdag a tölgyek (a cseré kevésbé) tavaszi araszoló, bagolylepke és sodrómoly együttese. Közismert polifág fajok az *Operophtera brumata*, *Erannis defoliaria*, *Agriopsis aurantiaria*, *A. marginaria*, *A. bajaria*, *Alsophila aescularia*, *Epirrita dilutata*, *E. christyi* (Geometridae), *Orthosia cerasi*, *O. munda*, *O. miniosa*, *O. cruda*, *Amphipyra pyramidea* (Noctuidae), *Tortrix viridana*, *Archips xylosteana*, *A. podana*, *Choristoneura hebenstreitella* stb. (Tortricidae). Monofág/oligofág lombfogyasztók a *Dichonia aprilina*, a *D. convergens*, a *Jodia croceago*, a *Dicycla oo* és a *Catocala sponsa* bagolylepkék, a *Cyclophora ruficillaria*, és több más tölgy araszoló faj, a *Marumba quercus* (Sphingidae) stb. Tölgy-specialista sodrómolyok az *Eudemis profundana*, a *Pammene splendidulana* és az *Ancylis mitterbacheriana*, az utóbbi esetenként bükkön is megtalálható. A púposzövőket (Notodontidae) általában tápnövény-hűség jellemzi. A tölgyeken előforduló számos fajuk jobbára csak tölgyeken, illetve bükkön fordul elő. Hernyóik általában meghökkenítő megjelenésű, igazi „egyéniségek”. Jól példázza ezt a *Harpya milhauseri* és a *Stauropus fagi* hernyója.

A tölgy búcsújáró lepke (*Thaumetopoea processionea*) tölgy-specialista, preferált magyarországi tápnövénye a cser, de kocsányos tölgyön is találkozhatunk vele. Nyugat-Európában (Németország, Hollandia), ahol a cser kevésbé elterjedt (és nem is őshonos) a

kocsányos tölgy a fő tápnövénye. A fajról közismert, hogy idősebb hernyóinak szőre súlyos bőrgyulladásokat okozhat. Szintén tölgy specialisták a közösségi jelentőségű *Erannis ankeraria* (1. ábra) és a *Dioszeghyana schmidtii* (KOROMPAI és KOZMA 2004, TURČANI és mtsai 2010 – 2. ábra). Az előbbi *Quercus pubescens*-t, utóbbi a *Q. cerris*-t preferálja. Szintén a *Q. pubescens*-hez köthető a ritka és védett *Phalera bucephaloides*. A cseresek lombfogyasztó lepkehernyóiról, Szlovákiából KULFAN és mtsai (2006) közölnek tanulmányt, aminek megállapításai valószínűleg nagyrészt Magyarországra is vonatkoztathatók.

Sajátos életmódúak a levélaknázók, általában erősen specialisták. A tölgyek ezek közül is kimagasló fajszámú együtttest tartanak el. A legtöbbjük a mikrolepkék közül kerül ki. A *Stigmella* fajok általában a levél felszínén hosszú, keskeny, kanyargós aknákat, míg a *Phyllonorycter*-ek a levélfonákon foltaknakat képeznek. Szintén gyakoriak a *Tischeria* fajok, közülük a *T. ekebladella* akár tömeges is lehet. Az aknázómolyok mellett apró ormányosok (*Orchestes* fajok) és a tölgy aknászdarázs (*Profenusa pygmaea*) is aknázza a leveleket.

A tengernyi lepkehernyó mellett sok levéldarázs lárva is táplálkozik a leveleken. Az *Apethymus filiformis* viaszos fehér lárvai helyenként akár tömegesek is lehetnek. Szintén gyakori a *Mesoneura opaca* zöldes álhernyója, ami a levélszegélyen rág, és saját görbült testével a levélkaréjt utánozza. A *Peryclista* fajok lárvaikat elágazó fekete tüskék fedik, nyilván önvédelmi célzattal.

A tölgyekre talán leginkább jellemző fajgazdag, specialista rovarcsoport a gubacsdarázsoké (Cynipidae – Cynipinae alcsalád). MELIKA és mtsai (2000) Magyarországról 95 fajukat sorolják fel. Többségükben olyan jellegzetes, fajspecifikus gubacsokat képeznek, amik alapján a gubacsdarázs faj is biztonsággal meghatározható. A tölgyeknek minden olyan szervén képezhetnek gubacsokat, ahol még osztódó szövetek vannak. Így a leveleken, rügyeken, hajtásokon, virágokon, termésen és a gyökéren is.



1. ábra. A közösségi jelentőségű Anker-araszoló (*Erannis ankeraria*) röpkeptelen nőténye (fotó: Csóka György)

A nálunk őshonos, tölgyeken élő gubacsdarazsak többsége nemzedékváltást folytat. Ez azt jelenti, hogy a jellemzően tavasszal fejlődő kétivarú nemzedéket nyáron/ősszel egy aszexuális nemzedék követi. Az utóbbiban értelemszerűen csak nőtények vannak, amik parthenogenetikus úton adnak életet a következő kétivarú nemzedéknek. Az egymást váltó két nemzedék nőtényei, különösen pedig az egyes nemzedékek által képzett gubacsok méretükben és megjelenésükben rendkívül különbözőek. Ennek tudható be, hogy egyes fajok két nemzedékét eredetileg külön fajként írták le (CsÓKA és mtsai 2005). Még napjainkban is zajlik a nemzedékek egymásra találása, amiben a modern genetikai módszerek nagy segítséget jelentenek (STONE és mtsai 2002, CsÓKA és mtsai 2005).

A fajok egy része a nemzedékváltást ugyanazon, illetve ugyanazon szekcióba tartozó tölgyfajon folytatják. Azaz mindkét nemzedék gubacsa vagy a *Quercus* szekció, vagy pedig a *Cerris* szekcióba tartozó tölgyön fejlődik. A *Neuroterus quercusbaccarum* tavaszi nemzedéke *Q. robur*, *Q. petraea* hím virágain, illetve levelein képez 4–8 mm átmérőjű, áttetsző bogóyszerű gubacsokat, az őszi aszexuális nemzedék pedig ugyanezen fajok levélfonákján fejleszt lencseszerű gubacsokat.

Az *Andricus* genusz fajai ezzel ellentétben obligát tápnövény váltást is folytatnak. A tavaszi kétivarú nemzedék jellemzően a *Q. cerris*-en fejlődik, az őszi aszexuális pedig a *Quercus* szekció valamelyik fáján. Azaz ezen fajok életfeltétele a *Q. cerris*, illetve más, a *Quercus* szekcióba tartozó tölgyfaj együttes előfordulása. A genusz közismert képviselője a siska gubacsdarázs (*Andricus quercuscalicis*), aminek mindkét nemzedéke szigorú tápnövény specialista. Tavaszi kétivarú nemzedékének gubacsai a *Q. cerris* hím virágain apró magszerű képződmények, a nyári aszexuális nemzedéke pedig a *Q. robur* makkján okoz jóval nagyobb, szabálytalan alakú, zsíros ragadós felületű gubacsokat. Érdekeséggé válhat, hogy e faj aszexuális gubacsait (sok más fajéval együtt) magas tannin tartalmuk miatt a XX. század elejéig ipari

céllal (bőr-cserzés, bőrfestés, textilfestés) kiterjedten gyűjtötték és forgalmazták.

Magyarországon tölgyekről eddig 13 gubacsokozó gubacsszúnyog fajt jegyeztek fel (CsÓKA 2012). Ezek mindegyike specialista, tápnövény körük vagy a *Quercus* szekcióra, vagy a *Cerris* szekcióra korlátozódik. Többségük alig észrevehető, kisméretű, illetve rejtett gubacsokat képez. Közülük leggyakrabban a *Q. cerris*-en időnként tömeges *Dryomyia circinnans* nevű faj szőrös csoportos lencsegubacsaival találkozhatunk.

A tölgyeken gubacsokat képező gubacsdarazsakhoz (Cynipidae) és gubacsszúnyogokhoz (Cecidomyiidae) sajátos életmódú herbivor rovarok, az úgynevezett „inkviliniek” („bérllők”, „társbérllők”) is kötődnek. Ezek a szélsőséges specialisták a gubacsokozók által képzett gubacsok szöveteiből nyerik táplálékukat. A gubacsszúnyogok között 3 ilyen fajt ismerünk. Az *Arnoldiola quercus* a *Contarinia quercina* gubacsszúnyog gubacsában fejlődik. A másik két faj gubacsdarazsak gubacsában lelhető fel. A *Parallelodiplosis galliperda* (Cecidomyiidae) például kizárólag a *Neuroterus quercusbaccarum* őszi egyivarú nemzedékének lencsegubacsa alatt fejlődik. A *Xenodiplosis laeviusculi* pedig a *Neuroterus albipes* őszi, egyivarú nemzedékének lencsegubacsa alatt fejlődik.

A Cynipida gubacsokban a fentiekén túl számos további inkvilin rovar is fejlődik. PUJADE és mtsai (2003) 27 Hymenoptera fajt sorol fel Magyarországról, ezek a *Ceroptres*, *Saphonecrus* és *Synergus* genuszba tartoznak (3. ábra). Lárvaik elsődlegesen a gubacsok szövetein táplálkoznak, de egyes fajaik fakultatív ragadozók is lehetnek, mivel időnként elfogyasztják a gubacsokozók lárvaikat is (STONE és mtsai 2002, CsÓKA és mtsai 2005, PÉNZES és mtsai 2012). Egyetlen mogorónyi méretű gubacsban gyakran akár 6–7 rovarfaj 40–50 egyede (gubacsokozó, társbérllő, parazitoid) is kifejlődhet. Kizárólag a *Biorhiza pallida* tavaszi, kétivarú, szivacsos rügygubacsában él a gubacslakó zsuzsóka (*Curculio villosus*) lárva. A szakirodalom (pl. EMMET 1988) több sodrómolyról



2. ábra. A közösségi jelentőségű magyar tavaszi-fésűsbagoly (*Dioszeghyana schmidtii*) hernyója (fotó: CsÓKA György)



3. ábra. Inkvilin („társbérő”) rovarok lárvái az *Andricus kollari* gubacsdarázs egyivarú nemzedéke által képzett gubacs falában (a gubacsdarázs bábja a középső kamrában látható) (fotó: Csóka György)

említi, hogy Cynipida gubacsokban fejlődik. Hosszú időn át végzett tömeges neveléseink során azonban csak két fajról tudtuk bizonyítani, hogy obligát inkvilinek. A *Pammene amygdalana* egynemzedékes, a *P. gallicolana* pedig kétnemzedékes. Előbbi jellemzően a gubacsdarázsok őszi nemzedékének egyivarú gubacsában fejlődik, az utóbbi mindkét nemzedék gubacsában kifejlődhet. Utóbbit egyébként a *Dryomyia circinnans* nevű gubacsszúnyog gubacsain táplálkozva is megfigyelték már. Mindkét faj hernyói fakultatív ragadozók, ha tehetik, elfogyasztják, a gubacsokozó, illetve inkvilin lárvákat is.

Bár nem herbivor rovarok, de érdemes megjegyezni, hogy a tölgyeken élő gubacsdarázsokhoz fajgazdag parazitoid közösségek is tartoznak, azaz a tölgyek a meglehetősen diverz gubacsdarázs együttesen keresztül közvetve még ezek létfeltételeit is biztosítják. A nagyméretű, idősebb, belül üreges gubacsok (pl. *Andricus hungaricus*, *A. quercustozae*, *A. kollari*) preferált búvó és szaporodó helyei bizonyos hangyafajoknak (Pl. *Leptothorax*, *Camponotus* stb.).

A tölgyek makkjában a már említett gubacsdarázsokon kívül makkormányosok (*Curculio* fajok) és makkmolyok (*Cydia* és *Pammene* fajok) élnek. Ezek lazábban kötődnek a tölgyekhez, egyes fajaik a bükk, a szelídgesztenye és a mogyoró termésében is kifejlődhetnek.

A tölgyek ágain és törzsén polifág és specialista pajzstetveket egyaránt találunk. Erdővédelmi szempontból legjelentősebb a *Kermes quercus*. Rossz termőhelyen álló kocsányostölgyesekben, szárazság, vagy éppen hernyók okozta lombvesztést követően legyengült fákon szaporodik el. A kifejlett nőstények csoportos viaszpajzsai nem az ágakon, hanem a törzs repedéseiben láthatók. Egyesével, ágakon találkozhatunk a *Kermes roboris* 6–8 mm-es gömbölyű nősté-

nyeivel. Édes váladékáért hangyák látogatják és védelmezik. A golyvatetveket (pl. *Lachnus roboris*), illetve az általuk kiváltott duzzanatokat is gyakran láthatjuk az ágakon.

Még élő, fás részeikben is sok rovar él. A védett, közösségi jelentőségű nagy höscincér (*Cerambyx cerdo*) több nemzedéke is kifejlődik idős, vastag törzsekben, végezetül el is pusztítja azokat. A tölgyek koronáiban, 2–3 cm vastag ágakban rág a szintén védett sávós tölgybogár (*Coraebus floerentinus*). A kifejlett lárva az ágat meggyűrűzi, az elpusztul, és rövid időn belül le is török. A genusz másik védett faja (*C. undatus*) jobban kötődik a kocsányos tölgyhöz, de jóval ritkább az előzőnél. Erdővédelmi szempontból legjelentősebbek az *Agrilus* díszbogarak, lárváik a törzs, illetve az ágak kéreg alatt ráganak. Mindre jellemző, hogy az álcák a kéreg alatt kígyózó, kacsaringós meneteket készítenek, és a menet végén a szijácsban bábozódnak. Az *A. biguttatus* vízszintes járatokat rágó lárvái legyengült állományokban (különösen aszályos időszakokban és/vagy lombrágás után) tömeges fapusztulást is okozhatnak. Európa szerte a tölgypusztulás egyik jelentős szereplőjének tartják. Az aranypettyes díszbogár (*Chrysobothris affinis*) a fák tövi részére rakja le petéit, a kikelő álcák pedig a kéreg alatt ráganak, illetve a fatestben bábozódnak. Ha a fa nem is pusztul el, a kirepülési nyílás, és a felrepedő kéreg fertőzési kaput nyithatnak a különböző kórokozóknak.

A tölgy kéregszú (*Scolytus multistriatus*), érési ráágást folytat a tölgyek koronájában. Egyes vélemények szerint ennek során *Ophiostoma* gombákkal fertőzi meg a tápnövényt, ezáltal a tölgypusztulás egyik lehetséges közreműködőjének is tartják.

A nem őshonos tölgyfajokon megtelepedő herbivor rovarokkal kapcsolatban CSÓKA és HIRKA (2001) közölnek áttekintést. Eszerint a polifág fajok képesek táplálkozni és kifejlődni az egzóta tölgyeken is, a specialisták azonban szigorúan tartják a *Quercus* genuszon belüli szekció határokat. Azaz a Cerris szekció specialistái csak a Cerris szekció tölgyfajain (pl. *Q. libani*, *Q. castaneifolia*) fordulnak elő, a *Quercus* szekció specialistái csak a *Quercus* szekció fajain (*Q. dentata*, *Q. hartwissiana*, *Q. macranthera*, *Q. pontica* stb.). Az észak-amerikai vörös tölgyeken (*Q. rubra*, *Q. palustris*, *Q. coccinea*) csak polifág és oligofág herbivorok fordulnak elő, ezek némelyike (pl. cserebogarak, gyapjaslepke, néhány sodrómoly) időnként tömegesen. Szesszilis specialisták (aknázók, gubacsokozók) gyakorlatilag nem. *Quercus rubra*-ról egyetlen levélaknázót, a *Tischeria ekebladella*-t ismerjük. Ritkán a tölgy-specialista *Mesoneura opaca* levéldarázs lárvái is előfordulnak a levelein, de más specialistákról nincs tudomásunk. Azaz az észak-amerikai vörös tölgyek a herbivor rovarok diverzitásának fenntartásában nem játszanak számottevő szerepet.

TURČANI és mtsai (2009) két őshonos tölgyfaj (*Q. robur* és *Q. petraea*), illetve az észak-amerikai vörös tölgy (*Q. rubra*) lombfogyasztó rovar faunáját hason-

lították össze. A két őshonos fajgazdagsága lényegesen meghaladta az idegenhonosét.

Idegenhonos rovarfajok közül tölgyeken is több faj jelent meg. Több évtizede jelen van Magyarországon a tölgy selyemlepke (*Antheraea yamamai*), aminek leggyakoribb tápnövényei a tölgyek és a polifág amerikai fehér medvelepke (*Hyphantria cunea*), ami időnként tölgyeken is feltűnik (CsÓKA 1995). A szélsőségesen polifág amerikai lepkekabóca (*Metcalfa pruinosa*) lárvái és imágói is előfordulhatnak tölgyeken.

Alig több mint 2 éve tűnt fel Magyarországon az eredetileg észak-amerikai származású tölgy csipkés-poloska (*Corythuca arcuata*), ami a Tiszától keletre egyre több helyről kerül elő. A lárvák és a kifejlett poloskák is a levélfonákon szívatgatnak. Tömeges fellépése a levelek sárgulását és idő előtti lehullását idézi elő (CsÓKA és mtsai 2013).

Szelídgesztenye (*Castanea sativa*)

A szelídgesztenye Magyarországon csak kis területen tekinthető fő fafajnak, de elegyfajként, illetve ültetvények formájában többfelé jelen van. Herbivor rovarfaunája nem túl gazdag és nem is túl speciális. Oligofág/polifág lombfogyasztó együttese leginkább a közeli rokon tölgyekéhez hasonlít. Így sok más mellett a generalista *Lymantria dispar*, *Phalera bucephala*, *Biston betularia*, *Erannis defoliaria*, *Operophtera brumata*, *Tortrix viridana*, *Archips xylosteana*, *Choristoneura hebenstreitella* lárvái is fogyasztják leveleit. Levélaknázó együttese szintén a tölgyekhez hasonló, de annál kevésbé fajgazdag. Leggyakoribb levélaknázói a *Tischeria ekebladella* és a *Phyllonorycter messaniella*. Ritkán a tölgy aknászdarázs (*Profenusa pygmaea*) aknája is megtalálható rajta. Levelein szintén előfordulnak a tölgyekre jellemző zsákhordó molyok (Coleophoridae), így a *Coleophora anatipennella* és a *C. lutipennella* is. Gyakoriak rajta a polifág lombormányosok (*Phyllobius* és *Polydrosus* fajok).

Törzsében a nagy farontó (*Cossus cossus*), a kis farontó (*Zeuzera pyrina*) és a *Synanthedon vespiformis* üvegszárnyú lepke is kifejlődik.

Nagyméretű, tápanyagokban gazdag termése számos oligofág karpofág rovar kifejlődését teszi lehetővé. Így a *Curculio* ormányosok több fájának (*C. elephas*, *C. glandium*, *C. nucum*) lárvái is gyakran táplálkoznak a gesztenyében. Hasonlóan gyakoriak benne a termésmolyok (*Cydia triangulella*, *C. ampla*, *C. fagiglandana*, *Pammene fasciana*). Ezek a fajok főként a tölgyek, de a bükk és a mogyoró termésében is gyakran előfordulnak. Megjegyzendő, hogy a szelídgesztenye herbivor rovarközössége (nyilván a termés gazdasági jelentősége miatt) meglehetősen intenzíven kutatott (BÜRGÉS és GÁL 1981, 1982, 1987; GÁL és mtsai 1981). Érdekes, a tápnövény fajon belüli változatossága és a herbivor preferencia összefüggésére vonatkozó eredményt közöl BÜRGÉS

(1972). Eszerint a sűrűbb tüskézet nagyrészt megvédi a gesztenyét a karpofág rovaroktól.

Észak-Olaszországban 2002-ben, Magyarországon 2009-ben észlelték először az ázsiai származású, inváziós szelídgesztenye gubacsdarazsat (*Dryocosmus kuriphilus*). Hozzánk egy Olaszországból importált nagyméretű (kb. 5 m magas) fával került be (CsÓKA és mtsai 2009). Mára már önerőből is terjed, az ország délnyugati részében, de a Dunakanyarban is több helyen megtalálták.

Nyírek (*Betula* spp.)

Magyarországon a bibircses nyír (*Betula pendula*) és a molyhos nyír (*Betula pubescens*) fordul elő. Herbivor rovarfaunájuk nagy valószínűséggel erősen hasonló, azzal a megjegyzéssel, hogy a hazai adatok túlnyomó része (ennek megfelelően az alábbiakban leírtak jelentős része is) a bibircses nyírről vonatkozik.

A *Betula* genusz Európa-szerte a herbivor rovarokban gazdagabb tápnövények közé tartozik. KENNEDY és SOUTHWOOD (1984) Nagy-Britanniából 330, ALTENKIRCH (1986) Németországból 164, CsÓKA (1996a) Magyarországról 305 herbivor rovarfaját említi. Generalista, oligofág és specialista fajok egyaránt nagy számban találhatóak rajtuk.

Sok lepkehernyó táplálkozik a nyírek lombjában. CRAFER (2005) mintegy 150 fajt sorol fel. Gyakori polifág fajok a nyíren a *Lymantria dispar*, *L. monacha*, *Orthosia cruda*, *O. incerta*, *Operophtera brumata*, *Erannis defoliaria*, *Colotois pennaria*, *Biston betularia*. Legutóbbi, bár fajnevét a nyírről kapta, számos más lombos fa leveleit is fogyasztja. Füzek, nyárok mellett nyíren is gyakran láthatjuk a védett gyászlepke (*Nymphalis antiopa*) csoportosan táplálkozó hernyóit. Oligofág, a nyír mellett égeren, mogyorón és hársra is megélhet a szintén védett *Endromis versicolora* (4. ábra). Szintén nyírhez (esetleg égerhez) kötődik négy, ugyancsak védett púposzövő (Notodontidae) faj: *Furcula bicuspis*, *Pheosia gnoma*, *Leucodonta*



4. ábra. A nyíren élő, védett tarkaszövő (*Endromis versicolora*) kifejlett hernyója (fotó: CsÓKA György)

bicoloria, *Odontosia carmelita*. Az utóbbi kettő csak nyíren él. A nyír-specialista *Drepana lacertinaria* (Drepanidae) sarlósszövő hernyója a tápnövényhez való vizuális alkalmazkodás iskolapéldája lehet. Éjjel rágja leveleket, nappal pedig a nyír már barnuló nővirágzatai között rejtőzik. Testének színével és textúrájával tökéletesen beolvad ebbe a háttérbe.

Oligofág (a nyír mellett égeren és mogyorón is megél) a lapátos nyír levéldarázs (*Croesus septentrionalis*). Álhernyói a levél szegélyén rágnak, veszély esetén jellegzetes riasztó pózba merevednek.

Szintén specialisták (de esetenként oligofágok, illetve polifágok is lehetnek) a levelein élő aknázók. Több *Stigmella* (*S. lapponica*, *S. continuella*, *S. betulicola* stb.) és *Phyllonorycter* (*P. cavella*, *P. corylifoliella*, *P. ulmifoliella*). A *P. ulmiella* neve némileg félrevezető, hiszen a fajnév a szilekkel való kapcsolatra utal. A faj ennek ellenére nyír-specialista. A kétnemzedékes *Parornix betulae* (Gracillariidae) fiatal lárvái először a levélfonákon készítenek aknákat, majd a visszahajtott levélszél alatt folytatják a táplálkozást. Az aknázó lepkefajok mellett más rovarcsoportok is folytatnak hasonló életmódot. A *Stigmella* kígyóaknákhöz némileg hasonló aknát készítenek az *Agromyza alnibetulae* nevű aknázólégy lárvái. Az *Orchestes rusci* nevű ormányosbogár lárvája a levélszegélytől induló, szélesebb aknát készít. A kifejlett lárvá köralakban kirágja a levelet és a földre hullik. A levélen így egy szabályos kerek lyuk marad vissza. Kétnemzedékesek a nyír levelein, a levélszegélytől induló foltaknát készítő specialista levéldarázsok, a *Messa nana* és a *Scolio-neura nigricans*. A leveleken számos gubacs szűnyog faj is okoz különböző méretű és megjelenésű gubacsokat (*Resseliella betulicola*, *Massalongia rubra*, *M. betulifolia*, *Anisostephus betulinus*). A nyír-monofág *Elasmucha grisea* nevű poloskafaj (Acanthosomatidae) lárvái nyír leveleken és hajtásokon, csoportosan szívogatnak. A faj érdekessége az aktív szülői gondoskodás. A nőstény poloska petéit és fiatal lárváit vehemensen védi a parazitoidok és ragadozók ellen (Rédei Dávid szóbeli közlése, 2015).

A nyírfűrő tükrómoly (*Epinotia tetraquetra*) fiatal lárvái a nyír (és éger) hajtásaiban fúrnak, ami felismerhető duzzanatot okoz a hajtáson. Utolsó larvastádiumban pedig levelet rágnak. Az igen polifág nagy farontó (*Cossus cossus*) méretes lárvái is gyakran kifejlődnek a nyír törzsében. A *Tremex fuscicornis* fadarázs (Siricidae) szintén polifág, a nyír is gyakori tápnövénye. Legyengült, betegeskedő fákra rakja petéit. Számos más fadarázshoz hasonlóan szimbióta gombát hordoz, ami a cellulóz emésztését könnyíti meg 1–3 évig fejlődő lárvái számára. Nyír-specialista üvegszárnyú lepke (Sesiidae) a *Synanthedon soliaeformis*. Lárva 2–3 évig fejlődik a kéreg alatt. Ugyanebbe a genuszba tartozó polifág faj, a *S. spuleri* a tölgyek, nyárok, fűzek, juharok mellett nyír törzsében is kifejlődhet (LASTUVKA és LASTUVKA 2001). Nyír-specialista díszbogár az *Agrius betuleti*. Lárvai száradó

ágakban 2 évig fejlődnek (MUSKOVITS és HEGYESSY 2002). Nyír-specialista szúfaj a *Scolytus ratzeburgi*. Függetlenes lárvaíratokat készít a kéreg alatt, és a kirepülési nyílásai is függetlenesen helyezkednek el a törzsön, amiről jelenléte könnyen felismerhető.

A nővirágzaton, illetve a természen észlelhető duzzanat gyakran a nyír monofág *Semudobia betulae* jelenlétére utal. A gubacs szűnyog lárvái a magokban képeznek gubacsokat. A megtámadott magok elvesztik csírázókéességüket.

Égerek (*Alnus* spp.)

BARTHA (1999) Magyarországról 3 őshonos égerfajt (*Alnus glutinosa*, *A. incana*, *A. viridis*) említ. Közülük egyértelműen az *A. glutinosa* a legelterjedtebb. A hazai herbivor adatok túlnyomó része is erre a fajra vonatkozik. KENNEDY és SOUTHWOOD (1984) Nagy-Britanniából 135, CSÓKA (1996a) Magyarországról 209, égeren élő herbivor rovarfajt említ. Az éger és a nyír polifág/oligofág herbivor rovar együttese jelentős hasonlóságot mutat, ezért itt közülük csak azokat a fajokat említjük, amiket a nyíreknél nem tárgyaltunk.

CRAFER (2005) 50-nél több lepkefajnál említi, hogy az éger is tápnövénye lehet. A gyapjaslepke ismétlődő tömegszaporodásai során gyakran rág tarra égereseket is. Az *Acronicta alni* (Noctuidae) neve ugyan az égerhez köti, de polifág faj, több más lombos fán is előfordul. Érdekessége, hogy fiatal hernyói látszatra madárürüléknek tűnnek, így próbálják meg a ragadozóikat távol tartani. Az idősebb hernyók fekete-sárga mintázatúak, ami szintén riasztó lehet pl. a rovarévi madarak számára.

Több polifág sodrómoly is táplálkozik rajta: *Adoxophyes orana*, *Hedya nubiferana*, *Pandemis corylana*, *P. heparana*. Oligofág sodrómolya (nyíren és mogyorón is előfordul) az *Epiblema similana*. Specialista sarlósszövője a *Drepana curvatula*. A nyírnél már említett *D. lacertinaria*-hoz hasonló vizuális önvédelmi trükköt alkalmaz. Specialista araszolója a *Hydrelia sylvata*.

Levelein két specialista levélbogár, az *Agelastica alni* és a *Melasoma aenea* is előfordul. Az utóbbi ritkán fűzekben is megjelenik. Mindkét faj esetében a kifejlett bogarak és a lárvák is rágnak. Levelein számos levéldarázs lárvái is megélnek. Oligofág (éger/nyír) lombfogyasztója a *Hemichroa crocea*, specialistája pedig *Eriocampa ovata*. Utóbbi lárvái vastag viasz szerű fehér bevonatot hordoznak testükön (5. ábra). Leveleikből tömör sodratot készít a *Byctiscus populi*, a *B. betulae* és a *Deporaus betulae*. Ezek jellemzően polifág fajok, nyíren, nyáron és más lombos fán is előfordulhatnak.

A leveleken számos rovarcsoport képviselői aknáznak. Így az *Agromyza alnivora* aknázólégy, a *Phyllonorycter rajella*, *Phyllonorycter froelichiella* foltaknás molyok (Gracillariidae), a *Stigmella glutinosae*,

5. ábra. Az éger specialista éger-levéldarázs (*Eriocampa ovata*) lárvája (fotó: Csóka György)



a *Bohemannia quadrimaculella*, a *Heterarthrus vagans* és *Fenusa dohrnii* (Tenhredinidae). Ezek mind-egyike szorosan kötődik az égerhez. Oligofág/polifág aknázók az *Orchestes alni* és az *O. jota* aknázó ormányosok (Curculionidae).

Számos zsákhordó molyt (Coleophoridae) is találunk az éger levelein. Oligofág faj (éger/nyír) a *Coleophora alnifoliae*, polifág a *Coleophora anatipennella*.

A nyírhez hasonlóan az égeren (néha nyíren is) is él egy szülői gondoskodást mutató poloskafaj. Az *Elasmucha fieberi* a nyíren élő közeli rokonához (*Elasmucha grisea*) hasonlóan védi utódait.

A hajtásokon és a leveleken fehér, vattaszerű bevonatként jelennek meg az éger-specialista *Psylla alni* (Psyllidae) telepei. A hajtásokon, csoportosan szívogató lárváit nyálszerű bevonattal („kakukknyal”) védi az égerkabóca (*Aphrophora alni*).

Égeren és nyíren egyaránt előfordul a *Synanthedon spheciformis* és a *S. culiciformis* nevű üvegszárnyú lepke. Az előbbi lárvái a törzs alsó részében 2–3, az utóbbié sérült törzsrészekben, illetve ágakban 1–2 évig fejlődnek. Fiatalabb törzsekben rág a tarka égerormányos (*Cryptorhynchus lapathi*) lárvája. Pusztuló törzsekben, vastagabb ágakban fejlődnek a *Dicerca alni*, ritkábban pedig a védett *Lampra dives* díszbogarak. Ágakban, vékonyabb törzsben rág az erősen polifág *Agrilus viridis*. Égerből is kinevelhető a védett, színpompás létracincér (*Saperda scalaris*). A törzsben, a kéreg alatt fejlődnek a *Dryocoetes alni* és a *Taphrorychus alni* szűbogarak lárvái. Törzsében gyakoriak a nagy farontó (*Cossus cossus*) méretes lárvái is.

Juharok (*Acer* spp.)

Erdeinkben 4 őshonos (*Acer campestre*, *A. platanoides*, *A. pseudoplatanus* és *A. tataricum*) és két idegenhonos észak-amerikai származású juharfaj, a zöld juhar (*A. negundo*) és az ezüst juhar (*A. saccharinum*) fordul elő. A statisztikák szerint együttesen sem érik

el az 1%-os arányt. Az őshonos fajok ökológiai és/vagy ökonómiai szempontból is értékesek, az *A. negundo* viszont sokhelyütt jelentős problémákat okozó inváziós faj. Levelei fenolok mellett alkaloidokat is tartalmaznak, így a többi juharral ellentétben a herbivor rovarok kerülnek. Egyedüli „stabil” lombfogyasztója a szintén észak-amerikai származású erősen polifág *Hyphantria cunea*, ennek viszont kifejezetten kedvelt tápnövénye. Más lehetőség híján néhány polifág faj (pl. *Lymantria dispar*, *Orthosia cerasi*) hernyói eszik a leveleit, de ezek nem, vagy csak nagy mortalitással képesek kifejlődni rajta. Ennek megfelelően a továbbiakban ezt a fajfajt nem is tárgyaljuk.

A juharok herbivor közösségére a generalista és specialista fajok egyaránt jellemzőek. Specialista fajok vonatkozásában a 4 őshonos faj is jelentős eltéréseket mutat. KENNEDY és SOUTHWOOD (1984) *A. campestre*-ről 46, *A. pseudoplatanus*-ról 38 fajt említ. CSÓKA (1996a) az *Acer* genuszról összesen 178-at.

Polifág lombfogyasztóikban jelentős átfedések vannak, így mind a négy fajon előfordul többek között a *Lymantria dispar*, *Operophtera brumata*, *Erannis defoliaria*, *Colotois pennaria*, *Agriopsis marginaria*, *Alsophila aescularia* (Geometridae), *Phalera bucephala* (Notodontidae), *Orthosia gothica*, *O. incerta*, *O. munda*, *O. cerasi*, *Colocasia coryli* (Noctuidae), *Aleimma loeflingiana*, *Archips xylosteana*, *Clepsis rurinana*, *Pandemis cerasana*, *Ptycholoma lecheana*, *Tortrix viridana* (Tortricidae). A polifág lepidopterák mellett juharokon is gyakoriak a polifág lombormányosok (*Phyllobius*, *Polydrosus* fajok).

Oligofág lombfogyasztói az *Acrionicta aceris* (Noctuidae) és a *Ptilophora plumigera* (Notodontidae). Utóbbi általában a hegyi (*A. pseudoplatanus*) és a mezei (*A. campestre*) juharon időnként tömegesen, akár látványos lombvesztést is okozva fordul elő. A *Stigmella aceris* kígyóaknás moly (Nepticulidae) az *A. campestre*, *A. platanoides*, *A. tataricum* fajokon a *Stigmella speciosa* pedig az *A. pseudoplatanus*-on

fordul elő (LASTUVKA és LASTUVKA 1997). A juhar szövődarázs (*Pamphilius neglectus* – Pamphiliidae) a hegyi juhar levélkaróját kivágva készít hosszúkás, szivarszerű sodratot.

A sátoraknás molyok közül az *A. campestre*-n és az *A. pseudoplatanus*-on él a *Phyllonorycter acerifoliella*, az *A. platanoides*-en pedig a *P. platanoidella*. Egyes szerzők (pl. EMMET 1988) a hegyi juharon élőt külön fajként említi (*P. geniculella*).

A *Caloptilia rufipennella* (Gracillariidae) fiatal lárvái az *A. pseudoplatanus* levelén az érzugokban aknáznak, később a levélkarójokat behajtva képzett sátorszerű bűvőhelyen táplálkoznak tovább. Hasonló módon, jellemzően az *A. campestre*-n fejlődik a *Caloptilia semifascia* és a *C. hauderi* (EMMET 1988). A lepidoptera aknázók mellett a *Heteranthrus* genuszba tartozó levéldarazsak is aknáznak a különböző juharfajok levelein. Érdekességként megemlíthető, hogy a vadgesztenyéhez kötődő inváziós *Cameraia ohridella* (Gracillariidae) aknázómoly kifejlődhet *Acer pseudoplatanus*-on és *A. platanoides*-en is (PSCHORN-WALCHER 1997).

A juharok levelein több gubacsszúnyog (Cecidomyiidae) faj okoz gubacsokat. Az *A. campestre* levelényelén és levelerein az *Atrithrosema aceris* okoz orsószzerű vastagodást, a levellemezeken pedig a *Dasineura tympani* képez 4–8 mm átmérőjű lapos hólyagokat. A *Dasineura irregularis* az *A. pseudoplatanus* leveleit „gyűri össze”, a *Contarinia aceriplans* pedig a levélszegélyt sodorja be, illetve vastagodást okoz rajta. A *Drisina glutinosa* és a *Harrisomyia vitrina* hasonló, kicsi, lencseszerű gubacsokat képeznek a levelén. Az *Oligotrophus szépligetii* az *A. tataricum* levelein képez a levél mindkét oldalán kiemelkedő gubacsokat. Ezt a fajt egyébként Szépligeti Győző, magyar zoológus tiszteletére nevezték el. Az *A. pseudoplatanus*-hoz egy gubacsdarázs faj is kötődik.

A *Pediaspis aceris* tavaszi kétivarú nemzedéke 6–10 mm-es gömbölyű gubacsokat képez a leveleken, illetve a virágzaton. Egyivarú nemzedéke a gyökereken fejleszt 6–8 mm-es gömbölyű gubacsokat. Szintén a hegyi juhar (*A. pseudoplatanus*) levelein találkozhatunk a *Periphyllus* levéltetvek kolóniáival. Három, jellemzően szigorú specialista liszteske (Hemiptera: Aleyrodidae) faj (*Aleurochiton* spp.) is előfordul juharleveleken. A fentieken túl több gubacsatka (Acari: Eriophyoidea) is él a juharok levelein. Róluk ehelyütt csupán annyit említnék, hogy ezek is erősen fajspecifikusak.

A Nepticulidae család 3 faja is fejlődik a juharok magjában, de ezek is meglehetősen fajspecifikusak. Az *Ectoedemia sericopeza* tápnövénye az *A. platanoides*, az *E. louisella*-é az *A. campestre* és az *A. tataricum*, az *E. decentella*-é pedig az *A. pseudoplatanus*. Az *A. tataricum* kivételével mindhárom másik juharfaj termésében kifejlődhet a *Pammene regiana* nevű sodrómoly lárvája (SZABÓKY és CSÓKA 2010).

A juharok törzsében, illetve ágaiban kifejlődik a polifág *Cossus cossus* és a *Zeuzera pyrina* (Cossidae) és a *Synanthedon spuleri* (Sesiidae) lárvája.

Szilek (*Ulmus* spp.)

ANONIM (2009) három őshonos és egy idegenhonos szilfajt említi Magyarországról. Ezek a hegyi szil (*Ulmus glabra*), a vénic-szil (*U. laevis*), a mezei szil (*U. minor*), illetve a honosított turkesztáni szil (*U. pumila*). A szilek területfoglalása nem túl magas, de ökológiai és ökonómiai értelemben is értékes, fontos elegyfajjai lombos állományainknak. Herbivor együttesüket a generalista és a specialista fajok egyaránt jellemzik. KENNEDY és SOUTHWOOD (1984) Nagy-Britanniából 117, ALTENKIRCH (1986) Német-



6. ábra. A monofág védett, szilfa púposzövő (*Dicranura ulmi*) hernyója (fotó: Csóka György)



7. ábra. A szil specialista, védett pettyes szilcincér (*Saperda punctata*) (fotó: Csóka György)

országból 79, Csóka (1996a) Magyarországról pedig 127 szileken élő herbivor rovarfajt említ.

A generalista lombfogyasztók közül többek között megtalálhatók a szileken az *Erannis defoliaria*, *Colotois pennaria*, *Biston strataria*, *B. betularia*, *Operophtera brumata*, *Lycia hirtaria* (Geometridae), *Orthosia cerasi*, *O. incerta*, *Cosmia trapezina* (Noctuidae), *Phalera bucephala* (Notodontidae), *Orgyia antiqua*, *Lymantria dispar* (Lymantriidae), *Pandemis cerasana*, *P. heparana*, *Acleris cristana*, *Archips crataegana*, *Ancylis upupana*, *Zeiraphera isertana* (Tortricidae) és az *Arge ustulata* nevű levéldarázs (Argidae) lárvája. A nappali lepkék közül gyakori rajtuk a *Polygonia c-album* (Nymphalidae) hernyója. A szilek levelein is gyakran aknázik a *Trachys minutus* nevű apró díszbogár faj (Buprestidae).

Specialista lombfogyasztói a *Stigmella* (*S. ulmivora*, *S. ulmiphaga*, *S. viscerella*, *S. lemniscella*) és az *Ectoedemia preisseckeri* kígyóaknás molyok (Nepticulidae) (LASTUVKA és LASTUVKA 1997). A sátorosmolyok (Gracillariidae) közül a *Phyllonorycter tristrigella*. Szintén szil monofágok a *Coleophora badiipennella* és a *C. limosipnnella* zsákhordó molyok (Coleophoridae) és az *Acleris kochiella* sodrómoly (Tortricidae), valamint a *Fenusa* (*Kaliopenusa*) *ulmi* nevű aknásdarázs (Tenhredinidae). Monofág védett lepkefaja a szilfa púposzövő (*Dicranura ulmi* – 6. ábra).

Specialista idegenhonos levéldarázs faja az ázsiai származású *Aproceros leucopoda* (Argiidae), amit Európában először 2003-ban Magyarországon észleltek, de csak 2009-ben sikerült azonosítani (BLANK és mtsai 2010). Preferált tápnövénye a honosított *Ulmus pumila*, de az őshonos fajok levelein is kifejlődik. Útszéli turkesztáni szil fasorokon, illetve állományokban rendszeresen okoz jelentős lombvesztést. Hajtásain, levelein találkozhatunk az amerikai származású lepkebabócaival (*Metcalfa pruinosa* – Flatidae) is.

A leveleken változatos méretű, formájú és színezetű gubacsokat okoznak a levéltetvek (Aphididae) Pemphiginae alcsaládjába tartozó gubacszetvek. Az *Eriosoma lanuginosum* hólyagszerű gubacsainak átmérője akár 6–8 cm-t is elérhet. Az *E. ulmi* némileg megvastagodott, torzult levélsodratot okoz, a *Kaltenbachia pallida*, a *Tetraneura ulmi* és a *Colopha compressa* pedig a levél színén különböző színű (sárga, zöld, piros) hólyagokat képez. Szintén a leveleken, de az előzőeknél jóval kisebb gubacsokat okoz két gubacsszúnyog faj, a *Dasineura ulmicola* és a *Physemocecis ulmi*.

Az *Agrochola circellaris* bagolylepke fiatal hernyói a szilek virágát, illetve magjait fogyasztják, később a lombon táplálkoznak tovább. *Cirrhia gilvago* (Noctuidae) hernyója szintén a szilek virágain, magjain, később levelein táplálkozik.

Legismertebb xilofág rovarai minden bizonnyal a szil szíjácscsúzik (*Scolytus scolytus*, *S. laevis*, *S. multistriatus* stb.). Ezek mutualista kapcsolatban terjesztik a szilfavész okozó *Ophiostoma* gombákat, amik Európa-szerte ritkították (és ritkítják ma is) az őshonos szíleket.

Vastag napsütötte ágak, illetve vékonyabb törzsek kérge alatt 2–3 évig fejlődik a szil-virágdíszbogár (*Anthaxia deaurata*) és a szilfa-tarkadíszbogár (*Lampra mirifica*) lárvája. Az előbbi ritka, az utóbbi gyakoribb faj. A Hacker-virágdíszbogár (*Anthaxia hackeri*) ritka, a sávonyakú virágdíszbogár (*Anthaxia manca*) pedig gyakori. A törzsben, ágakban fejlődik a dekoratív megjelenésű, védett pettyes szilcincér (*Saperda punctata* – 7. ábra).

Körisek (*Fraxinus* spp.)

BARTHA (1999) 3 őshonos (*Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis*, *F. excelsior* és *F. ornus*), valamint 1 idegenhonos kőrifajt (*F. pennsylvanica*) említ Magyarországról. Amíg a 3 őshonos faj természetes ertődétársulásaink jelentős fafaja, addig az amerikai kőrís sok erdőművelési és természetvédelmi problémát okozó, agresszív inváziós faj.

A körisek a legtöbb rovarfaj számára mérgező vegyületeket tartalmaznak, így herbivor faunájuk egyáltalán nem gazdag. Főként specialista, illetve oligofág fajok élnek rajtuk. KENNEDY és SOUTHWOOD (1984) Nagy-Britanniából 65 fajt, CSÓKA (1996a) Magyarországról 81 fajt említ. CRAFER (2005) több polifág lepkefajt is felsorol kőrisekről: *Orthosia munda*, *Agrochola litura* (Noctuidae), *Selenia tetralunaria*, *Campaea margaritata*, *Plagodis pulveraria* (Geometridae). LAKATOS (2006) szerint a nyárfaszender (*Lathoe populi*) hernyói tápnövényként elfogadják a magyar kőrís leveleit. Kőrisek lombján is kifejlődő generalista sodrómolyok a *Doloploca punctulana*, a *Pandemis corylana*, a *P. heparana* (SZABÓKY és CSÓKA 2010).

Kőriseken, fagyalon, orgonán aknáznak a *Caloptilia syringella* nevű keskenyszárnyú moly fiatal lárvái. Később a levélszegélyen kis sátorzerűen kialakított búvóhelyeken táplálkoznak. Kőrís-specialista a *Prays fraxinella* (Gracillariidae). Fiatal hernyói a levelekben aknáznak, áttelelés után pedig a fiatal hajtásokban rágnak.

Kőriseken és fagyalon táplálkoznak a védett, közösségi jelentőségű díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) hernyói. Ugyanezek a tápnövényeken fejlődhet ki a fagyalszender (*Sphinx ligustri*) és a fagyalbagoly (*Craniophora ligustri*) lárvája is. A kőrisekhez erősen kötődnek az *Alethemia centrigo*, a *Cosmia affinis*. A fokozottan védett *Asteroscopus syriaca* laboratóriumi nevelési kísérletekben oligofág kőrís-specialistának bizonyult (Varga Zoltán írásbeli közlése, 2015). További oligofág lombfogyasztója a kőrísbogár (*Lytta vesicatoria*), aminek kifejlett bogarai a kőrisek mellett (főként a magas kőríst kedveli)

fagyalon és orgonán is felléphetnek. Életmódja felettből érdekes. A talajba petézik. Kikelő lárvái lágyszárú növények virágjaira másznak fel, ahol magányosan élő méhek (pl. *Bombus* fajok) szőrzetébe kapaszkodva azok fészkebe vitetik magukat. Itt a méhlárvák táplálására felhalmozott mézzel, vagy méh petékkal és lárvákkal táplálkoznak. Kőrís-specialista levélragó a kőrís gömbormányos (*Stereonychius fraxini*), ami időnként kifejezetten tömeges, esetenként akár fiatal kőrísfák pusztulását is okozhatja. A kifejlett bogarak lyukakat rágnak a levelekbe, a lárvák pedig „ablakos” hámozó rágást folytatnak. Szintén monofág a kőrís levéldarázs (*Tomostethus nigritus*). Ártéri erdőkben ritkán tömeges, mert az időnként elöntések szabályozzák populációit (a talajban előbábként telet).

A leveleken számos gubacs, illetve gubacszerű képlettel találkozhatunk, ezeket kőrís-specialista fajok okozzák. A *Dasineura acrophila* gubacsszúnyog a levélkén nagy, tasakszerű képződményt okoz, a *D. fraxini* a levéléren kisebb duzzanatokat, a *D. fraxinea* pedig a levéllemezen apró lencseszerű gubacsokat. Ezeket túl több Hemiptera faj is okoz gubacszerű levéltorzulásokat. A *Prociphilus bumeliae* (Pemphigidae) torzult levélcsomót okoz őshonos kőriseinken, magukat a rovarokat fehéres, vattaszerű bevonat fedi. Hasonló torzulást okoz, de csak az amerikai kőrísen fordul elő a *Prociphilus fraxinifolii* nevű idegenhonos faj, amit Európában először, 2003-ban, Magyarországon találtak meg (REMAUDIÈRE és RIPKA 2003).

A termésben, illetve a magban fejlődnek a *Contarinia marchali* nevű gubacsszúnyog sárgás lárvái. Jelenlétükre a termés duzzadt volta utal. Kőrís (de fagyal, orgona és borbolya is) termésében fejlődnek a *Pseudargyrotoza conwagana* sodrómoly lárvái. Kőrís-specialista ormányos a magban fejlődő *Lignyodes enucleator*. Nem rovar, hanem gubacsatka (*Aceria fraxinivorus*) okozza a virágzat barna színű, karfiolszerű eltorzulását.

Fájában fejlődnek a *Cossus cossus* és a *Zeuzera pyrina* farontólepkék lárvái, az utóbbi kifejezetten kedveli a kőriseket. Juharok és más lombfák mellett a kőrisekben is megél a védett, ritka cincérfaj, a *Ropalopus ungaricus*. A kőrisek kérge alatt több specialista szúfaj is készíti meneteit (*Hylesinus crenatus*, *Leperesinus varius*). A nőstények pusztuló fákon készítik anyajárataikat, de frissen kikelt bogarak élő fákon folytatnak úgynevezett „érés” rágást. Ennek során gyakran baktériummal fertőzik meg a fát, ami a kőrísrák kialakulásához vezethet. Kőrisek élő kérge alatt rágnak a kőríslakó karcsúmoly (*Euzophera pinguis*) hernyói (Pyralidae).

Fagyal (*Ligustrum vulgare*)

A fagyal a kőrisekkel együtt az olajfélékhez (Oleaceae) tartozik, és azokhoz hasonlóan herbivor rovar-együttese nem fajgazdag. Generalista is kevés rajta, de a specialisták száma sem magas. Számos olyan

rovarfaj ismert, ami kőrísen és fagyalon egyaránt előfordul.

CRAFER (2005) összesen 24 lepkefajt említ róla. Gyakoribb polifág lombfogyasztói az *Alsophila aescularia*, *Ectropis bistortata* (Geometridae), *Apatelealni*, *Amphipyra pyramidea* (Noctuidae), *Olethreutes lacunana*, *Ancylis apicella*, *Archips rosana*, *Doloploca punctulana*, *Spatalistis bifasciana* (Tortricidae).

Természetvédelmi szempontból minden bizonnyal legjelentősebb fogyasztója a díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*), melynek imágója is szívesen használja nektárforrásul az erdőszegélyeken épp a rajzási időszakban nyíló fagyalvirágokat. Jellegzetes lombfogyasztó hernyója még a fagyalszender (*Sphinx ligustri*), ami orgonán és kőrísen is megél. Hasonlóan oligofág a kőrísen is fejlődő *Craniophora ligustri* bagolylepke, és a *Macrophya punctumalbum* levéldarázs (Tenthredinidae), ami Oleaceae család fajain él. Levelein összesen csupán két keskenymoly (Gracillariidae) faj aknáz. Ezek az orgona keskenymoly (*Gracillaria syringella*) és a fagyalagnázó keskenymoly (*Caloptilia cuculipennella*). Mindkét faj kőrísen is előfordul.

Specialista szívó rovarai a fagyal levéltetű (*Myzus ligustri*) és a fagyaltripsz (*Dendrothrips ornatus*). Utóbbi a levelek ezüstös elszíneződését okozza. Ágain előfordulnak a *Chionaspis salicis* nevű, polifág pajzstetű pajzsai.

A fagyalon két gubacsokozó faj fordul elő. *Placochela ligustri* gubacsszúnyog lárvái a virágokban fejlődnek. Azok nem bomlanak ki és gyakran meg is duzzadnak. A *Myzus ligustri* pedig a leveleket sodorja be és vastagítja meg. Mindkét faj fagyal-specialista.

Vékonyabb törzsrészeiben kifejlődik a kis farontó (*Zeuzera pyrina*), vékonyabb ágaiban pedig a kőríris karcsúdíszbogár (*Agrilus convexicollis*) lárvája. Mindkét faj polifág.

Hársak (*Tilia* spp.)

Három őshonos hársfajunk (*Tilia cordata*, *T. platyphyllos* és *T. tomentosa*) bár állományok fő fajaként is megjelennek, főként tölgyesek, bükkösök elegyafajaként találkozhatunk velük. Ezen túl városi parkok, útszéli fasorok kedvelt fafajai.

A 3 faj herbivor rovarfaunája jelentős hasonlóságot mutat. Rovaregyüttesük nem túl fajgazdag, a generalista és a genusz monofág fajok egyaránt jellemzőek rájuk. Nagy-Britanniából 53, Magyarországról 137 herbivor rovarukat említi KENNEDY és SOUTHWOOD (1984), illetve CsÓKA (1996a).

Polifág lombfogyasztói többek között a *Lymantaria dispar*, *Orgyia antiqua*, *Operophtera brumata*, *Erannis defoliaria*, *Colotois pennaria*, *Orthosia* fajok, *Phalera bucephala*, és számos sodrómoly: *Tortrix viridana*, *Archips xylosteana*, *A. cratageana*, *Pandemis cerasana*, *Tortricodes alternella*. A hársakhoz szorosabban kötődő lombfogyasztók a hárszender (*Mimas tiliae*) és több levélaknázó faj. Kisméretű kígyóakná-

kat készít a levélen a *Stigmella tiliae*. Az ázsiai szármaszású inváziós, kétnemzedékes *Phyllonorycter issikii* 2002-ben tűnt fel Magyarországon (SZABÓKY és CSÓKA 2003), mára már az egész országban gyakorivá vált. Preferált tápnövénye a *T. cordata*, de a többi hársfajon is megjelenik. A levélfonákon készít foltaknát. Hársakon (de juharokon és nyíren is) aknáz a *Bucculatrix thoracella* nevű aknázómoly. A levélszegélyen jelenik meg a *Parna tenella* levéldarázs szabálytalan kétoldali foltaknája, általában a levél csúcsán pedig a polifág aknázó díszbogár, a *Trachys minutus* aknája. Az *Eucallipterus tiliae* levéltetű a levélfonákon, csoportosan szívogat. Jelenlétét leggyakrabban a lehulló mézharthat, illetve az azon megtelepedő korompenész jelzi.

A hajtásokon, fiatal ágakon találkozhatunk az *Eulecanium tiliae* pajzstetű nőtényeinek viaszpajzsával. Lárvai a leveleken szívogatnak. Az ágakban fejlődnek a mérsékelt polifág *Agrilus auricollis*, és a polifág *A. viridis*, vastagabb, pusztuló ágakban a védett hárs-specialista *Lampra rutilans* díszbogarak lárvai. A törzsekben előfordulnak a nagy farontó (*Cossus cossus*) és a kis farontó (*Zeuzera pyrina*) lárvai. Valószínűleg még élő, de már pusztuló ágakba, törzsekre petézik, de már elhalt fából repül ki a védett nyolcpettyes hársfacincér (*Saperda octopunctata*).

A hársakra jellemző, talán legismertebb rovarfaj a verőköltő bodobács (*Pyrrochoris apterus*), aminek népes kolóniáival gyakran találkozhatunk hársak tövében. A fiatal terméseken táplálkozik. Közeli rokona a Mediterráneumból származó, inváziós hársbodobács (*Oxycarenus lavaterae*), ami a leveleken és hajtásokon szívogat (TUBA és mtsai 2012).

A hársak levelein specialista gubacstetű (*Patchiella reaumuri*), illetve szintén specialista gubacsszúnyogok (*Didymomyia tiliacea*, *Dasineura tiliae* és *D. thomasiana*) okoznak gubacsokat. Bár nem rovarok okozzák, de a hársakra jellemző több atkagubacs is. Közülük nálunk is legalább 5 fajuk (*Eriophyes* és *Phytoptus* fajok) ismert.

A rovarbeporzású hársakon virágzaskor igen sok beporzó rovar jelenik meg. Ezek túlnyomó részben hártýásszárnyúak, illetve legyek.

Vadgyümölcsök

Ebben a fejezetben röviden áttekintjük a Rosaceae családba tartozó, tágabban értelmezett vadgyümölcsök (*Prunus*, *Cerasus*, *Padus*, *Pyrus*, *Malus*, *Crataegus*, *Sorbus*) néhány fajának herbivor rovar együtteseit. Általánosságban igaz, hogy az együtt előforduló rokon növényfajok herbivor faunájában a rokonság mértékével arányos hasonlóság van, ami különösen a polifág/oligofág fajok vonatkozásában jelentős. Mivel a vadgyümölcsök polifág/oligofág fajai jelentős hasonlóságot mutatnak, így csak az egyes fajokra jellemző sajátosságokat, illetve a leginkább jellemző fajokat és csoportokat érintjük, kerülve az ismétlődő, hosszas felsorolásokat.

A felsorolt genuszokba tartozó fajok mindegyike rovarbeporzású. Eltérő virágzási idejükből adódóan hosszú időn keresztül jelentős forrást biztosítanak a legkülönbözőbb beporzó rovarcsoportok (legyek, hártýásszárnyúak, bogarak) számára.

Vadkörte (*Pyrus pyraeaster*)

Herbivor rovarainak száma 250–300 fajra becsülhető. A tavaszi lombfogyasztó együttes igen sok fajra előfordul rajta, bár borszerű, kemény kutikulájú levelei miatt nem kedvelik túlzottan. A körtéhez szorosan kötődő ritka bagolylepke faj a *Atethmia ambusta* (Varga Zoltán írásbeli közlése, 2015). Polifág lombfogyasztója a védett nagy pávaszem (*Saturnia pyri*). Ennél polifágabb, de vadkörtén is gyakran előfordul a kékes őszibagoly (*Diloba caeruleocephala*). *Crataegus*, *Prunus*, *Malus*, *Pyrus* tápnövényeken fejlődnek többek között a felhős sodrómoly (*Neosphaleroptera nubilana*) és a rózsarügy-tükrömoly (*Notocelia aquana*) sodrómolyok hernyói. Csak Ausztriából, Szlovákiából és Magyarországról ismert a korai sodrómoly. Életmódja kevésbé ismert, de valószínű, hogy nálunk a *Pyrus* lehet a tápnövénye (SZABÓKY és CSÓKA 2010). A *Neurotoma saltuum* levéldarázs csoportos, narancssárga lárvái *Pyrus*-on, *Prunus*-on, *Crataegus*-on is előfordulnak. A leveleket, hajtásokat összeszővő szövedékben rágnak. Specialista aknázómolyai a *Stigmella pyri* és a *S. minusculella* (Nepticulidae). Oligofág faj többek között a *S. desperatella* és az *Ectoedemia atricollis*. A foltaknás molyok között is számos oligofág aknázója van (*Phyllonorycter mespilella*, *P. corylifoliella* stb.). A *Dasineura pyri* a levélszegélyt sodorja be, ez a sodrat kismértékben meg is vastagszik. A *Pyrus*-on több specialista levéltetű faj is él. A *Dysaphus pyri*-nek évente 3–7 nemzedéke is lehet. A levelek torzulását és pirosas elszíneződését okozza. Hasonló tüneteket okoz a *Melanaphis pyri*, de a levelek elszíneződése kevésbé feltűnő. A *Stephanitis pyri* csipkésposloska (Tingidae) lárvái és imágói is a levélfonákon szívogatnak. A levél felszínén márványos sárgulás utal jelenlétükre. A *Pyrus* mellett *Malus*-on és *Crataegus*-on is megtalálható. A hajtásokon több levélbolha (Psyllidae) lárvái szívogatnak (*Psylla pyrisuga*, *P. pyri*, *P. pyricola*), a hajtások fonnyadását, száradását, illetve a virágok és a termés idő előtti lehullását okozva.

Termésében a körte gyümölcsdarázs (*Hoplocampa brevis*) és a genusz monofág körtemoly (*Cydia pyrivora*) sodrómoly lárvái rágnak. A közeli rokon almamoly (*Cydia pomonella*) szintén előfordul a vadkörte termésében, de ez polifág (*Malus*, *Sorbus*, *Castanea*, *Juglans*). A termés kocsányát rágja, így annak idő előtti lehullását okozza a körteeszeleny (*Rhynchonites giganteus*). Más rokon fajokon is előfordul. A specialista *Contarinia pyrivora* lárvái (akár 100-as csoportban) a termés belsejében fejlődnek. A fiatal körte duzzadását, később megfeketedését és idő előtti lehullását okozzák.

A *Janus compressus* (Cephideae) levéldarázs lárvái a fiatal hajtásokban fejlődnek, azok fonnyadását, elszáradását okozzák. A hajtásokon számos oligofág pajzstetű faj is megél (*Quadraspidiotus pyri*, *Q. mariani* stb.). A vadkörte és rokon fajok (*Malus*, *Cerasus*, *Prunus*) kérgében fejlődik a kéregmoly (*Enarmonia formosana*) hernyója. A kérgen általában a kitolt ürülékcsomó árulja el jelenlétüket.

Vadalma (*Malus sylvestris*)

Herbivor rovarainak fajgazdagsága hasonló a vadkörtéhez. Ugyancsak hasonlóak oligofág/polifág rovarai.

Levelein több levéltetű faj (*Aphis*, *Dysaphis* fajok) okoz torzulásokat és elszíneződéseket. Az alma egyik leggyakrabban észlelt herbivor rovára az Amerikából behurcolt vértetű (*Eriosoma lanigerum*). Szívása a levelek, hajtások torzulását okozza, jelenlétét általában a tetvek feltűnő, vattaszerű, viaszos bevonata árulja el. Specialista levélaknázói a *Bohemannia pulverosella*, a *Stigmella malella*, *S. incognitella* (Nepticulidae), a *Parornix petiolella* és a *Callisto denticulella* (Gracillariidae), *Phyllonorycter blancardella* (Lithocellatidae). Ezek mellett számos további oligofág/polifág aknázómoly is megél rajta.

Az almalevél gubacsszúnyog (*Dasineura mali*) a levélszegélyt sodorja be, ebben fejlődik fehér vagy sárga színű lárvája. A gubacsszúnyogon kívül több gubacsatka (*Eriophyes* és *Phyllocoptes* fajok) okoz különböző torzulásokat, kisebb-nagyobb foltos elszíneződéseket a vadalma levelein.

Törzsében gyakoriak az oligofág, kétnemzedékes nagy gyümölcsfakéreg szú (*Scolytus mali*) függőleges anyajáratai. Fás részeiben több oligofág (*Agrilus sinuatus*, *Anthaxia fulgurans*, *A. suzannae*) és polifág (pl. *Agrilus roscidus*) díszbogár lárvái fejlődhetnek.

Termését az opportunisták táplálkozású fajok (pl. darazsak, virágbogarak) mellett karpofágok is fogyasztják. Ilyenek pl. az almamoly (*Cydia pomonella*) a poloskaszagú almadarázs (*Hoplocampa testudinea*) és a pirosszárnyú eszelény (*Coenorrhinus aequatus*).

Berkenyék (*Sorbus spp.*)

BARTHA (1999) négy berkenyefajt sorol fel (*Sorbus aria*, *S. aucuparia*, *S. domestica* és *S. torminalis*), de ezeken kívül nagyszámú kistípus is előfordul hazánkban. Ezek mindegyike jellemzően lombos erdők (főként tölgyesek) elegendője. Polifág/oligofág lombfogyasztói megegyeznek a Rosaceae családba tartozó más vadgyümölcsökével.

A *Sorbus aucuparia* levelén jelennek meg a *Stigmella magdalena* kígyózó és a *Stigmella sorbi* foltta szélesedő aknái. Csak a *Sorbus torminalis*-ről ismert kígyóaknás molyok a *S. torminalis* és a *S. hahniella*. Több *Sorbus* fajon is előfordulhat a *S. mespilicola*.



8. ábra. A közösségi jelentőségű sárga gyapjasszövő (*Eriogaster catax*) hernyófészke, a rajta sütkérező hernyókkal (fotó: Csóka György)

A *Parornix scoticella* a *Sorbus aucuparia* és a *S. aria* levélfonákján aknáz.

Berkenyéken is előforduló zsákhordó molyok (*Coleophoridae*): *Coleophora hemerobiella*, *C. anatipennella*. A *Sorbus aucuparia*-n készit foltaknákat a *Phyllonorycter sorbi*, a *S. torminalis*-on a *P. cydoniella*. Az utóbbi faj *Cydonia*-an és *Malus*-on is előfordul. *Sorbus torminalis*-on (alkalmanként *Pyrus*-on is) aknáz a *P. mespilella*.

Az *Argyresthia sorbiella* és az *A. semifusca* (*Yponomeutidae*) lárvái a *S. aria* és a *S. aucuparia* hajtásaiban rágnak. A vastagabb törzsekben a nagy farontó (*Cossus cossus*) a fiatalabb egyedek vékonyabb törzsében a kis farontó (*Zeuzera pyrina*) gyakori. Utóbbi faiskolákban, illetve parkfásításokban károkat is okozhat. Az üvegszárnyú lepkék közül a *Synanthedon stomoxiformis* és a *S. myopaeformis*. Ezek mérsékelten polifág fajok, a *Rosaceae* család fajain kívül csak néhány további tápnövényük ismert. Több polifág/oligofág díszbogár lárvái is kifejlődnek a berkenyék fájában: *Agilus graminis*, *A. viridis*, *Anthaxia semicuprea*.

Az *Argyresthia conjugella* a *S. aria* és a *S. aucuparia* termésében rág. A *Symptomaspis druparum* nevű magdarázs (*Torymidae*) lárvái pedig a *S. torminalis* termésében fejlődnek. Szintén a termésben fejlődik a vadkörtenél már említett almamoly (*Cydia pomonella*) is.

Kökény (*Prunus spinosa*)

KENNEDY és SOUTHWOOD (1984) 147, CSÓKA (1996a) 317 herbivor rovarfajt említ *Prunus* fajokról, a genuszon belüli differenciálás nélkül. Habár a fatermetű *Prunus* fajoknak is vannak specialista herbivor rovarai, kijelenthető, hogy a genusz legtöbb herbivor rovar eltartó faja a kökény (*Prunus spinosa*). CRAFER (2005) mintegy 100 lepkefaj hernyóját említi a kökényről. Kifejezetten kedvelik a tömegszaporodásra hajlamos nagylepkek (*Lymantria dispar*, *Euproctis chryorrhoea*, *Malacosoma neustria*) hernyói, tömegszaporodásaik során gyakran tarra is rágnak. *Prunus*-okon és más közeli rokon fajokon élő polifág sodrómolyok a *Hedya pruniana*, az *Ancylis achata*. A nagyszámú generalista herbivor mellett a kökényen igen sok oligofág, valamint monofág faj is él.

A kökény az egyik leggyakoribb tápnövénye a védett, közösségi jelentőségű *Eriogaster catax*-nak (8. ábra). Hernyói kezdetben csoportosan, szövedékben rágnak, később szétszélednek. Kökényen és galagonyákon fejlődik a szintén védett *Eriogaster lanestris*. Kökényen és galagonyán fejlődik a kökény-övesbagoly (*Catocala fulminea*) hernyója. A hernyó testén található tüskék sajátos vizuális önvédelmi fogást jelentenek. Az ágakhoz simulva, szinte láthatatlanná válik ragadozó számára. Laza szövedékben a levelet rágja az *Ypsolopha horidella* lárvája. Preferált tápnövénye

a kökény. Oligofág zsákhordó moly (Coleophoridae) a kökényen a *Coleophora coracipennella*, monofág a *C. prunifoliae* és a *C. badiipennella*.

Kökényen és cseresznye fajokon is előfordul a *Stigmella plagicolella* nevű aknázómoly. A genusz legtöbb fajtától eltérően nem kigyóaknát készít, hanem foltaknát, aminek a közepén az ürülékkupac szigetszerűen helyezkedik el. *Prunus* és *Crataegus* fajokon él a *Stigmella prunetorum*, aminek kigyóaknája spirálisan, szorosan feltekert, az akna csak a végén távolodik el a tekercestől. Mindkét faj kétnemzedékes. A kökény mellett más *Prunus* és *Cerasus* fajon is előfordul az *Ectoedemia spinosella* aknázómoly (Nepticulidae) és a *Lyonetia prunifoliella* (Lyonetidae). Két keskenymoly, a *Parornix finitimella* és a *P. torquilella* fiatal lárvái a levélszegélyen aknáznak, később a levélszegélyt behajtva kis tasakokat készítenek, és abban táplálkoznak tovább. A *Phyllonorycter spinicolella* lárvái levélfonáki foltaknában fejlődnek, leggyakoribb tápnövényük a kökény. Kökény-specialista a *Pseudoswammerdamia combinella* (Yponomeutidae) szintén foltaknát készít a kökény levélfonákján. A felsoroltakon túl számos további monofág/oligofág aknázómoly fejlődik a kökény levelein (három gubacsdarázs és egy levéldarázs).

A kökénynek néhány gubacsatka mellett több szigorúan monofág gubacsokozó rovара is van. Az *Asphondylia pruniperda* nevű gubacsszúnyog jelentősen megduzzasztja az oldalrügyeket, a *Putoniella pruni* pedig a levél főerén képez hosszúkás, tasak-szerű gubacsot. A *Dasineura tortrix* pedig a csúcs-hajtások leveleit „csomósítja”. A *Micronematus monogyniae* a levélszegélyt hajtja be lefelé, a lárva ennek a rejtekében él.

A kökényvirág aranymoly (*Argyresthia spinosella*) a kökény virágos hajtásaiban rág. Az *Argyresthia albistria* pedig a hajtásokban és a virágrügyekben. A *Gelechia scotinella* (Gelechiidae) és a *Pammene spiniana* (Tortricidae) lárvája egyaránt a kökény összeszött virágai között él. Más *Prunus* fajok mellett kökényben is kifejlődik a szintén védett *Anthaxia candens* díszbogar is.

A kökény termésében több specialista karpofág levéldarázs lárva is fejlődik. Ezek a *Hoplocampa minuta*, a *H. flava* és a *H. rutilicornis*. A specialista *Cydia funebrana* (Tortricidae) lárvája is a kökény termésében fejlődik. Termesztett szilván károkat is okozhat.

A kökényhez számos oligofág díszbogárfaj is kötődik. Leggyakrabban a kökény gyökereiben 3–5 évig fejlődnek a kökény-tükrösdíszbogar (*Capnodis tenebrionis*) lárvái. Korábban a szilva kártevőjeként tartották nyilván, mára már megritkult (MUSKOVITS és HEGYESSY 2002). Védett.

A kökény számos beporzó rovarnak kínál forrást. Érdekességként megjegyezhető, hogy a tölgyek egyedspecifikus rügyfakadásához hasonlóan a kökény virágzási ideje is egyedspecifikus jellemző. Ezzel egyrészt a fagyok jelentette kockázatot csökkenti a faj, másrészt a beporzó rovaroknak is hosszabb ideig

kínál lehetőséget. Ez egyben a kökénynek is kedvező, hiszen az időben elnyújtott virágzás (adott beporzó denzitás mellett) nagyobb eséllyel jelenti a virágok sikeres beporzását.

Galagonyák (*Crataegus* spp.)

BARTHA (1999) három galagonyafajt említ Magyarországról: *Crataegus laevigata* (= *oxyacantha*), *C. monogyna* és *C. nigra*. A fajok némelyike hibridizálódik. A galagonyák fajgazdag oligofág/polifág herbivor rovaregyüttese nagyban hasonlít a többi vadgyümölcséhez, különösen pedig a kökényéhez. Specialisták vonatkozásában azonban már itt is jelentős eltérés mutatkozik.

CRAFER (2005) 100 feletti számú lepkefajt sorol fel a galagonyákról. A kökényhez hasonlóan a galagonyán is megél a közösségi jelentőségű *Eriogaster catus* és a védett *E. lanestris* is. A Rosaceae család több más faja mellett galagonyákon is gyakran él 4 további védett lepkefaj hernyója: *Saturnia pavonia* (Saturniidae), *Mormo maura* (Noctuidae), *Thecla betulae* (Lycaenidae), *Iphiclides podalirius* (Papilionidae). Főként galagonyán, de kökényen is rág a galagonya bagolylepke (*Allophytes oxyacanthae*) hernyója. Az erdőszegélyeket, bokros habitátokat preferálja. Vadgyümölcsökön és a galagonyákon is gyakori faj az *Euproctis* (= *Porthesia*) *similis*. Azért érdemel külön is említést, mert egyike a *Glyptapantheles liparidis* nevű gyilkosfürkész (Braconidae) kevés ismert telelőgazdáinak. A parazitoid a gyapjaslepke egyik jelentős természetes ellensége, de abban nem tud áttelelni (a gyapjaslepke peteként telet). Így gazdaváltásra van szüksége, mert csak hernyógazdában telelhet. Egyike ezeknek az *E. similis*.

Galagonya specialista a *Notocelia trimaculana* sodrómoly. Hernyója a csúcs-hajtásokon összeszött levelek között rág. Galagonyákon is gyakoriak a *Neosphaleroptera nubilana* és az *Ancylis achatana* oligofág sodrómolyok. Utóbbi hernyója csőszerűen összeszött levelekben rejtőzik és a közeli leveleket rágja. Neve a galagonyákhoz köti, amúgy polifág sodrómoly az *Archips crataegana*. *Crataegus*-okon és *Prunus*-on csoportosan, szövedékben élnek az *Yponomeuta padella* pókhálós moly (Yponomeutidae) hernyói. EMMET (1988) szerint a *Prunus*-okon és a *Crataegus*-okon élő populációk külön biológiai rasszot képeznek.

A galagonyák specialista/oligofág kigyóaknás molyai az *Ectoedemia atricollis*, a *Stigmella oxyacanthella*, a *S. hybernella*, a *S. regiella*, *S. crataegella*, *S. perpygmaeella* és *S. paradoxa*. Utóbbi (hasonlóan a kökényen élő *S. plagicolella* nevű fajhoz) foltaknát készít. Csak fiatal korában aknázik a galagonya bordásmoly (*Bucculatrix bechsteinella*) lárvája. Az akna elhagyása után a hernyó a leveleket hámozza (SZÖCS 1977). Számos zsákhordó moly lárvája zsákból aknázza a galagonya leveleit, többek között a *Coleophora siccifolia*, a *C. hemerobiella* és a *C. paripennella*.

Oligofág foltaknás molyai a *Phyllonorycter oxyacanthae* és a *P. corylifoliella*.

A galagonyán, a leveleken előforduló számos gubacsatka mellett levéltetvek és gubacsszúnyogok okoznak gubacsokat. A *Dasineura crataegi* a csúcs-hajtások leveleit torzítja és csomósítja, a leveleken tükörszerű kinövéseket képezve. A *Contarinia anthobia* és a *Dasineura oxyacanthae* a virágok duzzadását idézik elő. Az említett 3 gubacsszúnyog mellett a *Dysaphis rannunculi* és a *D. crataegi* okozzák a levelek torzulását és piros elszíneződésüket.

Az *Argyresthia semifusca* és az *A. bonnetella* (Yponomeutidae) hernyói a galagonya (esetleg berkenyék) hajtásaiban rágnak. A polifág *Gypsonoma dealbana* (Tortricidae) hernyója összeszótt levelek között, illetve a hajtásban rág. A galagonya kérge alatt fejlődik a *Pammene agnotana* sodrómoly hernyója.

A galagonya-magrágómoly (*Pammene rhediella*) összeszótt virágok között, illetve a galagonya termésén rág. Az *Aspila janthinana* a termésekben rág, jellemzően 2–3 termést összeszó.

Galagonya, kökény és szilva idős egyedeinek gyökereiben, azok fás részeiben 3–5 évig fejlődik a bronzbogár (*Aurigena lugubris*) lárvája. Szemben az előzővel, polifág faj a bükkfa díszbogár (*Dicerca berlinensis*), ami nevével ellentétben, galagonyákban is kifejlődhet. A galagonyák és más gyümölcsfák vékonyabb ágaiban rágnak a védett redős díszbogár (*Anthaxia plicata*) lárvái, amik egy év alatt kifejlődnek. Galagonyából és más gyümölcsfákból is rendszeresen kinevelték a galagonya karcsúdíszbogarat (*Agrilus sinuatus*) és a sárgafoltos díszbogarat (*Ptosima flavoguttata*).

Cseresznyék, meggyek és fürtösmeggyek (*Cerasus* és *Padus* spp.)

Erdeinkben, illetve szegélyeikben számos vadcsereznye és vadmeggy faj is előfordul: a madárcseresznye (*Cerasus avium*), a csepleszmegegy (*Cerasus fruticosa*), a sajmeggy (*Cerasus mahaleb*) és a zselnicemeggy (*Padus avium*). A felsorolt, ökonómiai és ökológia szempontból is értékes őshonos fajok mellett igen gyakori a jelentős erdőművelési és természetvédelmi problémát jelentő inváziós, észak-amerikai származású kései meggy (*Padus serotina*).

A felsorolt őshonos fajok herbivor együttese jelentős hasonlóságot mutatnak, az inváziós kései meggyel kapcsolatban kevés eredeti, hazai információ áll rendelkezésre.

Lombozatukon gyakoriak a közismert polifág lombfogyasztók, így többek között a *Malacosoma neustria* (Lasiocampidae), a *Lymantria dispar*, az *Orygia antiqua*, az *Euproctis chryorrhoea* és az *E. similis* (Erebidae). Utóbbi faj sajátos jelentőségéről a galagonyákkal foglalkozó alfejezetben már ejtettünk szót. Ehelyütt azonban ismételtelen leszögezzük, hogy az erdők elegyességéből következő magas herbivor diver-

zitásnak nem csak természetvédelmi, hanem jelentős erdőegészségi vonatkozásai is vannak. A már említett fajok mellett sok araszoló (*Erannis defoliaria*, *Operophtera brumata*, *Colotois pennaria*, *Alsophila aescularia*, *Selenia* fajok), bagolylepke (*Orthosia cerasi*, *O. cruda*, *Diloba caeruleocephala*, *Amphipyra pyramidea*) és sodrómoly (*Tortrix viridana*, *Archips xylosteana*, *Pandemis cerasana*, *P. heparana* stb.), illetve több zsákhordó moly (Coleophoridae) hernyói is megtalálhatók rajtuk. A vadcsereznyéket és vadmeggyeket kifejezetten kedveli néhány pókháló moly (Yponomeutidae) faj (*Yponomeuta evonymella*, *Y. padella*). Az *Y. evonymella* neve megtévesztő, mert nem kecskerágókon él. Az *Euonymus*-ok leveleit az *Y. plumbella* és az *Y. cganagella* lárvái fogyasztják. A felsorolt, gyakran tömeges fajok mellett leveleken kifejlődhet a védett *Saturnia pyri*, a *S. pavonia*, a *Nymphalis polychloros*, az *Iphiclydes podalirius*.

Tavasszal gyakoriak rajtuk a polifág lombormányosok (*Phyllobius* és *Polydrosus* fajok). A leveleken számos lepidoptera faj aknáival találkozhatunk. A *Stigmella prunetorum*, *S. plagicolella*, *Ectoedemia spinosella*, *E. mahalebella* (Nepticulidae) fajok oligofágok, más vadgyümölcsökön (pl. kökény) is előfordulnak. A *Phyllonorycter sorbi* a berkenyék mellett a zselnicén is előfordul. Némileg szűkebb tápnövény spektrumú a *Phyllonorycter cerasicolella*, ezt csak a cseresznye- és meggyfajokról ismerjük.

A leveleken a nagyszámú lepidoptera faj mellett levéldarázs lárvák is fejlődnek. Gyakoriak a *Caliroa* levéldarazsak, különösen a *C. cerasi* jellegzetes, cseppszerű lárvái, de nem ritkák a *Cladius* (= *Priophorus*) *pallipes* és a *Neurotoma nemoralis* (Pamphiliidae) álhernyói sem. Az utóbbiak szövedékben rágnak. A lombozaton számos levéltetű faj (gyakran tömegesen is) megjelenhet.

A hajtásokon, vékony ágakon több polifág pajzstetű faj (pl. *Parthenolecanium corni*) is gyakori. A kéreg alatt az *Enarmonia formosana* sodrómoly hernyói, a törzsben pedig a *Zeuzera pyrina* és a *Cossus cossus* hernyói rágnak. A fás részekben kifejlődhet a polifág létracincér (*Saperda scalaris*), illetve több szúfaj is (pl. *Scolytus mali*, *S. rogulosus*).

A virágokban később a termésben fejlődik a *Pammene spiniana* és a *P. rhediella* sodrómolyok hernyói, valamint a cseresznyelég (*Rhagoletis cerasi*) és a meggyfúró ormányos (*Anthonomus rectirostris*) lárvái. A légylárvák csak a terméshúst fogyasztják, az ormányoslárva a csonthéjas termés belsejében rág. LAKATOS (2012) szerint a mandula magdarázs (*Eurytoma amygdalis*) fő tápnövénye, a mandula mellett *Prunus* és *Padus* magban is kifejlődhet.

Vadrózsák (*Rosa* spp.)

Rendkívül fajgazdag, változatos genusz. FACSAR és KIRÁLY (2009) több mint 30 fajt, valamint nagyon sok alfajt és változatot említenek. Kisebb (max. 3 m

magas) cserjék. Az egyes fajok herbivor faunájában mutatkozó különbségek kevésbé ismertek. A rózsák meglehetősen gazdag fajegyütteseket tartanak el. Sok rajtuk a polifág, de szép számmal akad oligofág és rózsá-specialista faj is. CRAFER (2005) mintegy 50 lepkehernyót említ meg róluk. A rózsá fajokon megtaláljuk a kökényen és galagonyán is előforduló polifág lepkehernyókat (*Lymantria dispar*, *Euproctis chrysorrhoea*, *Malacosoma neustria* stb.). Polifág, de a *Rosa*-kat, illetve Rosaceae családba tartozó fásszárú tápnövényeket preferálja a kis éjjelipávaszem (*Eudia pavonia*) hernyója. *Rosa* fajokon (és *Rhamnus catharticus*-on) él az *Acleris bergmanniana*, rózsákon és kökényen az *A. permutana*, rózsán, kökényen és galagonyán a *Notocelia aquana* hernyója. Rózsá specialista sodrómoly a *Notocelia incarnatana* és a *Phaneta pauperana*. Utóbbi a *Rosa canina* összeszött virágai között, illetve éretlen termésében rág.

A rózsaleveleken több levéldarázs lárvája is kifejlődik. Ilyen fajok például az *Arge ochropa* és az *A. pagana* (Argidae), valamint a *Cladius pectinicornis* (Tenthredinidae).

Rózsá-specialista kígyóaknás molyok a *Stigmella anomalella*, a *S. centifoliella*, a *S. rolandi* és az *Ectoedemia angulifasciella*. Levelein foltaknt készít a *Tischeria angusticolella* (Tischeridae). A *Cnaemidophorus rhododactyla* (Pterophoridae) lárvája a *Rosa canina* virágrügyein és fiatal hajtásain táplálkozik. Rózsák (esetleg szedrek) virágrügyeiben, fiatal hajtásaiban rág az *Epiblema cynosbatella* sodrómoly hernyója. Rózsaleveleken zsákból aknáz a *Coleophora gryphipennella*, *C. paripennella* és a *C. potentillae*.

A rózsafajokon több genusz-monofág gubacsokozó fordul elő. A *Diplolepis* gubacsdarazsak 7 fajjal képviseltetik magukat. Leggyakrabban a *D. rosae* által okozott nagyméretű, bozontos gubaccsal találkozhatunk. Sokkal kevésbé szembetűnő gubacsokat okoz a *D. nervosa*, a *D. eglanteriae*, a *D. spinonissimae*, *D. mayri*, *D. centifoliae*. Közülük legritkább faj a *D. fructuum*, ami a magokban fejlődik. Azok megduzzadva kitüremkednek a termésből. A rózsagubacsokban, különösen a *D. rosae*-ban specialista társbérő és parazitoid együttes él. A *Blennocampa pusilla* nevű levéldarázs vékony csőszerű sodráttá formálja a levelet, lárvája ennek belsejében él. A *Wachiatella rosarum* gubacsszúnyog pedig a levelet a főér mentén tasak-szerűen összehajtja. Ebben a képződményben több lárvája is fejlődik.

A vadrózsák levelein és hajtásain több levéltetű faj is fejlődik. Egyik leggyakoribb a *Macrosiphum rosae* (Aphididae) nevű faj (termesztett rózsán is megjelenhet). Mézharmatot termel, hangyák látogatják.

A *Cydia tenebrosana* sodrómoly a termésben rág, ott is telet át. A másik, szintén csipkebogyóban fejlődő sodrómoly a *Carposina scirrhosella*. A hernyók a csipkebogyóból kitolják az ürüléket, ez elárulja jelenlétüket. Helyenként tömeges.

Szedrek és málna (*Rubus* spp.)

A rendkívül fajgazdag és könnyen hibridizálódó szedrek taxonómiai szempontból az edényes növények egyik legbonyolultabb csoportját jelentik (KIRÁLY és mtsai 2013). Erdészeti szempontú megítélésük általában erősen negatív, mert az erdőfelújítások során (mesterséges felújítások és fokozatos felújító vágások esetén egyaránt) jelentős erdőművelési problémákat okozhatnak. Ugyanakkor meglehetősen gazdag herbivor rovaregyütteseket tartanak el, jelenlétük számottevő mértékben növelheti a lokális biodiverzitást.

A herbivor rovarok *Rubus* genuszon belüli tápnövény preferenciájával kapcsolatos ismereteink hiányosak.

CRAFER (2005) 60-nál (többségükben polifág/oligofág) lepkefaj hernyóját említi *Rubus*-okról. Ilyen például a védett *Saturnia pavonia* (Saturniidae), a szintén védett és kiemelt közösségi jelentőségű *Euplagia quadripunctaria*, a *Callimorpha dominula* (Arctiidae), a *Malacosoma neustria*, a *Macrothylacia rubi*, a *Lasiocampa quercus* (Lasiocampidae), a *Biston betularia*, *Colotois pennaria*, az *Alcis repandata* (Geometridae), az *Orthosia cerasi* és *O. miniosa* (Noctuidae) és még sok más faj. A nappali lepkék közül főként *Rubus*-okon (de más Rosaceae családba tartozó fajokon is) fejlődik a *Brenthis daphne* és az *Argynnis laodice* hernyója. A szedrek két genusz specialista foltaknás-sörtésmolya (Tischeriidae) az *Emmetia heinemanni* és az *E. marginata*. Szintén *Rubus*-specialista a *Metallus pumilus* aknásdarázs (Tenthredinidae). Oligofág kígyóaknás molyai (Nephtulidae) a *Stigmella aurella*, *S. auromarginella* és a *S. splendidissimella*. A leveleken számos polifág/oligofág zsákhordó moly (Coleophoridae) lárvája is táplálkozik. Leveleit torzítja a *Dasineura plicatrix* nevű gubacsszúnyog. A virággal teszi ugyanezt a *Contarinia rubicola* nevű gubacsszúnyog és az *Anthonomus rubi* nevű ormányosbogár lárvája.

A szedrek (és a málna) szárában 3 genusz-specialista díszbogár lárvái is fejlődnek. Ezek a *Coraebus rubi*, az *Agrilus cuprescens* és az *A. viridicaerulans*. Utóbbi faj magyarországi előfordulása bizonytalan. Irodalmi adatok ugyan említik, de bizonyító példánya nem ismert (MUSKOVITS és HEGYESSY 2002). A hajtásokon hosszabb, orsószerű vastagodást képez a *Diastrophus rubi* gubacsdarázs. Némileg hasonló, de inkább csomószerű képződményekben fejlődnek a *Lasioptera rubi* gubacsszúnyog lárvái. Az utóbbi belsejében gombafonalak vannak, a lárvák tulajdonképpen ezt fogyasztják.

A szedrek és a málna termésében/termésén rág a kis málnabogár (*Byturus tomentosus*). Ugyan nem rovar, de a szedertermésen gyakori ízeltlábú a szederatka (*Acalitus essigi*). Az atkák által szívogatott termésrészek nem feketednek meg, hanem pirosak maradnak.

Bengék (*Frangula alnus* és *Rhamnus catharticus*)

A bengék herbivor rovaregyüttese viszonylag alacsony fajszaámú. Polifág/oligofág faunájuk hasonló, különbségek a specialistáik között vannak. Rendszeres polifág lombfogyasztóik többek között: *Ectropis bistortata*, *Peribatodes rhomboidaria* (Geometridae), *Saturnia pavonia* (Saturniidae), *Gastropacha quercifolia* (Lasiocampidae), *Spatalistis bifasciana*, *Ancylis apicella*, *A. unculana*, *Acleris hastiana*, *Pandemis heparana* (Tortricidae). Mindkét bengefaj lehet tápnövény a védett citromlepke (*Gonepteryx rhamni*) hernyójának. *Rhamnus*-monofág aknázómolyok a *Stigmella rhamnella* és a *S. catharticella* (Nepticulidae).

Frangula-n két gubacsszúnyog (*Contarinia rhamni* és *Dasineura frangulae*) és egy levélbolha faj (*Trichochermes walkeri*) okoz gubacsokat. A gubacsszúnyogok által lakott virág megduzzad, és nem bomlik ki. A levélbolha gubacsa a besodort és megvastagodott levélszegély. Utóbbi faj a *Rhamnus*-on is előfordul. *Rhamnus*-on fordul elő a *Trioza rhamni* (Trioziidae) a levél fonákjához rögzül, a felszínen kis kiemelkedést okoz.

Mindkét bengefajban (és csak ezekben) kifejlődhet a védett, rendkívül szép bengecincér (*Oberea pedemontana*) lárvája.

Füzek (*Salix* spp.)

Fajgazdag genusz, BARTHA (2009) 12 őshonos fajt sorol fel. A füzek a tölgyek után a legnagyobb fajszaámú herbivor rovaregyüttest tartják el. KENNEDY és SOUTHWOOD (1984) Nagy-Britanniából 445, ALTENKIRCH (1986) Németországból 286, CSÓKA (1996a) Magyarországról 458 fajt említ róluk. Monofág, oligofág és polifág fajok is nagy számban élnek rajtuk. A különböző fűzfajok polifág és oligofág faunájában számottevő hasonlóság van, a specialisták körében már jóval nagyobbak a különbségek. Erre vonatkozóan a későbbiekben példákat is ismertetünk.

Nyárákon és füzekben is gyakori a nyár gyapjaslepke (*Leucoma salicis*), de megjelennek (esetenként tömegesen is) a gyapjaslepke (*Lymantria dispar*) hernyói is. Helyenként az aranyfarú lepke (*Euproctis chrysorrhoea*) is jelentős lombvesztést okozhat füzekben. Rajtuk kívül többek között tengernyi polifág araszoló (*Operophtera brumata*, *Erannis defoliaria*, *Colotois pennaria*, *Alsophila aescularia*, *Phigalia pilosaria*, *Biston betularia* stb.), bagolylepke (*Orthosia cerasi*, *O. munda*, *Cosmia trapezina*, *Amphipyra pyramidea* stb.) és sodrómoly él (*Acleris cristana*, *A. ferrugana*, *A. hastiana*, *A. rufana*, *Adoxophyes orana*, *Ancylis achatana*, *Apotomis capreana*, *Archips crataegana*, *Epinotia nisella*, *Hedya salicella*, *Pandemis cerasana*, *Tortricodes alternella*).

Számos púposzövő, így a *Cerura vinula*, *Notodonta ziczac* lárvái is gyakoriak füzekben, bár más tápnövé-

nyeken (*Populus*, *Betula*, *Alnus*) is megélnek. Füzekben és nyárákon fejlődik a nagyméretű piros övesbagoly (*Catocala nupta*) lárvája. Főként füzekben (de nyárákon is) fejlődik a hernyóként és lepkeként is igen látványos esti pávaszem (*Smerinthus ocellata*), valamint a vörös csipkésbagoly (*Scoliopteryx libatrix*). Jelenlegi ismereteink szerint csak a *Salix cinerea*-n él a közösségi jelentőségű, védett keleti lapibagoly (*Arytrura musculus*). A *Cirrhia icteritia* bagolylepke hernyói először a füzek barkáján, később lágyszárú növényeken táplálkoznak.

Füzekhez, illetve részben nyárákhoz kötődnek a színjátzólepkék (*Apatura* fajok). A kis színjátzólepke (*A. ilia*) nyárákon és füzekben egyaránt kifejlődik, a nagy színjátzólepke (*A. iris*) *Salix caprea*-n, a magyar színjátzólepke (*A. metis*) pedig *S. alba*-n. A tarkalepkék (Nymphalidae) családjában is számos védett faj kötődik a füzekhez. Közülük a *Nymphalis xanthomelas* (9. ábra) fűz-specialista, a *N. polychloros*, a *N. vau-album*, a *N. antiopa* és a *N. c-album* a füzek mellett más fafajokon (*Populus*, *Ulmus*, *Betula* stb.) is megélnek. A lepkehernyók mellett számos levélbogár (*Chrysomela vigintipunctata*, *C. cuprea*, *Phratora vulgatissima* stb.) lárvája és maguk a kifejlett bogarak is, illetve levéldarázs lárva (*Nematus pavidus*, *Cimbex luteus* stb.) fogyasztja a füzek leveleit.

A szabadon rágó fajok mellett a füzek levelein több rovarcsoport is okoz meglehetősen változatos méretű és alakú levélaknákat. Ilyenek sok más mellett például a levélbogarak közé tartozó *Zeugophora flavicollis*, az *Aulagomyza tridentata* és az *Agromyza albitarsis* aknázólegyek, a *Stigmella salicis*, *Phyllonorycter salicicolella*, *Phyllocnistis saligna* aknázómolyok, valamint *Fenusella wuestneii* és a *Heterarthrus microcephalus* levéldarazsak.

Vékony hajtásaikon gyakoriak bizonyos kabócafajok. Az *Aphrophora salicis* „kakukknyállal” védi lárvaikat. Feltűnőek a piros-fekete színezetű *Cercopis* fajok (*C. sanguinolenta* és *C. vulnerata*). A *Tuberolachnus salignus* nevű tetűfaj kolóniái is gyakoriak a keskenylevelű füzekben.

A füzekben kiemelkedően magas fajszaámú gubacsokozó rovaregyüttes is él. Ezek túlnyomó részben a gubacsszúnyogok (Cecidomyiidae) és a levéldarazsak (Tenthredinidae) közül kerülnek ki. Ezek egy része szigorú specialista, csak egy-egy, illetve néhány közeli rokon fűzfajon fordul elő. Mindkét csoportra vonatkozóan csak néhány példát ismertetünk. A *Salix alba* hajtásvégén okoz rózsaszzerű levélcsomósodást a *Rabdophaga rosaria* gubacsszúnyog. A *R. saliciperda* gubacsszúnyog a *S. alba* és *S. fragilis* fiatalabb egyedekén kérge alatt fejlődik, a törzs megduzzadását, kéreg leválását okozza, a fákat el is pusztíthatja. A kétnemzedékes *R. heterobia* első nemzedéke a *S. triandra* virágzatán képez tojásalakú megvastagodást, a második nemzedék pedig a hajtásvégén tobozszerű levélcsomósodást ugyanezen a fajon. Hasonlóan fajgazdag és változatos a füzekhez kötődő gubacsokozó



9. ábra. A fűz specialista, védett vörös rókalepke (*Nymphalis xanthomelas*) hernyói (Fotó: Csóka György)

levéldarazsak csoportja is. *Salix alba*, *S. fragilis* és *S. triandra* leveleinek főerén, orsószerű megvastagodott részben fejlődnek az *Euura testaceipes* lárvái. Főként a *S. pentandra* vékony ágain mogyorónyi vastagodást okoz és ebben több lárva is kifejlődik az *E. amerinae* nevű fajnak. A *S. purpurea* és hibridjeinek levelén okoz nagyméretű, féloldalas, hólyagszerű gubacsokat a *Pontania vesicator*. A *S. purpurea*, *S. viminalis* és *S. fragilis* levélfonákján 5–12 mm átmérőjű gömbölyű gubacsokat képez a *P. viminalis*. A *S. alba*, *S. fragilis* és a *S. viminalis* leveleinek mindkét oldalán kidomborodó, babszemszerű, gyakran csoportos gubacsokban fejlődnek a *Pontania proxima* lárvái. A *S. triandra*-n hasonló gubacsokat indukál a *P. triandrae* nevű faj. *S. caprea*-n, *S. cinerea*-n és *S. aurita*-n fordul elő a kb. 5 mm átmérőjű, gömbölyű gubacsokat okozó *P. tuberculata*. A felsorolt fajok mellett a vékonyabb ágakon szintén gubacsszerű képződményeket okoz a kecskefűz gubacsoly (*Cydia servillana*) és a *Synanthedon flaviventris* üvegszárnyú lepke. Mindkettő faj fűz-specialista.

Füzek törzsében, ágaiban rágnak a pézsmacincér (*Aromia moschata*), a gyökerekben és a törzs alsó részében pedig a takácscincér (*Lamia textor*) lárvái. 2–5 cm vastag ágak belsejében fejlődik a vörösnnyakú fűzcincér (*Oberea oculata*). Ezek több fűzfajban is előfordulnak. A párduccincér (*Xylotrechus pantherinus*) lárvái szorosan kötődnek a kecskefűzhez

(*S. caprea*). A törzsben és az ágakban több díszbogár is kifejlődik: *Agrilus guerini* (védett), *A. viridis*, *A. salicis*, *Anthaxia salicis* stb. Ezek többsége kifejlett bogárként a leveleken érési táplálkozást is folytat. A fűzekben a korábban említett fajon túl több további üvegszárnyú lepke is él. Közülük fűzspecialisták többek között a *Sesia bembeciformis* és a *Synanthedon formicaeformis*.

Nyárok (*Populus* spp.)

BARTHA (1999) 3 őshonos nyárfajt említ Magyarországról. Ezek a fehér nyár (*Populus alba*), a fekete nyár (*P. nigra*) és a rezgő nyár (*P. tremula*). E 3 faj a genusz két elkülönülő szekciójába, az Aigeiros-ba (*P. nigra*) és a Leuce-ba (*P. alba* és *P. tremula*) tartozik.

A nyárok herbivor rovaraik fajgazdagsága szempontjából a „középmezőnybe” tartoznak. KENNEDY és SOUTHWOOD (1984) Nagy-Britanniából 186, ALTENKIRCH (1986) Németországból 85+67 fajt (külön tárgyalja a *P. nigra* és a *P. tremula* fajokat), CSÓKA (1996a) Magyarországról 197 fajt említ. A 3 hazai nyárfaj polifág és oligofág herbivor rovarfajai hasonlítanak, de a specialisták vonatkozásában már jelentősek az eltérések (különösen a *P. nigra* és a másik két faj között). A nyárok közül legsajátosabb, számos védett, ritka fajt is magába foglaló herbivor rovargyűtése a rezgő nyárnak van. A fűzek és nyárok polifág/

oligofág faunája számottevő hasonlóságot mutat. Így itt közülük csak azokat tárgyaljuk, amiket a füzeknél nem érintettünk. CRAFER (2005) több mint 100 lepkehernyó tápnövényeként említ *Populus* fajokat. A polifág fajokat itt nem említjük, ezek jelentős részben megegyeznek a füzeknél felsoroltakkal. Oligofág nyár (és fűz) fogyasztók a *Lathoe populi* (Sphingidae), a *Gastropacha populifolia* (Lasiocampidae), *Acrionita megacephala*, *Catocala puerpera*, *Catocala electa*, *Clostera anastomosis*, *Ipimorpha subtusa*, *Nycteola asiatica* (Noctuidae), *Clostera anastomosis*, *Pheosia tremula*, *Notodonta ziczac* és a *N. torva* (Notodontidae). Utóbbi fajnak a rezgő nyár a preferált tápnövénye. Nyár monofág fajok a feketenyár araszoló (*Stegania dilectaria*), a *Tethea ocularis* és *T. or* (Drepanidae). *Populus tremula*-n és *P. nigra*-n fejlődik a fokozottan védett nagy nyárfalepke (*Limenitis populi*) hernyója. Nyáron él továbbá 3 védett araszoló faj is: *Archiearis notha*, *Archiearis puella*, *Epirranthis diversata*.

Nyár-specialista (nyár/fűz oligofág) sodrómolyok: *Ancylis laetana*, *Gibberifera simplana*, *Gypsonoma oppressna*, *Hedya salicella*, *Pseudosciaphila barneideriana*. Sodrómolyokhoz hasonló levélsodratokat készít a nyárlevél sarlósmoly (*Anacamptis populella*) hernyója (Gelechiidae). A *Cirrhia ocellaris* (Noctuidae) hernyója először a nyárak virágzatán táplálkozik később lágyszárú növények levelein. Nyárak vagy füzek barkájában, vagy összeszótt levelek között rág az *Epinotia nisella* sodrómoly. A lepkehernyók mellett levéldarázs lárvák (pl. *Cladius grandis* és *Pristiphora compressicornis*) is fogyasztják a nyárak leveleit.

A *Populus* fajokon népes levélaknázó együttes fordul elő. A nyárak aknázó molyai már a különböző nyárfajok között is különbséget tesznek. A *Phyllonorycter comparella* *Populus alba*-n, a *Phyllonorycter sagitella* *P. tremula*-n, a *P. populifoliella* a *P. nigra*-n és hibridjein fordul elő. A *Phyllocnistis suffusella* *P. nigra*-n és hibridjein, a *P. xenia* pedig a *P. alba*-n él. A *P. alba*-n és *P. tremula*-n is előfordul a *Stigmella assimilella* kígyóaknás moly. Csak fehér nyáron az *Ectoedemia turbidella* és az *E. klimeschi*. Csak rezgő nyáron az *E. argyropeza*. Kizárólag a fekete nyár (illetve hibridjei) a tápnövénye a *Stigmella trimaculella* és az *Ectoedemia hannoverella* fajoknak. Kevésbé válogatós levélaknázó a *Leucoptera sinuella* (Lyonetiidae), füzeken és nyáron egyaránt előfordul. Hasonlóan oligofágok az *Agromyza albitarsis* és az *Aulagromyza populicola* aknázólegyek. Nyár specialisták, de a nyár fajok között nem válogatnak *Fenusella glaucopsis* és a *Heterarthrus ochropoda* aknázó levéldarazsak. A *Fenusella hortulana* csak fekete nyáron él.

A levélaknázókhöz hasonlóan a nyárak gubacsokozói is különbséget tesznek a genusz két szekciója között. Gubacstetvek (Pemphiginae) például csak az Aigeiros szekcióba tartozó fekete nyáron élnek. Fajaik (*Pemphigus bursarius*, *P. spyrothecae*, *P. protospirae*, *P. populi*, *P. populinigrae*, *P. gairi*, *P. vesicarius*, *Theca-*

bius affinis) a levélnyélen és a levéllemez különböző részein okoznak fajspecifikus gubacsokat, amiben a tetvek csoportosan vannak jelen. Ugyanakkor a gubacsszúnyogok (Cecidomyiidae) csak a Leuce szekció két fájának levelein, levélnyelén okoznak gubacsokat. Csak a *P. tremula*-n fordul elő a *Contarinia petioli*, a *Harmandia cavernosa* és a *Harmandia pustulans*. Mindkét Leuce szekcióba tartozó fajon megél a *Harmandia globuli*, a *Lasioptera populnea* és a *Dasineura populeti*.

A nyárak levelein több levélbogár faj is gyakori: *Melasoma populi*, *M. tremulae*, *Chrysomela cuprea*, *Crepidodera* fajok, *Phratora* fajok stb. Nyáron gyakori a *Byctiscus populi* és a *B. betulae* levélsodratok. Az előbbi egy, az utóbbi több levélből készíti ezeket.

A nyárak fás részeiben is számos oligofág, illetve specialista rovarfaj, köztük számos üvegszárnyú lepke (Sesiidae) fejlődik. A *Sesia melanocephala* csak *P. tremula*-ban él. Több nyárfajban (esetenként fűzben is) is előfordul a *S. pimplaeformis*, a *Synanthedon melliniformis*, a *Paranthrene tabaniformis* és a *Sesia apiformis*. Két utóbbi faj gyakran tömeges. A *Paranthrene* vékonyabb törzsekben, ágakban, a *Sesia* pedig vastagabb törzsekben rág. A kis nyárfacincér (*Saperda populnea*) lárvái fiatal fák vékonyabb törzsében, illetve ágakban, a nagy nyárfacincér (*Saperda carcharias*) lárvái pedig a vastagabb törzsekben rág. Az utóbbihoz hasonló rágásnyomot hagy hátra a gyakori nagy farontó (*Cossus cossus*) és a védett *Lamellocossus terebrus* lárvája is. Nyárak fás részeivel táplálkozik továbbá a tarka égerormányos (*Cryptorhynchus lapathi*), több díszbogár faj (*Agrilus ater*, *A. populneus*, *A. pratensis*, *Dicerca aenea*, *Eurythyrea aurata*, *Poecilnota variolosa*), valamint a *Gypsonoma acerina* nevű sodrómoly.

A fatermesztési célú nemesnyár gazdálkodás keretében folytatott szelekció, valamint a szaporítóanyag jellemzően vegetatív úton történő előállítás drasztikusan csökkenti az állományok egyedeinek genetikai sokféleségét. Ennek bizonyos vonatkozásban vitathatlan előnyei is vannak, ugyanakkor más szempontból pedig hátrányos is lehet. A genetikailag homogén nemesnyár klónok általában sebezhetőbbek a kórokozók és rovarokkal szemben. Állományaikban jóval kisebb a herbivor rovarok fajgazdagsága is. A polifág/oligofág fajok ezekben is megtalálhatók, ugyanakkor a természetvédelmi szempontból értékesebb fajok csak ritkábban. Ezekre az ültetvényekre általában a kevesebb, de nagyobb tömegben megjelenő faj, azaz a kisebb diverzitás a jellemző (*Lymantria dispar*, *Leucoma salicis*, *Nycteola asiatica*, *Paranthrene tabaniformis*, *Cryptorhynchus lapathi*, *Saperda* és *Byctiscus* fajok stb.). Érdekes, említésre méltó jelenség, hogy az utóbbi évtizedben 2, korábban nem túl gyakorinak tartott oligofág herbivor rovarfaj is tömegessé vált nemesnyárasokban. A rezes fűzlevelész (*Chrysomela cuprea*) és a nyárfa púposzövő (*Pheosia tremula*) ma már rendszeresen okoznak jelentős lombvesztést

nemesnyárasokban, holott korábban hazai viszonylatban nem tulajdonítottak nekik növényvédelmi jelentőséget. Európai kártételeikről is alig van írott információ (HIRKA és CSÓKA 2010). Ez a jelenség jól példázza, hogy az egynemű táplálék monokultúrákra jellemző nagyfokú koncentrációja szinte kiprovokálja egyes rovarfajok tömeges fellépését. Ennek esélyét tovább növeli a herbivorok populációit szabályzó interakciók hiánya, illetve gyenge volta.

Loncok (*Lonicera* spp.)

BARTHA (1999) 3 loncfajt sorol fel Magyarországról. Ezek a *Lonicera caprifolium*, a *L. nigra* és a *L. xylosteum*. Ismert herbivor rovarainak fajszáma nem túl magas, de közöttük viszonylag sok a specialista.

CRAFER (2005) 30 körüli lepkefaj hernyóinak tápnövényeként említi a loncokat. Polifág lombfogyasztói többek között az *Erannis defoliaria*, *Peribatodes rhomboidaria* (Geometridae), az *Arctia caja*, *Spilosoma lubricipeda* (Arctiidae), *Orthosia munda*, *Amphipyra pyramidea* (Noctuidae), az *Archips xylosteana*, *Pandemis heparana*, *Adoxophyes orana* (Tortricidae).

A loncok védett, monofág lepkefajai a *Limenitis camilla* és a *L. reducta* (Nymphalidae). Szintén lonc-specialista a lonc apróbagoly (*Calliargis ramosa*). Nyárák és szilek mellett a loncokat is említik a védett *Amphipyra cinnamomea* bagolylepke tápnövényeként. Lonc-monofág az *Ypsolopha dentella* (Ypsolophidae). Hernyója begöngyölt levélben rág.

A loncok specialista levélaknázói többek között az *Alucita hexadactyla* (Alucitidae) aknázómoly, a *Paraphytomyza hendeliana*, *P. lonicerae* és a *Phytomyza aprilina* aknázólegyek (Agromyzidae).

A loncok ágain gyakran jelennek meg az erősen polifág *Parthenolecanium corni* és a *P. persicae* (Coccidae) viaszpajzsai. A loncok specialista üvegszárnyú lepkéje a *Synanthedon soffneri*. Magyarországon még nem fogták, de mivel a környező országokban előfordul, valószínű, hogy Magyarországról is elő fog kerülni. Észlelését minden bizonnyal nehezíti az is, hogy monofág, ezért valószínűleg csak a tápnövénye közvetlen közelében található.

Ágaiban kifejlődik a polifág kis farontó (*Zeuzera pyrina*) és a specialista lonc karcsúdíszbogár (*Agriolus cyanescens*). Utóbbiról MUSKOVITS és HEGYESSY (2002) feltételezik, hogy egyéb tápnövénye is lehet, mivel ott is előfordul, ahol a lonc nincs jelen.

Bodzák (*Sambucus* spp.)

Magyarországon két fászfajú bodzafaj, a fekete bodza (*Sambucus nigra*) és a vörös, vagy fürtös bodza (*Sambucus racemosa*) őshonos (BARTHA 1999). A fekete bodza levelei cianogén-glikozidokat (sambunigrin) tartalmaznak (GENCSI és VANCSURA 1992), ezért nagyon kevés lombfogyasztó képes fogyasztani őket. Az ismert polifág/oligofág lombfogyasztó

lepidopterái: *Phlyctaenia coronata* (Pyrilidae), *Hyphantria cunea*, *Spilosoma lubricipeda* (Arctiidae), *Ourapteryx sambucaria*, *Eupithecia tripunctaria* (Geometridae). A leveleken a *Liriomyza amoena* aknázólegy készít aknákat. Hajtásain az *Aphis sambuci* levéltetvek kolóniái élnek. A bodzákön két specialista gubacsszúnyog fordul elő. Ezek a *Contarinia sambuci* és a *Placochela nigripes*. Mindkettő a virágzaton képez gubacsokat. Az utóbbi faj gubacsában egy szigorúan specialista inkvilin („társbérlő”) faj (*Arnoldiola sambuci*) is él.

Akác (*Robinia pseudoacacia*)

Az Észak-Amerikában őshonos akácot Európában a XVII. század elején, először dísz- és parkfaként kezdték el ültetni. Magyarországra a XVIII. század első felében került be. A XIX. század 2. felében az alföldfásítás egyik meghatározó fajává vált. Robbanás-szerű területfoglalása azonban az utóbbi fél évszázadra tehető. Ebben az időszakban területfoglalása háromszorosára, területaránya pedig jóval több, mint kétszeresére növekedett. Jelenlegi 460 ezer ha feletti területfoglalásával és 24%-os területarányával messze a legnagyobb területen termesztett faj Magyarországon. Napjaink erdőtelepítéseinek szintén egyik leginkább preferált faja, így az sem kérdéses, hogy mind területfoglalása és területaránya is növekedni fog a jövőben is.

Az akác egyértelműen napjaink legvitatottabb faja. Vele kapcsolatban (pro és kontra) nagyon sok szélsőséges, időnként érzelmetől is túlfűtött vélemény hangzik el. A vitában az álláspontok sokszor nem-hogy közeledni, sokkal inkább távolodni látszanak. Jelen tanulmányban nem kívánunk ezen viták résztvevőivé válni. Mondandónkat érzelmetől mentesen, kizárólag az akác és a rajta élő herbivor rovarok témakörére korlátozzuk.

Jelenlegi ismereteink szerint magyarországi akácokban 4 akác-specialista rovarfaj fordul elő. Ezek mindegyike értelemszerűen észak-amerikai származású. A *Nematus tibialis* nevű levéldarázs első hazai adatai a XIX. század 2. feléből származnak. Gyakorlatilag mindenütt megtalálható, de csak nagyon alacsony denzitással. A *Parectopa robinella* nevű aknázómolyt (Lepidoptera: Gracillariidae) 1983-ban, a *Macrosaccus* (=Phyllonorycter) *robinella*-t pedig 1996-ban észlelték először Magyarországon. Az előbbi két-, az utóbbi háromnemzedékes. Mindkét faj rendkívül gyorsan, szinte robbanásszerűen terjedt el az országban. Ennek egyik fő oka az, hogy az akác Magyarországon szinte mindenütt nagy koncentrációban van jelen. Hasonló jelenség játszódott le a nálunk először 2006-ban regisztrált akác gubacsszúnyog (*Obolodiplosis robiniae*) esetében is. Érdeklődésként megjegyezhető, hogy valószínűleg a gubacsszúnyoggal együtt Európába behurcolták parazitoidját, a *Platygaster robiniae* (Hymenoptera: Platygasteridae)

nevű fajt is. A fentiekén túl az akácra csupán oligofág, polifág fajokat sikerült kimutatni.

Csóka (1996a) még csak tucatnyi herbivor rovarfajt jelez az akácról. Kulfan (2012) már 35 lepkefaj polifág lombfogyasztó hernyóját sorolja fel akácról, köztük a szintén amerikai származású *Hyphantria cunea*-át (Arctiidae). Magyarországon újabban néhány további polifág fajt is megtaláltak az akácra (saját, publikálatlan adatok). Figyelemfelkeltő, egyben figyelmeztető jelenség is, hogy egyre gyakrabban lehet akácra találni őshonos, polifág lombfogyasztó lepkehernyókat (*Ectropis bistortata*, *Biston betularia*, *Biston strataria* stb.). Közülük 2 faj (*Lymantria dispar* és a *Helicoverpa armigera*) már tömegesen is megjelenhet rajta. A lombon gyakran tömegesen ráganak a csipkézőbogarak (*Sitonia* fajok).

Szinte törvényszerű, hogy egy ilyen koncentrációban, monokultúra jellegű állományok formájában tenyésző tápnövény a polifág herbivor rovarok körében tápnövény-spektrum bővülést generál, aminek eredményeként újabb és újabb polifág lombfogyasztók szoknak rá az adott tápnövényre, esetünkben az akácra. Hasonló, felettébb meglepő jelenséget egyébként másutt is feljegyeztek már. Skóciában például a polifág lombfogyasztó *Operophtera brumata* tért át a szitkafenyő tűire (Stoakley 1985). Ezek mindenképpen figyelmeztető jelnek tekintendők, hiszen nem zárható ki, hogy rövidebb-hosszabb időn belül polifág lepkehernyók jelentős lombvesztést okozó tömegszaporodásai is kialakulhatnak akácosokban.

Több közlés szerint az eredetileg *Lathyrus* fajokon élő kis fehérsávú lepke (*Neptis sappho*) is kifejlődhet az akácra (Patočka és Kulfan 2009, Kulfan 2012). Megjegyzendő, hogy ez önmagában nem is tekinthető túlzottan meglepőnek, hiszen a két tápnövény legalábbis ugyanabba a növény családba (Fabaceae) tartozik. Egyes vélemények szerint a Nyírségben azért válik egyre gyakoribbá ez a lepkefaj, mert a tömegesen jelenlévő akácosok tömeges táplálékba-zist biztosítanak a számára.

A fentebb említett lombfogyasztók mellett az akác friss hajtásain levéltetvek, a fásodott fiatal hajtásokon pajzstetvek szívatgatnak. Az ágak, törzsek belsejében a kis farontó lepke (*Zeuzera pyrina*), a kőrisszú (*Hylesinus fraxini*) és púposzúk ráganak. Termésében a borsómoly (*Etiella zinckenella*) lárvái fejlődnek.

Összességében elmondható, hogy az akác csupán néhány specialista rovarfajt tart el, ezek is idegenhonosak. Azaz az akác szerepe a herbivor rovarok diverzitásának fenntartásában alárendelt (Csóka 1997b). Ugyanakkor a nagy koncentrációnak köszönhetően folyamatosan növekszik az akácot tápnövényként elfogadó polifág lombfogyasztók száma. Közülük egy-egy faj a belátható jövőben akár tömegesen is felléphet. Bár nem tartoznak a herbivorok közé, de érdekességként megemlíthető, hogy az akác avarfogyasztó ízeltlábú együttese is lényegesen fajszegegyebb, mint az őshonos fajok alkotta lombos erdőké.

Tülevelűek

A fenyők természetvédelmi megítélése általában negatív. Több fajuk Magyarországon nem őshonos, csupán néhány van, aminek őshonossága egyáltalán vita tárgyát képezheti. Állományaik túlnyomó része mesterséges eredetű, és ennek megfelelő jellegű is. Kétségtelen, hogy monokultúra jellegű ültetvényeik nem kedvezőek biodiverzitási szempontokból. Megjegyzendő, hogy nagy kiterjedésű elegyetlen egykorú állományaik erdő-egészségi szempontból is meglehetősen kockázatosak, bennük gyakoriak a biotikus, illetve abiotikus kalamitások. A magyarországi fenyvesek relatív térfoglalása és abszolút területe is folyamatosan csökken az utóbbi bő negyed évszázadban. Az 1987-es 15,7%-os arány (227 ezer ha) jelenleg már csak 11% körüli (213 ezer ha). Magyarországon 3 genuszba tartozó 4 tülevelű fajt (*Pinus nigra*, *P. sylvestris*, *Picea abies* és *Larix decidua*) természetnek jelentősebb területen, a közönséges boróka (*Juniperus communis*) és a tiszafa (*Taxus baccata*) pedig természetesen is előfordul. A boróka a Tiszántúlról hiányzik, a Duna–Tisza közén és Belső-Somogy déli részén gyakori, másutt szórványos. Előfordulása gyakran korábbi legeltetésre, erdőkielérésre utal (Barttha 1999). A tiszafa szórványos előfordulású középhegységi faj (Barttha 1999). Az utóbbi két faj természetvédelmi megítélése – a többi tülevelűtől eltérően – nem negatív.

A fentiekkel együtt is érdemes röviden áttekinteni herbivor rovarfaunájukat, már csak azért is, mert rajtuk viszonylag kevés polifág és jóval több oligofág/monofág faj él.

Polifág tűfogyasztók közül elsőként az apácalepke (*Lymantria monacha*) érdemel említést. A legtöbb tülevelű fajtán táplálkozhat, ugyanakkor egyes lombos fajtákon (tölgyek, bükk) is kifejlődhet. Magyarország jelenlegi területén nem ismertek tömeges fellépései, de a Trianon előtt Magyarországon a legjelentősebb kártevőként tartották nyilván, ami elsősorban erdélyi és felvidéki erdőfenyő és luc állományokban lépett fel tömegesen (Bedő 1892, Matusovits 1908). További gyakori oligofág tűfogyasztó lepidoptera fajok a *Dendrolimus pini* (Lasiocampidae), a *Panolis flammea* (Noctuidae), *Hyloicus pinastri* (Sphingidae), a *Bupalus piniarius*, *Hylea fasciaria* és a *Semiothisa liturata* (Geometridae). Említésre érdemes, hogy az alföldi nagyterületű fenyvesítések eredményeként ezek a korábban hegy- és dombvidéki elterjedésű fajok megjelentek, sőt kifejezetten gyakorrivá váltak pl. az alföldi fenyvesekben. Megjegyzendő, hogy a korábbi várakozásokkal (Csóka 1988, 1989, 1990) ellentétben a Duna–Tisza közén nem következtek be e fajoknak számottevő tömegszaporodásai. Ezeknél jóval ritkább, illetve szórványos előfordulású fajok a *Thera stragulata*, *Semiothisa signaria*, *Deileptenia ribeata*, *Puengeleria capreolaria*, illetve több törpearaszoló (*Eupithecia*) faj. (Geometridae) és a

Panthea coenobita (Noctuidae). Ezek inkább a Nyugat-Dunántúlon, illetve hegyvidéken fordulnak elő.

Hosszútűs fenyők (*Pinus* spp.)

Pinus-ok fiatal hajtásaiban rágnak a *Rhyaciona buoliana*, a *R. duplana* (Tortricidae) és az *Exoteleia dodecella* (Gelechiidae). Szintén a *Pinus*-okon fejlődnek a *Diprion pini*, a *D. similis*, a *Neodiprion sertifer*, a *Gilpinia frutetorum* (Diprionidae), valamint az *Acantholyda hierpglyphica* és az *A. nemoralis* (Pamphiliidae) levéldarázs fajok.

A tűk rövidülését és torzulását okozza a tűhüvely gubacslégy (*Thecodiplosis brachyntera*). A fenyőtű ormányos (*Brachonyx pineti*) lárvaként és kifejlett bogárként is a *Pinus*-ok, főként a *P. sylvestris* tűt fogyasztja.

A tobozokon, illetve a magokon szívogat az észak-amerikai származású *Leptoglossus occidentalis* poloska (Coreidae). A tobozokban, a magokat fogyasztva fejlődik a *Pissodes validirostris* (Curculionidae).

A nálunk leggyakrabban erdeifenyőben fejlődő *Sirex juvencus* és *S. noctilio* fadarázs fajok (Siricidae) gyengélkedő, illetve frissen pusztult faegyedeket keresnek fel peterakás céljából. A nőstények petéikkel együtt egy *Amylostereum* nevű gombát is a fába juttatnak. Ezek a gombák „előkészítik” az egyébként nehezen emészthető faanyagot a fadarázs lárváknak (CASTRILLO és mtsai 2015). Az *Ibalia leucospoides* (Ibalidae) ezeknek a *Sirex* fajoknak a specializálódott parazitoidja. A nőstény *Ibalia* a fadarázs szimbionta gombájának jelenlétét felismerve találja meg a fiatal fadarázs lárvák járatait (MARTINEZ és mtsai 2006). A *Pinus*-ok gyakoribb szúfajai a *Tomicus piniperda*, a *T. minor*, az *Ips sexdentatus*, illetve *Orthotomicus* és *Pityogenes* fajok.

Luc (*Picea abies*)

A lucfajok (*Picea*) tűt fogyasztják többek között az *Epinotia tedella*, a *Zeiraphera griseana* (Tortricidae), a *Coleotechnites piceaella* (Gelechiidae), a *Pristiphora abietina* (Tenthredinidae) és a *Cephalcia abietis* (Pamphiliidae) és az *Elatobium abietinum* (Aphidiidae).

A luc hajtásokon gyakoriak az örvös pajzstetvek (*Physokermes* fajok – Coccidae), valamint az *Adelges* és *Sacciphantes* gubacstetvek (Adelgidae) tobozszerű gubacsai. A fiatal hajtások végén csoportos gömbölyű duzzanatokat okoz a *Dasineura abietiperda* (Cecidomyiidae).

A luc tobozaiban és magjaiban fejlődik a *Cydia strobilella* (Tortricidae), a *Dyoryctria abietella* (Pyralidae) és az *Eupithecia abietaria*, illetve az *E. analoga* törpearaszoló (Geometridae) fajok. A tobozpikkelyek megvastagodását idézi elő a *Kaltenbachiola strobis* gubacsszúnyog (Cecidomyiidae).

A luc törzsében fejlődő nagy fadarázs (*Urocerus gigas* – Siricidae) petéző nősténye a korábban említett *Sirex* fajokhoz hasonlóan szintén cellulózbontó gombát is telepít peterakásakor. A *Xeris spectrum* nevű fadarázs maga nem hordoz cellulózbontó gombát, azokba, a már pusztuló, vagy elpusztult törzsekbe petézik, ahol az *Urocerus* korábban már megtelepedett, kihasználva azt, hogy korábban érkező faj által betelepített gombák az ő lárvái számára is megkönnyítik a táplálék felvételt. A nagytermetű *Megarhyssa emarginatoria* (Ichneumonidae) parazitoid leggyakrabban az élő *Urocerus* lárvájában fejlődik. Peterakás során akár 2–3 centiméter mélyen elhelyezkedő fadarázs-lárvát is képes parazitálni. A lárvajaratok szintén a szimbionta gomba jelenlétének felismerésével tudja megtalálni.

A lucfenyő ágaiban és törzsében fajgazdag, időnként pedig kifejezetten tömeges szúegyüttes élhet. Legközismertebb képviselőjük a többnemzedékes betűzőszú (*Ips typographus*), ami Európa lucfenyveseinek egyik legjelentősebb xilofág faja, tömgszaporodásaival gyakran okoz tömeges fapusztulást is. Ennek a szúfajnak, illetve abiotikus károkat (aszály, széldöntés stb.) követő tömegszaporodásainak tudható be, hogy hazánkból a luc eltűnő félben van.

A betűzőszú mellett természetesen számos további szúfaj is él a lucon. A teljesség igénye nélkül néhány közismertebb faj. *Dendroctonus micans*, *Ips amitinus*, *Ips duplicatus*, *Pityogenes chalcographus*, *Pityophthorus pityographus*. Ezek gyakran együtt is előfordulnak. Ilyenkor forrásfelosztást valósítanak meg, ami abban áll, hogy a nagyobb termetű *Dendroctonus* a törzs alsóbb, vastagabb kérgű részén, a közepes méretű *Ips* fajok a törzs középső részén, a kistermetű *Pityogenes* pedig a koronában, a vékonykérgű törzsrészben fejlődik. A szűbogarak – főként gazdasági jelentőségük okán – világszerte a legjobban tanulmányozott rovarok közé tartoznak.

Vörösfenyő (*Larix decidua*)

A vörösfenyő herbivor rovaregyüttesét a kevesebb generalista és több specialista faj jellemzi. Tűin a korábban említett polifág/oligofág tűfogyasztók mellett számos specialista faj is él. Az *Adelges laricis* (Adelgidae) egyik nemzedéke a tűket torzítja, illetve fehér csomókat képez rajta. Másik nemzedéke a lucon képez tobozszerű gubacsokat. A *Coleophora laricella* (Coleophoridae) lárvái apró zsákokból aknázzák a tűket. A *Zeiraphera griseana* és a *Spilonota lariciana* (Tortricidae), valamint a *Pristiphora laricis* (Tenthredinidae) a tűket rágják. *Taeniothrips laricivorus* (Thripidae) szívogatása a tűlevelek torzulását és idő előtti hullását okozza.

Vékony hajtásaiban fúr a monofág *Argyresthia laevigatella* (Yponomeutidae) lárvája. A szintén specialista *Cydia milleniana* (Tortricidae) hernyója vékonyabb ágakban 2 évig fejlődik, az ágakon gubacsokat

idéz elő. Magyarországról nagyjából 15 éve ismert faj. Törzsében és ágaiban számos szúfaj él. Ilyenek pl. a monofág *Ips cembrae*, az oligofág *Pityogenes chalcographus* és a *Pityophthorus pityographus*. Vastagabb törzsrészeinek tipikus xilofág rovára a *Tetropium gabrieli* (Cerambycidae).

Közönséges boróka (*Juniperus communis*)

A boróka herbivor rovarfaunájára a specialisták dominanciája jellemző. Hajtásvégein két gubacsszúnyog, az *Oligotrophus panteli* és az *O. juniperus* (Cecidomyiidae) okoz gubacsokat. Az *Argyresthia dilectella* és az *A. arceuthina* a fiatal hajtásokban rágnak. Az *A. praecocella* a fiatal tobozbogyóban fejlődik, az *A. abdominalis* pedig a tűket aknázza (Yponomeutidae). Ágaiban a borókaszú (*Ploeosinus aubei*) és a védett borókakacincér (*Semanotus ruscicus*) lárvái fejlődnek (CSÓKA és KOVÁCS 1999). A fás részek kérge alatt 1–2 évig fejlődik a *Synanthedon vespiiformis* üvegszárnyú lepke (Sesiidae) hernyója. A *S. spuleri* lárvája pedig a boróka törzsén, illetve ágain, a *Gymnosporangium clavariiformae* gomba által okozott daganatokban táplálkozik (LASTUVKA és LASTUVKA 2001).

Tiszafa (*Taxus baccata*)

A tiszafa szövetei mérgező alkaloidákat tartalmaznak, amit nagyon kevés rovar képes elviselni. Ennek megfelelően herbivor rovaregyüttese meglehetősen fajszegény. Tüit még a szélsőségesen polifág lombfogyasztók is csak elvétve fogyasztják. Hazai adat alig van ezekről, külföldi források (CRAFER 2005) 4 araszoló fajt említenek (*Ectropis bistortata*, *Peribatodes rhomboidaria*, *Deileptenia ribeata* és *Paradarisa consonaria*), aminek hernyói alkalmanként fogyasztják a tiszafa tüit. A szélsőségesen polifág, amerikai származású lepkekabóca (*Metcalfa pruinosa*) lárvái és imágói azonban rendszeresen szívatgatnak parkokban tenyésző tiszafák hajtásain. Két specialista rovára említhető. A hajtásain fordul elő a *Parthenolecanium pomericum* pajzstetű (ritkábban a polifág *P. corni* is). A fiatal hajtások végén tobozszerű gubacsot képez a *Taxomyia taxi* gubacsszúnyog.

Fásszárúakhoz kötődő védett herbivor rovarok Magyarországon

Jelen fejezetben a Magyarországon, fásszárúakon élő, védett herbivor rovarokról adunk rövid összefoglalást, táblázatos formában (2. táblázat). Az áttekinthettségben nyilván csak azok a fajok szerepelnek, amik elsődlegesen a tápnövényük élő szöveteit fogyaszt-

ják. Azaz nem foglalkozunk pl. a holtfában fejlődő szaproxilofág rovarokkal, stb. Megjegyzendő, hogy a herbivor/szaproxilofág elkülönítés nem minden esetben egyértelmű. Egyrészt azért, mert több faj korai stádiumában élő növényi szöveteket is fogyaszt és csak később tér át szaprotróf táplálkozásra, másrészt pedig azért, mert sok esetben meglehetősen hézagosa az információk. Egyes esetekben szintén némi bizonytalanságot hordoznak a lepkehernyók tápnövény adatai, ugyanis ezek nemritkán „klónadatok”, azaz kézikönyvekből, monográfiákból, az eredeti adatforrás ismerete nélkül átvett információk. A tápnövényekkel kapcsolatos információ hiány természetvédelmi szempontból is problémás lehet, hiszen egy adott faj védelmének talán legfontosabb összetevője éppen élőhelyének és tápnövényének a védelme. Ezek híján a védelem sok esetben csak sötétben való tapogatózás lehet.

A védettségi státuszok és a természetvédelmi értékek a 13/2001. (V.9.) KöM rendelet, illetve a 275/2004. (X.8.) Korm. rendelet szerintiék. A tápnövényekre vonatkozó információk forrásai: CSÓKA 1995, 1998, CSÓKA és KOVÁCS 1999, CSÓKA és SZABÓKY 2005, HARASZTHY 2014, KOVÁCS 1997, KOVÁCS és HEGYESSY 1995, 2000, MERKL és VIG 2009, MUSKOVITS és HEGYESSY 2002, SZABÓKY 2015. A lepkék esetében a nevezéktan VARGA (2010) munkáját követi.

Webes források:

<http://www.cerambyx.uoehb.cz/>

<http://www.lepidoptera.eu/>

<http://www.leps.it/>

A táblázatokban foglalt információk alapján, a teljeség igénye nélkül talán nem haszontalan néhány észrevételt tenni:

- A fásszárúakhoz kötődő védett herbivorok is vizsztatükrozik azt a jelenséget, amit a védett rovarfajokra vonatkozóan általánosságban is el lehet mondani. Nevezetesen az, hogy a listákon azon csoportok fajai szerepelnek nagyobb gyakorisággal, amik jobban kutatottak, illetve látványosabbak, amiknek az „érdekeit” tekintélyes szakemberek képviselik. Ez magyarázza, hogy az alábbi táblázatokban közel 70 lepkefaj szerepel, ugyanakkor teljesen hiányoznak pl. a herbivor hártájszárnyúak (levéldarazsak, gubacsdarazsak), holott bizonyosan ezek között is lenne több, védelemre érdemes faj.
- Egy-egy faj védett státusza több esetben valószínűleg arra is visszavezethető, hogy az adott faj a kiterjedten alkalmazott gyűjtési módszerekkel nehezebben gyűjthető. Az egyetlen védett sodrómoly, a *Pammene querceti* pl. a mesterséges fényre csak mérsékelten repül, így lámpázással nemigen gyűjthető. Ugyanakkor feremoncsapdával végzett kísérletek eredményei szerint egyáltalán nem ritka, néhol pedig kifejezetten gyakori is lehet. Hasonló a helyzet a szintén védett *Coraebus florentinus* ese-

2. táblázat. Fa- és cserjefajokhoz kötődő védett és közösségi jelentőségű herbivor rovarok Magyarországon

Rend	Család	Faj	Természetvédelmi státusz	Természetvédelmi érték (Ft)	Tápnövény(ek)
Hemiptera	Cicadidae	<i>Cicada orni</i>	V	5000	<i>Fraxinus</i>
		<i>Tibicina haematodes</i>	V	5000	<i>Fagus, Quercus</i>
Orthoptera	Acrididae	<i>Locusta migratoria</i>	V	10 000	alkalmilag fásszárúakon is
Coleoptera	Buprestidae	<i>Agrilus guerini</i>	V	10 000	<i>Salix caprea</i> és más <i>Salix</i> fajok
		<i>Anthaxia candens</i>	V	10 000	<i>Prunus avium, P. mahaleb, P. spinosa</i>
		<i>Anthaxia hackeri</i>	V	10 000	<i>Ulmus laevis, U. minor</i>
		<i>Anthaxia hungarica</i>	V	10 000	<i>Quercus pubescens</i>
		<i>Anthaxia plicata</i>	V	10 000	<i>Crataegus, Pyrus, Malus</i>
		<i>Anthaxia tuerki</i>	V	10 000	<i>Ulmus</i>
		<i>Capnodis tenebrionis</i>	V	5000	<i>Prunus spinosa, P. domestica</i> gyökerein
		<i>Coraebus florentinus</i>	V	10 000	<i>Quercus</i> fajok koronaágaiban
		<i>Coraebus undatus</i>	V	50 000	<i>Quercus robur, Q. pubescens, néha Fagus</i>
		<i>Lampra dives</i> (= <i>Lamprodila decipiens</i>)	V	10 000	<i>Salix</i> , ritkán <i>Betula</i> és <i>Alnus</i>
		<i>Lampra mirifica</i> (= <i>Lamprodila mirifica</i>)	V	10 000	<i>Ulmus</i> fajok
		<i>Lampra rutilans</i> (= <i>Lamprodila rutilans</i>)	V	10 000	<i>Tilia</i> fajok
		<i>Palmar festiva</i> (= <i>Lamprodila festiva</i>)	V	50 000	<i>Juniperus</i>
Coleoptera	Cerambycidae	<i>Akimerus schaefferi</i>	V	10 000	<i>Quercus</i> fajok gyökerében
		<i>Aromia moschata</i>	V	5000	<i>Salix</i> fajok
		<i>Cerambyx cerdo</i>	V, K	50 000	<i>Quercus</i> fajok
		<i>Cerambyx miles</i>	V	50 000	<i>Quercus</i> fajok, gyümölcsfajok
		<i>Cerambyx welensii</i>	V	50 000	<i>Quercus</i> fajok
		<i>Herophila tristis</i>	V	10 000	lombofákon polifág
		<i>Oberea pedemontana</i>	V	10 000	<i>Frangula alnus, Rhamnus catharticus</i>
		<i>Purpuricenus budensis</i>	V	5000	lombosfákon polifág
		<i>Purpuricenus globulicollis</i>	V	10 000	lombosfákon polifág
		<i>Purpuricenus kaehleri</i>	V	10 000	<i>Quercus, Castanea</i>
		<i>Ropalopus insubricus</i>	V	10 000	<i>Acer campestre</i>
		<i>Ropalopus ungaricus</i>	V	10 000	<i>Acer</i> , ritkábban más lombos fafajok
		<i>Ropalopus varini</i>	V	10 000	<i>Quercus</i>
		<i>Saperda octopunctata</i>	V	10 000	<i>Tilia</i>
		<i>Saperda punctata</i>	V	10 000	<i>Ulmus</i>
		<i>Saperda similis</i>	V	50 000	<i>Salix caprea</i>
		<i>Saperda scalaris</i>	V	10 000	lombosfákon polifág
		<i>Semanotus ruscicus</i>	V	5000	<i>Juniperus communis</i>
<i>Trichoferus pallidus</i>	V	5000	<i>Quercus</i>		

Rend	Család	Faj	Természetvédelmi státusz	Természetvédelmi érték (Ft)	Tápnövény(ek)
Coleoptera	Cerambycidae	<i>Xylotrechus pantherinus</i>	V	5000	<i>Salix caprea</i>
Lepidoptera	Cossidae	<i>Lamellocossus terebrus</i>	V	10 000	<i>Populus tremula</i> és más nyárajok
	Tortricidae	<i>Pammene querceti</i>	V	10 000	<i>Quercus pubescens</i> és más tölgyfajok
	Lasiocampidae	<i>Eriogaster catax</i>	V, K	50 000	<i>Prunus, Crataegus</i> , ritkán <i>Salix, Populus</i>
		<i>Eriogaster lanestris</i>	V	10 000	<i>Prunus, Crataegus</i> , ritkán <i>Tilia, Salix, Betula</i>
		<i>Eriogaster rimicola</i>	V	10 000	<i>Quercus cerris</i> és más tölgyfajok
		<i>Phylodesma ilicifolia</i>	V	10 000	<i>Populus, Salix, Vaccinium</i>
	Endromidae	<i>Endromis versicolora</i>	V	5000	<i>Betula pendula</i> és <i>Alnus glutinosa</i>
	Sphingidae	<i>Marumba quercus</i>	V	10 000	<i>Quercus</i>
	Saturniidae	<i>Saturnia pavonia</i>	V	10 000	<i>Prunus, Crataegus, Quercus, Carpinus, Salix</i>
		<i>Saturnia spini</i>	V	50 000	<i>Prunus, Crataegus, Rosa, Malus, Alnus</i>
		<i>Saturnia pyri</i>	V	50 000	<i>Pyrus, Prunus, Malus, Juglans, Salix</i>
		<i>Agria tau</i>	V	5000	<i>Fagus</i> , ritkábban <i>Quercus, Betula, Corylus</i>
	Geometridae	<i>Archiearis parthenias</i>	V	10 000	<i>Betula</i>
		<i>Archiearis notha</i>	V	5000	<i>Populus tremula</i>
		<i>Archiearis puella</i>	V	5000	<i>Populus alba</i>
		<i>Epirranthis diversata</i>	V	50 000	<i>Populus tremula, Salix</i>
		<i>Rheumaptera undulata</i>	V	5000	<i>Vaccinium, Salix, Populus, Alnus, Betula</i>
		<i>Mesotype didymata</i>	V	50 000	<i>Vaccinium</i>
		<i>Discoloxia blomeri</i>	V	10 000	<i>Ulmus</i>
		<i>Hydrelia sylvata</i>	V	5000	<i>Alnus</i>
		<i>Ennomos quercarius</i>	V	5000	<i>Quercus</i>
		<i>Erannis ankeraria</i>	FV, K	100 000	<i>Quercus pubescens</i> , ritkán <i>Q. cerris</i>
		<i>Paraboarmia viertlii</i>	V	5000	<i>Quercus</i>
		<i>Peribatodes umbraria</i>	V	5000	<i>Quercus</i> (valószínűleg a <i>Q. cerris</i>)
		<i>Odontognophos dumetatus</i>	V	5000	<i>Rhamnus catharticus</i>
		Notodontidae	<i>Dicranura ulmi</i>	V	5000
	<i>Furcula bicuspis</i>		V	5000	<i>Betula</i> és <i>Alnus</i>
	<i>Leucodonta bicoloria</i>		V	10 000	<i>Betula</i>
	<i>Notodonta torva</i>		V	10 000	<i>Populus tremula, Salix, Betula</i>
	<i>Pheosia gnoma</i>		V	5000	<i>Betula, Alnus</i>
	<i>Odontesia carmelita</i>		V	10 000	<i>Betula</i>
	Noctuidae	<i>Phalera bucephaloides</i>	V	10 000	<i>Quercus pubescens</i>
<i>Pericallia matronula</i>		FV	100 000	<i>Corylus, Salix, Juglans, Prunus</i>	
<i>Euplagia quadripunctaria</i>		V, K+	5000	<i>Prunus, Corylus</i> , ritkán <i>Quercus</i>	
<i>Arytrura musculus</i>		FV, K	250 000	<i>Salix cinerea</i>	
		<i>Catocala conversa</i>	V	10 000	<i>Quercus</i>

Rend	Család	Faj	Természetvédelmi státusz	Természetvédelmi érték (Ft)	Tápnövény(ek)
Lepidoptera	Noctuidae	<i>Catocala diversa</i>	V	10 000	<i>Quercus</i> , egyesek szerint <i>Fraxinus</i> is
		<i>Catocala fraxini</i>	V	5000	<i>Populus</i> , <i>Quercus</i> , <i>Alnus</i> , <i>Betula</i> , <i>Fraxinus</i> , <i>Salix</i>
		<i>Catocala dilecta</i>	V	10 000	<i>Quercus</i>
		<i>Amphipyra cinnamomea</i>	V	10 000	<i>Populus</i> , <i>Ulmus</i> , <i>Lonicera</i>
		<i>Asteroscopus syriaca</i>	FV	100 000	<i>Fraxinus ornus</i>
		<i>Enargia abluta</i>	V	10 000	valószínűleg <i>Populus</i>
		<i>Orbona fragariae</i>	V	5000	<i>Salix</i> , <i>Prunus</i>
		<i>Rileyana fovea</i>	V	10 000	<i>Quercus</i>
		<i>Scotochrosta pulla</i>	V	5000	<i>Quercus</i>
		<i>Dichonia aeruginea</i>	V	10 000	<i>Quercus pubescens</i> és egyéb tölgyfajok
		<i>Anarta myrtilli</i>	V	50 000	<i>Calluna vulgaris</i>
		<i>Dioszeghyana schmidtii</i>	FV, K	100 000	<i>Quercus cerris</i> , <i>Q. pubescens</i>
		<i>Lycophotia porphyrea</i>	V	10 000	<i>Calluna</i> , <i>Erica</i>
		Papilionidae	<i>Iphiclides podalirius</i>	V	10 000
	Pieridae	<i>Gonepteryx rhamni</i>	V	5000	<i>Frangula alnus</i> , <i>Rhamnus catharticus</i>
	Lycaenidae	<i>Neozephyrus quercus</i>	V	5000	<i>Quercus</i>
		<i>Thecla betulae</i>	V	5000	<i>Prunus</i> , <i>Amygdalus</i> , <i>Crataegus</i> , <i>Corylus</i> , <i>Betula</i>
		<i>Satyrium w-album</i>	V	10 000	<i>Ulmus</i>
		<i>Satyrium pruni</i>	V	5000	<i>Prunus</i> , <i>Rubus</i> , <i>Sorbus</i>
		<i>Satyrium spini</i>	V	10 000	<i>Prunus</i> , <i>Rhamnus catharticus</i> , <i>Frangula alnus</i>
		<i>Satyrium ilicis</i>	V	10 000	<i>Quercus</i>
	Nymphalidae	<i>Libythea celtis</i>	V	5000	<i>Celtis</i>
		<i>Limenitis populi</i>	FV	100 000	<i>Populus tremula</i> , ritkábban <i>P. nigra</i>
		<i>Limenitis camilla</i>	V	10 000	<i>Lonicera</i>
		<i>Limenitis reducta</i>	V	50 000	<i>Lonicera</i>
		<i>Neptis rivularis</i>	V	10 000	<i>Spiraea</i>
		<i>Neptis sappho</i>	V	10 000	<i>Robinia</i>
		<i>Apatura ilia</i>	V	10 000	<i>Populus tremula</i> , <i>P. nigra</i> , <i>Salix caprea</i>
		<i>Apatura iris</i>	V	50 000	<i>Salix caprea</i>
		<i>Apatura metis</i>	V	50 000	<i>Salix alba</i>
		<i>Euphydryas maturna</i>	V, K	50 000	<i>Fraxinus</i> fajok, <i>Ligustrum</i>
		<i>Nymphalis polychloros</i>	V	10 000	<i>Pyrus</i> , <i>Cerasus</i> , <i>Ulmus</i> , <i>Populus</i> , <i>Salix</i>
		<i>Nymphalis xanthomelas</i>	V	50 000	<i>Salix</i> fajok
<i>Nymphalis vau-album</i>		V, K+	50 000	<i>Salix</i> , <i>Populus</i> , <i>Ulmus</i>	
<i>Nymphalis antiopa</i>	V	50 000	<i>Betula</i> , <i>Salix</i> , <i>Populus</i> , <i>Ulmus</i>		
<i>Nymphalis c-album</i>	V	5000	<i>Ulmus</i> , <i>Salix</i> , <i>Corylus</i>		

(A védettségi státuszok és a természetvédelmi értékek a 13/2001. (V.9.) KöM rendelet, illetve a 275/2004. (X.8.) Korm. rendelet szerintiék.)
V= védett, FV= fokozottan védett, K= közösségi jelentőségű faj, K+= kiemelt közösségi jelentőségű faj

tében is. A kifejtett bogarak általában a nagyobb fák koronájában tartózkodnak, így nehezen gyűjthetők. Ugyanakkor az ország legtöbb tölgyesében (az összes őshonos fajon) megtalálhatók az általa meggyűrűzött és ennek következményeként letört, egyértelműen azonosítható ágak. Néhol ezek kifejezetten tömegesek is.

- A fásszárúakon élő védett herbivor rovarok tápnövény-gyakorisága is visszatükrözi a tanulmány korábbi részeiben felvázolt fajgazdagsági arányokat. Azaz a legtöbb védett faj a tölgyeken, illetve a nyárákon/füzeken/nyíren fejlődik. Az utóbbiakkal kapcsolatban megjegyzendő, hogy a „gyomfaként jegyzett” rezgő nyár, a kecskefűz és a nyír számos, természetvédelmi szempontból kifejezetten értékes specialista rovarfajt tart el. Valószínű egyébként, hogy ezen fajok ritkasága részben éppen a tápnövényük „üldözött” voltára vezethető vissza.
- Hasonlóan fontos szerepet játszik néhány „elhanyagolt” cserjefaj (pl. loncok, bengék), hiszen ezek is kizárólagos tápnövényei lehetnek egyes védett fajoknak.

A fajon/populáción belüli változatosság jelentősége

A fásszárú növények (különösen pedig a hosszú életű fák) fajon, illetve populáción belüli genetikai változatossága igen nagy, jellemzően több nagyságrenddel meghaladja a rövid életű lágyszárúakét. Ennek a sokféleségnek számos látható, és valószínűleg még ennél is több szemmel nem látható megnyilvánulása van, ugyanis a természetes populációk egyedei hasonló megjelenési formájuk ellenére számos genetikai tulajdonságban eltérnek egymástól (STANDOVÁR és PRIMACK 2001). Többek között a lombfakadás, a virágzás, a termésérés eltérő időzítése mellett a levelek kémiai jellemzői, bőrszövetük vastagsága, szőrözöttsége mind olyan tulajdonság, ami a herbivor rovarok (különösen a specialisták) szempontjából számottevő jelentőséggel bírhat. Ennek detektálható megnyilvánulása, hogy egyes faegyedeken sok, a közvetlen mellette állón pedig kevés gubacsot, levélaknát stb. találunk. Ennek természetesen más okai is lehetnek, de sok esetben éppen a populáción belüli változatosságra vezethető vissza. A nagyfokú változatosság egyébként éppen a populáció túlélését is hivatott szolgálni. Bármely, előre nem látható kedvezőtlen környezeti helyzetben (szárazság, fagyok, fogyasztók tömeges fellépése stb.) is mindig lesznek ugyanis olyan egyedek, amik megfelelnek az új kihívásoknak.

Számos cserje- és fafaj eleve rendkívül változatos és könnyen hibridizálódnak is (rózsák, galagonyák, szilvek stb.). Így a tölgyfajok is igen nagy fajon és populáción belüli változatosságot mutatnak, és egyes fajaik hibridizálódnak is. Őshonos tölgyfajainknak számos

alfaját, változatát is leírták, de pl. a kocsánytalan tölgyet többen 3 „kisfajra” bontják (*Q. petraea*, *Q. polycarpa* és *Q. dalechampii*), mások alfajként kezelik. Keveset tudunk arra vonatkozóan, hogy a herbivor rovarok hogyan „viszonyulnak” ezekhez. BORHIDI (1969) szerint, amíg a ssp. *dalechampii* finom texturájú leveleit a herbivorok kedvelik, addig a ssp. *polycarpa* erős kutikulájú, bőrnemű levelei ellenállóbbak a rovarokkal szemben. KULFAN és mtsai (2013) önálló tanulmányt közölnek a *Quercus dalechampii* lombfogyasztó rovarairól, de nem hasonlítják össze azt a másik két „kisfaj” faunájával.

A kocsányos tölgy esetében az egyik szembevető és viszonylag sokat tanulmányozott tulajdonság az egyedspecifikus rügyfakadási idő (CRAWLEY és AKTHERUZZAMAN 1988, HUNTER 1992, CSÓKA 1994b, CSÓKA és mtsai 1998). Azonos termőhelyen, egymástól néhány m-re álló kocsányos tölgyek esetében a rügyfakadás kezdete, illetve a levelek teljes kifejlődése akár 3 hetes különbséget is mutathat. Ezt az egyedi tulajdonságot az adott fa egész élete során megtartja. A rügyfakadás ideje nyilván jelentős különbségeket eredményezhet a kései fagyokkal szembeni érzékenységben, ugyanakkor a herbivor rovarok szempontjából is fontos lehet. A kis téliaraszoló (*Operophtera brumata*), a gyapjaslepke (*Lymantria dispar*) vagy éppen a tölgy földibolha (*Haltica quercetorum*) lárvái a koránfakadó tölgy egyedeket kedvelik, a *Neuroterus quercusbaccarum* lencsegubacsai, vagy bizonyos levélaknák pedig a későnfakadókon gyakoribbak. Az ilyen, szesszilis (=a tápnövényhez fizikailag szorosan kötődő, lárvaként helyváltoztatásra nem képes) fajoknak egyébként ajánlatos is elkerülni a szabadon rágó hernyók által preferált faegyedeket, hiszen azok alkalomadtán „kiehetik alóluk a leveleket”, sőt akár magukat a lárvákat is felfalhatják. Megjegyzendő, hogy a klímaváltozással járó egyre gyakoribb időjárási anomáliák zavarokat okozhatnak ebben a hosszú idő alatt kimunkált forrásfelosztásban. Ha ugyanis hosszú tél után robbanásszerűen, szinte nyári hőmérsékletek következnek, akkor az egyes fenofázisok eléréséhez szükséges hőösszegek gyorsabban kumulálódnak, a tölgyek lombfakadása sokkal gyorsabban zajlik, a korai és késői lombfakadás közötti időkülönbség lerövidül, egyes esetekben szinte el is tűnik.

Nagyon valószínű, hogy hasonló jellegű összefüggések más lombos fák és cserjék esetében is fennállhatnak, csak ezekre vonatkozóan, célirányos kutatások hiányában nemigen van információnk.

A fásszárú egyed kora és mérete is olyan egyedi tulajdonság, ami sok vonatkozásban determinálja az egyeden megtelepedő herbivor fajokat, illetve együtteseket. A közösségi jelentőségű nagy hőscincér (*Cerambyx cerdo*) például csak idősebb, vastagabb tölgy egyedeken telepszik meg. A *Cynips cornifex* gubacsdarázs aszexuális nemzedékének gubacsai pedig a fiatal molyhos tölgyeket preferálják. A karpófág

(=magra és termésre specializálódott) rovarfajok nyilván csak már magtermő korú faegyedeken telepedhetnek meg, stb. Ebből következően a vegyeskorú állományok jó eséllyel magasabb diverzitású herbivor közösségeket tarthatnak fent, mint az egykorúak.

Egy adott növényegyed mikrokörnyezete is meghatározhatja a rajta megtelepedő rovaregyüttes jellemzőit. A szoliter, illetve szegélyen álló fák és cserjék általában fajgazdagabb rovaregyüttesel bírnak, mint az állomány belsejében lévők. Ennek számos magyarázata lehet. A szoliter/szegélyen álló fák mikroklimatikus viszonyai kedvezőbbek lehetnek a rovaroknak (pl. több napsütés), ezek általában gyakrabban és több virágot, illetve termést hoznak, stb. Azaz a szegélyek területéhez viszonyított hossza is meghatározója lehet a herbivor rovarok diverzitásának. Ez más szóval azt jelenti, hogy a változatos állományszerkezeti viszonyok (tisztások, változatos záródási viszonyok stb.) is a magasabb herbivor diverzitás irányába ható tényezők lehetnek.

Az erdőgazdálkodás keretein belül alkalmazott szelekciós nemesítés szinte kizárólag a gyors növekedést, a kedvező törzsalakot, illetve egy-egy kórokozó/kártevő elleni rezisztenciát célozta. Azaz az egy fajra jellemző genetikai változatosságot szándékosan jelentősen leszűkítettük. Ugyanakkor egyáltalán nem biztos, hogy a legjobb növekedésű faegyedek tolerálják legjobban a szárazságot, vagy más egyéb kedvezőtlen környezeti változásokat.

A mesterséges erdőfelújításoknál alkalmazott csemeteszám (jellemzően nem több mint 10 000 csemete/ha) nagyságrenddel kisebb a természetes felújításokra jellemző esetenként több száz ezres csemeteszámoknál. Ez már önmagában is jelentős diverzitás csökkenést eredményez.

A nevelővágások (tisztítások, gyéritések) során a főfafaj jó törzsalakú, gyors növekedésű egyedei javára történtek a beavatkozások, holott nem biztos, hogy ezek az egyedek jobban tolerálják a kedvezőtlen környezeti változásokat, illetve majdnem bizonyos hogy ez a „beszűkülés” a fogyasztó szervezetek diverzitása szempontjából is kedvezőtlen, stb.

Erdő egészségi szempontok

Az elegyesség és a szerkezeti változatosság jelentősége az abiotikus károkkal kapcsolatban is jól felismerhető. A napjainkban egyre gyakoribbá és nagyobb jelentőségűvé váló abiotikus káresemények (vihar, jég, hó stb.) gyakrabban és erősebben jelentkeznek az egykorú, egyszintes, elegyetlen állományokban. Azaz az elegyesség, a szerkezeti- és korosztály-viszonyok változatosságának növelése csökkenti a károk kockázatát.

Az elegyes erdőben sokkal kisebb egy-egy növényfaj koncentrációja, mint egy elegyetlen állományban. Ez már önmagában is csökkenti a biotikus kalamitások

(rovarkárok, járványok) kialakulásának esélyét. A magas tápnövény koncentráció (legyen szó szinte bármilyen növényről) ugyanis szinte provokálja a rovarok és kórokozók tömeges fellépését, hiszen az adott növényhez kötődő fogyasztó számára szinte korlátlanul áll rendelkezésre megfelelő minőségű táplálék. Egy elegyetlen cseresben, vagy kocsányostölgyesben a gyapjaslepke szél által elsodort fiatal hernyói nem is kerülhetnek más fákra, csak a tápnövényükre. Egy kőrissel, szillel elegyes állományban sokkal nagyobb az esélye, hogy nem megfelelő tápnövényen „landolnak”. Ugyanez a különbség igaz a kórokozók terjedésére is elegyetlen és elegyes állományokban.

Egy növényfajokban (fás- és lágyszárúak is) gazdagabb erdőben sokkal több herbivor rovarfaj kötődik a vegetációhoz, mint egy fajokban szegényebb növényegyüttes esetében. A gazdagabb herbivor közösség pedig sokkal több alternatív zsákmányt, illetve gazdát kínál azoknak a ragadozóknak és parazitoidoknak, amik a tömegszaporodásra hajlamos rovarfajok fékmentartásában jelentős szerepet játszanak. Így a hasznos fajok népessége akkor sem csökken le nagyon, ha fő zsákmány-, illetve gazdaállatuk (pl. a gyapjaslepke) egyedszáma mélyponton van. Azaz sokkal gyorsabban és hatékonyan lesznek képesek reagálni a „kártevő” népességének majdani növekedésére. Megjegyzendő, hogy ezeket az összefüggéseket Győrfi János, az erdővédelem egykori soproni professzora már hosszú idővel ezelőtt felismerte és dokumentálta is (GYÖRFI 1939, 1943, 1957). Szintén ezek ismeretében értelmezhető az is, hogy idegenhonos, inváziós kórokozók és rovarok kisebb eséllyel képesek megtelepedni és elszaporodni egy természeteshez közeli, magasabb diverzitású erdőben, mint a faültetvényeken, illetve a városi fákban. Napjainkban – amikor egész Európában gyorsuló ütemben jelennek meg idegenhonos rovarok és kórokozók (CSÓKA és mtsai 2012, TUBA és mtsai 2012) – ez is nagyon fontos szempont!

Az elegyesség önmagában jelentősen csökkentheti a jövőbeni veszteségek kockázatát. Ha egy elegyetlen állományban a jövőben bármikor tömegesen fellép egy előre még meg sem nevezhető fajspecifikus fogyasztó szervezet (kártevő/kórokozó), akkor az könnyen idézhet elő az adott fafajon jelentős károkat. Akár tömeges fapusztulást is (fenyőpusztulás, tölgypusztulás, bükkpusztulás, cserpusztulás, kőrispusztulás, juharpusztulás stb.). Egy (valóban) elegyes erdőben azonban mindig lesznek olyan fafajok, amik a kalamitás során nem, vagy csak kisebb kárt szenvednek, ezáltal képesek lesznek fenntartani az adott terület erdőborítását.

Ahogy már korábban is szó volt róla, az erdei biodiverzitás egyik fontos összetevője a fajon, illetve a populáción belüli változatosság, ami tulajdonképpen az előre nem látható környezeti kihívások (legyen az abiotikus vagy biotikus) túlélésére szolgáló stratégiként is értelmezhető. A koránfakadó tölgyeket például bizonyos rovarok kedvelik, a későnfakadókat pedig

mások. A később fakadók könnyebben átvészeltetik a tavaszi fagyokat, mint a koránfakadók, stb. Azaz, egy adott kár bekövetkezte esetén mindig lesznek olyan egyedek, amik kevésbé károsodnak.

Számos további példát lehetne felsorolni, de talán már ennyi is érzékelteti, hogy az erdei diverzitás nem kizárólag (vagy talán nem is elsősorban) természetvédelmi érdek. A diverz, mozaikos vegetáció, a változatos erdőszerkezet és korosztály viszonyok, a holtfa jelenléte egyaránt szolgál természetvédelmi érdekeket és erősíti az erdők állékonyságát, stabilitását. Erre pedig a hosszabb távú erdővédelmi előrejelzések ismeretében egyre nagyobb szükség van és lesz is.

Erdőkezelési vonatkozások

A fatermesztést, a minél nagyobb mennyiségű és jobb minőségű faanyag előállítását előnyben részesítő erdőgazdálkodás érdekei számos ponton ütköznek a biodiverzitás megőrzését, illetve növelését célzó természetvédelmi kezelés érdekeivel. A következőekben, a teljesség igénye nélkül néhány olyan szempontot vázolunk fel, ami a természetvédelmi kezelés keretein belül a biodiverzitás megőrzését, illetve növelését szolgálhatja. Fontos ugyanakkor tudni, hogy ezen szempontok hosszú távon a fatermesztési célú erdőgazdálkodás érdekeit is szolgálhatják.

Elegység, fásszárú diverzitás

A fentebb tárgyaltak alapján nyilvánvaló, hogy az egyes fa- és cserjefajokhoz kötődő herbivor rovaregyüttesek fajgazdagsága jelentősen eltérő. Ugyanakkor az is egyértelmű, hogy mindegyik fajon (illetve genuszon) élnek specialista fajok. Ezáltal az adott tápnövény más-sal nem pótolható szerepet tölt be a herbivor rovarok (ezen keresztül pedig a herbivorokhoz kötődő más rovarcsoportok) fajgazdagságának fenntartásában.

Az erdők elegysége a herbivor diverzitás fenntartásának és növelésének legalapvetőbb összetevője. Az adott termőhelyre, illetve erdőtársulásra jellemző valamennyi őshonos fa- és cserjefaj már önmagában is növeli a fajgazdagságot. Fontos szempont azonban, hogy az elegységnek olyan mértéket és térbeli mintázatot kell elérnie, ami a herbivor rovarpopulációk biztonságos túlélését biztosítja. Egy kocsánytalantölgyesben az elegyfafajok 5–10%-os jelenléte kevésbé funkcionális, inkább jelképes elegység. A tápnövény egymástól nagy távolságra lévő elszigetelt egyedek kisebb az esélye a populációk biztonságos túlélésének.

A gazdasági szempontból kevésbé értékes fajokat és az ún. „gyomfákat” (rezgő nyár, kecskefűz, bibircses nyír) az erdőgazdálkodói gyakorlat hosszú időn keresztül szinte üldözte, és sokhelyütt még a ma napig is üldözi. Ez biodiverzitási szempontokból kifejezetten hátrányos, hiszen ezeken a fajokon felet-

tőbb gazdag (jelentős arányban specialista) herbivor rovaregyüttesek (köztük védett, ritka fajok) élnek. Nagyon valószínű, hogy jelentős részben erre is visszavezethető egyes herbivor rovarfajok megirtulása. A természetvédelmi kezelés, de a fatermesztési célú erdőgazdálkodás keretein belül is ezek kímélete kiemelt szempont kell, hogy legyen. Hasonló a helyzet egyes cserjefajokkal is (loncok, bengék, bangiták stb.), amiknek a hagyományos szemléletű erdőgazdálkodás semmiféle értéket, jelentőséget nem tulajdonít. Ezek szintén számos védett, ritka fajt is magába foglaló rovaregyüttes kizárólagos tápnövényei. Ha ezeket nem is irtották koncepciózusan, kíméletükre sem fordítottak figyelmet. Fontos szempont azonban, hogy az említett fa- és cserjefajok kímélete ne álljon meg a „jelképes” szinten. Egy erdőszegélyen visszahagyott, izolált nyír sokkal kisebb eséllyel biztosítja a rajta élő herbivor populációk biztonságos fennmaradását, mint az egymástól nem túl nagy távolságban lévő, néhány fából álló csoport. Az erdőnevelési munkák során ne távolítsuk el az elegyfafajok és a cserjék egyedek, sőt fordítsunk fokozott figyelmet a kíméletükre. A természetvédelmi kezelés keretein belül egyébként egyes fa- és cserjefajok tervszerű visszatelepítése, elgyeránjuk tudatos növelése is megvalósítható.

Az erdőgazdálkodás legkisebb terepi egységét, az erdőrészt az erdőgazdálkodás igyekszik termőhelyi és erdőművelési szempontból is egységként kezelni. Ez sok esetben nagy területű, homogenizált állományok létrejöttét eredményezi, holott a talaj vagy akár a mikroklíma akár egyetlen, néhány hektár területű erdőrészen belül is jelentős eltéréseket mutathat. Egy-egy vízfolyás, vagy akár kisebb mélyedés jelentősen eltérő termőhelyi viszonyokat eredményez. Ezek a finomléptékű különbségek nagyban meghatározzák a potenciális fás- és lágyszárú vegetáció térbeli mintázatát. Kisebb erdőrészekkel, illetve az erdőrészekeken belüli jelentős differenciálással, ezáltal a termőhelyi tényezőket jobban leképező mozaikossággal nagyban növelhető a fásszárú vegetáció, így pedig a hozzá kötődő herbivor együttesek, ezzel egyidejűleg más fajegyüttesek (gombák, madarak stb.) diverzitása.

A fajon, illetve populáción belüli változatosság növelése egyidejűleg természetvédelmi és erdőgazdálkodási érdek. Erre az erdőfelújítás, illetve az erdőművelés keretein belül lehet számottevő pozitív hatást gyakorolni.

A fajon belüli változatosság szempontjából (nyilván több más szempontból is) a természetes felújítás messze előnyösebb a mesterséges felújításnál. Az esetleges pótlások során tudatosan is lehet törekedni a fajon belüli változatosság növelésére, pl. úgy, hogy a pótlást különböző származású szaporítóanyag (csemete, makk) keveréssel végezzük. Ez hosszú távú erdővédelmi célokat is szolgálhat. Persze akkor, ha nem lengyelországi származású tölgymakkot alkalmaznak baranyai, vagy éppen zalai tölgyesekben.

Az erdőnevelési beavatkozások (tisztítások, gyérítések) során a szelekciót ne korlátozzuk kizárólag a gyors növekedésre és a kedvező törzsalakra. Korántsem biztos ugyanis, hogy a kedvezőtlen környezeti változások túlélése, vagy éppen a biodiverzitás növelése szempontjából ezek a legelőnyösebb szempontok. Más szóval kíméljük a láthatóan egyedi tulajdonságokkal (alki, fenológiai stb.) bíró faegyedeket, még akkor is, ha azok lassabban növekszenek és esetleg görbék is.

Szerkezeti változatosság

Az állományszerkezeti viszonyok változatossága több más, természetvédelmi jelentőségű szempont mellett a herbivor rovarok diverzitása szempontjából is jelentős. A vágásos üzem módtól a folyamatos erdőborítás felé való elmozdulás, a lékes felújítások, a termőhelyi mozaikossághoz finomabb léptékben alkalmazkodó erdőművelés egyaránt a változatosabb állományszerkezet irányába (is) hat. Az ilyen módon létrejövő állományszerkezet nem csak természetvédelmi, de sok vonatkozásban erdővédelmi szempontból is előnyösebb lehet, mint pl. az egyenletes bontáson alapuló fokozatos felújító vágás.

A felújításokban visszahagyott hagyásfák sok esetben csak jelképesek, inkább csak az előírások teljesítését szolgálják. A mai napig sokhelyütt gyakorlat az idős, nagyméretű, pusztuló fák kivágása az erdőszegélyekről, erdei tisztásokról. Az ilyen idős fák több szempontból is védelmet érdemelnek. Egyrészt élőhelyet biztosítanak nagyszámú szaproxilofil élőlénynek (odulakó madarak, szaproxilofág rovarok stb.), valamint az összeroskadásuk után keletkező kisebb-nagyobb lékek növelik az állományszerkezeti változatosságot is.

A természetvédelmi szempontból sokat vitatott fenyők megítélését is érdemes egy kicsit árnyaltabban kezelni. Kétségtelen, hogy nagyterületű monokultúráik mind természetvédelmi, mind erdővédelmi szempontból is meglehetősen hátrányosak. Ugyanakkor egy hegy-, vagy dombvidéki tölgyesben, bükkösben a szálanként, vagy kisebb csoportokban spontán betelepülő vörösfenyő például aligha jelent komoly természetvédelmi kockázatot. Ugyanakkor növelheti az állomány szerkezeti változatosságát, de akár a herbivor diverzitást is.

Vadállomány

A Magyarországon sok helyen krónikusan jellemző túlzottan magas létszámú vadállomány is a biodiverzitás ellen ható tényező. Egyrészt sok helyen kikényszeríti a mesterséges felújítást, amivel a fiatalosok fajon belüli változatosságát már eleve nagyban csökkenti. Ezen túl sok esetben pedig a természetes újulatból, illetve a fiatalosokból „kieszi” a preferált fa- és cserjefajokat, miáltal az elegyes állományok kialakulását nehezíti. A magas vadsűrűségű helyeken

egyaránt erősen károsodhat a fásszárú és lágyszárú növényzet, de akár maga a talaj is. Ezáltal pedig igen sok hozzájuk kötődő faj, illetve életközösség életfeltételei romolhatnak jelentős mértékben.

Nem mindenütt szerencsés hangoztatni, még nehezebb rajta változtatni, de ki kell jelenteni, hogy a túltartott vadállomány a természetvédelmi és erdővédelmi célokat egyaránt veszélyeztető, kiemelkedő jelentőségű tényező!

Vegyszeres növényvédelem az erdőben

Egyes lombfogyasztó rovarfajok (leggyakrabban a gyapjaslepke) tömegszaporodása esetében szükségessé válhat vegyszeres beavatkozás az erdőben. Ezt jellemzően légi úton (általában helikopterrel) úgynevezett környezetkímélő szerekkel (kitinszintézist befolyásoló szerek, illetve a *Bacillus thuringiensis* alapú szerek) végzik. Ezeket a szereket a gyapjaslepke korai lárvastádiumaiban (optimálisan L₂), azaz az időjárástól függően április végén, május elején kell kijuttatni. A védekezéssel leggyakrabban érintett területek is jellemzően átfednek, illetve határosak védett ritka fajok élőhelyével.

A gyapjaslepke elleni, erdőben történő vegyszeres védekezés önmagában jelentős konfliktus helyzetet hordoz. A faj tömegszaporodásai által leggyakrabban és legnagyobb kiterjedésben érintett cserések és tölgyesek ugyanis kifejezetten fajgazdag, ökológiailag is különösen értékes állományok.

További probléma, hogy a tölgyeken élő herbivor rovarok fajgazdagsága a vegetációs időszak első felében, május-június hónapban kulminál. A védekezés jellemző időszaka így nagyban átfed több ritka, védett faj (köztük közösségi jelentőségű fajok) lárvastádiumával. Egy hosszabb hatástartamú szerrel (pl. kitinszintézis gátló) május elején végzett kezelés tehát június végéig akár százas nagyságrendű rovarfajra is letális hatást gyakorolhat. Némileg jobb (kevésbé rossz) lehet a helyzet *Bacillus thuringiensis* alapú szerek használata esetén, mivel ezek hatástartama jóval rövidebb, szelektivitásuk pedig kedvezőbb.

Az a sokszor hallott érvelés sem állja meg teljesen a helyét, hogy „ha a gyapjaslepke lerág mindent, akkor a többi fajnak sem lesz mit ennie”. A tölgyeken élő lombfogyasztók fajgazdagsága ugyanis a friss lombzaton a legnagyobb, nagyon sok faj, köztük védett és ritka fajok (pl. *Erannis ankeraria*, *Dioszeghyana schmidtii* stb.) már általában bebábozódik addigra, mire a gyapjaslepke tarrágást okoz (május vége, június eleje). Ezekre tehát a gyapjaslepke tarrágása nincs közvetlen negatív hatással, a május elején elvégzett vegyszeres kezelés viszont igen. Általában elmondható, hogy a gyapjaslepke elleni megszüntető védekezés – még ha az környezetkímélő szerekkel is történik – jelentős nem kívánatos mellékhatásokkal jár. Ugyanakkor azt is tény, hogy a védekezés bizonyos esetekben kikerülhetetlen. A kikerülhetetlen esetek

leggyakrabban közjóléti jellegűek (erdei iskola, park-erdő, szanatórium stb.). Mindezek figyelembevételével a védekezések kapcsán az alábbi szempontokat kell betartani, illetve betartatni:

- Vegyszeres védekezést erdőben csak a kifejezetten indokolt esetekben és helyszíneken szabad végezni.
- A vegyszeres védekezéssel érintett területek kijelölésénél a közjóléti, humán-egészségügyi célú védekezések az elsődlegesek.
- Védett területen csak közjóléti célú védekezést szabad végezni, erdővédelmi célú védekezés (ha az valóban indokolható) csak nem védett területen végezhető.

Irodalomjegyzék

- ALTENKIRCH, W. (1986): *Die Veraenderung natürlicher Waldgesellschaften Norddeutschland und ihre Folgen für den Ökosystem-und Artenschutz aus zoologischer Sicht.* – Arb. Gem. Forstenrichtung. Arb. Kreis Zustandserfassung und Planung, Jahrestagung Luxemburg 21-23 Mai, 1986.
- ANONIM (2009): *Ulmus L.* – Szil. – In: KIRÁLY G. (szerk.): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósavfő, p. 103.
- BARTHA, D. (1999): *Magyarország fa- és cserjefajai.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 301 pp.
- BARTHA, D. (2004): Az erdők megítélésének néhány természetvédelmi szempontja. – *Erdészeti Lapok* **139**(7–8): 232–235.
- BARTHA, D. (2009): *Salix L.* – Fűz. – In: KIRÁLY G. (szerk.): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósavfő, pp. 93–95.
- BARTHA, D. (2006): Az erdők természetességének és eredetiségének értelmezése. – *Természetvédelmi Közlemények* **12**: 35–46.
- BARTHA, D., BODONCZI, L., SZMORAD, F., ASZALÓS, R., BÖLÖNI, J., KENDERES, K., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T. és TÍMÁR, G. (2005): Az erdők természetességének elemzése tájak és erdőtársulások szerint. – *Erdészeti Lapok* **140**(6): 198–201.
- BEDŐ, A. (1892): Az erdőket pusztító apácza-rovarról. – *Erdészeti Lapok* **31**(3): 137–156.
- BERNAYS, E. A. és CHAPMAN, R. F. (1994): *Host-plant selection by phytophagous insects.* – Chapman & Hall, 312 pp.
- BLANK, S., HARA, H., MIKULÁS, J., CSÓKA, GY., CIORNEI, C., CONSTANTINEANU, I., ROLLER, L., ALTENHOFER, E., HUFLEIT, T. és VÉTEK, G. (2010): *Aproceros leucopoda* (Hymenoptera: Argidae): An East Asian pest of elms (*Ulmus* spp.) invading Europe. – *European Journal of Entomology* **107**: 357–367.
- BORHIDI, A. (1969): Adatok a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* fajcsoport) és a molyhos tölgy (*Qu. pubescens* fajcsoport) kistípusainak ökológiai-cönológiai magatartásáról. – *Botanikai Közlemények* **56**(3): 155–157.
- BÖLÖNI, J., BARTHA, D., STANDOVÁR, T., ÓDOR, P., KENDERES, K., ASZALÓS, R., BODONCZI, L., SZMORAD, F. és TÍMÁR, G. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. Kutatási előzmények és mintavételezés. – *Erdészeti Lapok* **140**(5): 152–154.
- BÜRGÉS, GY. (1972): A gesztenyekupacs tüskézettességének hatása a gesztenyeormányos (*Curculio elephas* GYLL.) kártételére és tojáshasznosítására. – *Erdészeti Kutatások* **69**(1): 137–144.
- BÜRGÉS, GY. és GÁL, T. (1981): Zur Verbreitung und Lebensweise des Kastanienrüßlers (*Curculio elephas* Gyll., Col.: Curculionidae) in Ungarn. – *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* **92**(1–5): 35–41.
- BÜRGÉS, GY. és GÁL, T. (1987): Zur Verbreitung und Lebensweise der Eichelmotte (*Laspeyresia splendana* Hbn.; Lep., Tortricidae) in Ungarn: 1. Verbreitung, Schaden und Schwärmen. – *Journal of Applied Entomology* **103**(1–5): 127–135.
- BÜRGÉS, GY. és GÁL, T. (1982): Adatok a szelídgesztenyén előforduló tavaszi levélormányosok dominanciaviszonyaihoz és életmódjához. – *Növényvédelem* **18**(7): 298–301.
- CASTRILLO, L. A., HAJEK, A. E., PAJARES, J. A., THOMSEN, I. M., CSÓKA, GY., KENALEY, S. C., KEPLER, R. M., ZAMORA, P. és ANGELI S. (2015): Multilocus genotyping of *Amylostereum* spp. associated with *Sirex noctilio* and other woodwasps from Europe reveal clonal lineage introduced to the US. – *Fungal Biology*. doi:10.1016/j.funbio.2015.03.004
- CRAFER, T. (2005): *Foodplant List for the Caterpillars of Britain's Butterflies and Larger Moths.* – Atropos Publishing, 124 pp.
- CRAWLEY, M. J. (1983): *Herbivory.* – *Studies in Ecology* **10**. – Blackwell Scientific Publications, 437 pp.
- CRAWLEY, M. J. és AKTHERUZZAMAN, M. (1988): Individual variation in the phenology of oak trees and its consequences for herbivorous insects. – *Functional Ecology* – **2**: 409–415.
- CSÓKA, GY. (1988): *Fenyveseink tűzfogyasztó nagylepkéi.* – Egyetemi doktori értekezés. EFE EMK, Sopron
- CSÓKA, GY. (1989): A *Dendrolimus pini* L. (Lepidoptera: Lasiocampidae) magyarországi életmódja és kártétele. – *Erdészeti Kutatások* **80–81**: 306–309.
- CSÓKA, GY. (1990): Adatok a *Hylaea fasciaria* L. (Lepidoptera: Geometridae) magyarországi életmódjára és elterjedésére vonatkozóan. – *Növényvédelem* **27**(1): 8–10.
- CSÓKA, GY. (1994a): *Adalékok a hazai Quercus fajok herbivor rovar guild-jének ismeretéhez.* – ELTE TTK Posztgraduális Zoológus Szak, szakdolgozat, pp. 65.
- CSÓKA, GY. (1994b): *Variation in Quercus robur susceptibility to galling wasps (Hymenoptera: Cynipidae) linked to tree phenology.* – In: PRICE, P. P., MATTSON, W. J. és BARANCHIKOV, Y. N. (szerk.): Ecology and evolution of gall-forming insects. USDA General Technical reports NC-174. pp. 148–152.
- CSÓKA, GY. (1995): *Lepkehernyők.* – Agroinform, Budapest, 151 pp.
- CSÓKA, GY. (1996a): *Herbivor rovarok fajgazdagsága erdei fákon.* – In: MÁTYÁS Cs. (szerk.): Erdészeti ökológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 184–186.
- CSÓKA, GY. (1996b): A madárcseresznye (*Cerasus avium* L.) herbivor rovarai. – *Erdészeti Lapok* **131**(9): 286.

- CSÓKA, GY. (1997a): *Gubacsok – Plant galls.* – Agroinform, Budapest, 160 pp.
- CSÓKA, GY. (1997b): Fafajmegválasztás és a biodiverzitás. – *Erdészeti Lapok* **132**(7–8): 206–208.
- CSÓKA, GY. (1997c): A kislevelű hárs ízeltlábú faunája. – *Erdészeti Lapok* **132**(11): 351.
- CSÓKA, GY. (1998a): A vadkörte rovarvilága. – *Erdészeti Lapok* **133**(10): 318–319.
- CSÓKA, GY. (1998b): A Magyarországon honos tölgyek herbivor rovarregyüttése. – *Erdészeti Kutatások* **88**: 311–318.
- CSÓKA, GY. (1999): A hegy szil herbivor rovarai. – *Erdészeti Lapok* **134**(10): 312–313.
- CSÓKA, GY. (2000): A barkócaberkenye (*Sorbus torminalis*) ízeltlábú faunája. – *Erdészeti Lapok* **135**(7–8): 220.
- CSÓKA, GY. (2001): A bibircses nyír fitofág rovarai. – *Erdészeti Lapok* **136**(6): 181–182.
- CSÓKA, GY. (2002): A molyhos tölgy rovarvilága. – *Erdészeti Lapok* **137**(11): 316–317.
- CSÓKA, GY. (2003a): A hegyi juhar herbivor ízeltlábú. – *Erdészeti Lapok* **138**(11): 332–333.
- CSÓKA, GY. (2003b): *Levélaknák-levélaknázók. Leaf mines and leaf miners.* – Agroinform, Budapest, 192 pp.
- CSÓKA, GY. (2012): Quercivore gall midges in Hungary (Diptera: Cecidomyiidae). – *Folia Entomologica Hungarica* **73**: 109–113.
- CSÓKA, GY. és HIRKA, A. (2001): Adatok a Magyarországon nem őshonos tölgyeken megtelepedő herbivor rovarok ismeretéhez. – *Erdészeti Kutatások* **90**: 195–204.
- CSÓKA, GY. és HIRKA, A. (2009): A gyapjaslepke (*Lymantria dispar* L.) legutóbbi tömegszaporodása Magyarországon. – *Növényvédelem* **45**(4): 196–201.
- CSÓKA, GY., HIRKA, A., KMETTY, L. és KIS L.-NÉ (1998): Vizsgálatok kocsányos tölgyek rügyfakadásával kapcsolatban. – *Erdészeti Kutatások* **88**: 305–309.
- CSÓKA, GY., HIRKA, A. és SOMLYAI M. (2013): A tölgy csipkésposloska (*Corythuca arcuata* Say, 1832 –Hemiptera, Tingidae) első észlelése Magyarországon. – *Növényvédelem* **49**(7): 293–296.
- CSÓKA, GY., HIRKA, A. és SZŐCS, L. (2012): Rovarglobalizáció a magyar erdőkben. – *Erdészettudományi Közlemények* **2**: 187–198.
- CSÓKA, GY., KOLTAY, A., HIRKA, A. és JANIK, G. (2008): *A bükk biotikus és abiotikus kárjai.* Az Erdészeti kutatások digitális, ünnepi különszáma az OEE 139. Vándorgyűlésének tiszteletére. Cikkgyűjtemény, pp. 135–149.
- CSÓKA, GY. és KOVÁCS, T. (1999): *Xilofág rovarok – Xylophagous insects.* – Agroinform, Budapest, 189 pp.
- CSÓKA, GY. és KOVÁCS, T. (2000): *A fafajok szerepe a biodiverzitás megőrzésében.* – In: FRANK, T. (szerk.): *Természet–Erdő–Gazdálkodás.* – MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 54–56.
- CSÓKA, GY., STONE, G. N. és MELIKA G. (2005): *Biology, Ecology and Evolution of Gall-inducing Cynipidae.* – In: RAMAN, A., SCHAEFER, C. W. és WITHERS, T. M. (szerk.): *Biology, Ecology and Evolution of Gall-Inducing Arthropods.* Science Publishers, pp. 573–642.
- CSÓKA, GY. és SZABÓKY, CS. (2005): Checklist of Herbivorous Insects of Native and Exotic Oaks in Hungary I (Lepidoptera). – *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* **1**: 59–72.
- CSÓKA, GY., WITTMANN, F. és MELIKA, G. (2009): A szelídgesztenye gubacsdarázs (*Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu 1951) megjelenése Magyarországon. – *Növényvédelem* **45**(7): 359–360.
- EMMET, A. M. (1988): *A field guide to the smaller British Lepidoptera.* – The British Entomological Natural & History Society, 288 pp.
- FACCOLI, M. (2015): *European bark and ambrosia beetles: types, characteristics and identifications of mating systems.* – WBA-handbooks 5., Verona, 160 pp.
- FACSAR, G. és KIRÁLY, G. (2009): *Rosa L. – Rózsa.* – In: KIRÁLY, G. (szerk.): *Új magyar fűvészkönyv.* Magyarország hajtásos növényei. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő, pp. 207–213.
- FRANK, T. (szerk.) (2000): *Természet–Erdő–Gazdálkodás.* – MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, 214 pp.
- GÁL, T., EKE, I. és BÜRGÉS, GY. (1981): Adatok a szelídgesztenye (*Castanea sativa* MILL.) tápnövényközösségbe tartozó Homoptera fajok hazai előfordulásához. – *Növényvédelem* **17**(3): 121–124.
- GENCSI, L. és VANCURA, R. (2002): *Dendrológia.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 728 pp.
- GYÓRFI, J. (1939): Adatok a fűrészdarazsak erdészeti jelentőségéhez. – *Erdészeti Kísérletek* **41**(1-4): 117–235.
- GYÓRFI, J. (1943): Fűrészdarázs kutatásaim eredménye különös tekintettel a mellékgazda kérdésre. – *Erdészeti Kísérletek* **44**(1-4): 1–89.
- GYÓRFI, J. (1957): *Erdészeti rovartan.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 670 pp.
- HARASZTHY, L. (szerk.) (2014): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* – Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, 955 pp.
- HIRKA, A. és CSÓKA, GY. (2010): Kevésbé ismert lombfogyasztó rovarok tömeges megjelenése hazai nemesnyár-ültvényeken. – *Növényvédelem* **46** (11): 529–531.
- HARASOVEC, B. (2003): *The entomological complex of common beech.* – In: PRIČ, B., GRAČAN, J., ANIĆ, I. és DUNDOVIĆ, J. (szerk.): *Common beech (Fagus sylvatica L.) in Croatia.* Hrvatske Sume, Zagreb, pp. 537–548.
- HUNTER, M. D. (1992): A variable insect-plant interaction: The relationship between tree budburst phenology and population levels of insect herbivores among trees. – *Ecological Entomology* **16**: 91–95.
- KENDERES, K., TÍMÁR, G., ASZALÓS, R., BARTHA, D., BODONCZI, L., BÖLÖNI, J., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T. és SZMORAD, F. (2005): Az erdőgazdálkodás hatása erdeink természetességére. – *Erdészeti Lapok* **140**(9): 259–261.
- KENDERES, K., TÍMÁR, G., ÓDOR, P., BARTHA, D., STANDOVÁR, T., BODONCZI, L., BÖLÖNI, J., SZMORAD, F. és ASZALÓS, R. (2006): A természetvédelem hatása középhegységi erdeinkre. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 69–80.
- KENNEDY, C. E. J. és SOUTHWOOD, T. R. E. (1984): The number of species of insects associated with British trees: a re-analysis. – *Journal of Animal Ecology* **53**: 455–478.
- KIRÁLY, G., TRÁVNÍČEK, B. és ŽÍLA, V. (2013): A szeder (*Rubus* L.) nemzetség modern taxonómiai koncepciója. – *Erdészettudományi Közlemények* **3**(1): 147–156.
- KOROMPAL, T. és KOZMA, P. (2004): A *Dioszeghyana schmidtii* (Diószeghy, 1935) újabb adatai Észak-Magyarországról (Lepidoptera: Noctuidae). – *Folia historico naturalia Musei Matrensis* **28**: 209–212.
- KOVÁCS, T. (1997): Magyarországi cincérek tápnövény- és lelőhelyadatai II. (Coleoptera: Cerambycidae). – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **22**: 247–255.
- KOVÁCS, T. és HEGYESSY, G. (1995): Magyarországi cincér tápnövények (Coleoptera, Cerambycidae). (Foodplants of Hungarian longhorn beetles (Coleoptera, Cerambycidae). – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **20**: 185–197.
- KOVÁCS, T., MUSKOVITS, J. és HEGYESSY, G. (2000): Magyarországi cincérek tápnövény- és lelőhelyadatai III. (Coleoptera: Cerambycidae). – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **24**: 205–220.

- KULFAN, J., ZACH, P., HOLECOVÁ, M. és KRISTIN, A. (2011): *Bezstavcové viazné na buk (Invertebrates associated with beech)*. – In: BARNA, M., KULFAN, J. és BUBLINEC, E. (szerk.): *Buk a bukové ekisystémy Slovenska (Beech and Beech Ecosystems in Slovakia)*. VEDA – vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, Bratislava, pp. 373–401.
- KULFAN, M. (2012): Lepidoptera on the introduced *Robinia pseudoacacia* in Slovakia, Central Europe. – *Check List* **8**(4): 709–711.
- KULFAN, M., HOLECOVA, M. és FAJCIK, J. (2006): Caterpillar (Lepidoptera) communities on European turkey oak (*Quercus cerris*) in Male Karpaty Mts (SW Slovakia). – *Biologia* **61**(5): 573–578.
- KULFAN, M., HOLECOVÁ, M. és BERACKO, P. (2013): *Dalechampia* oak (*Quercus dalechampii* Ten.), an important host plant for folivorous lepidoptera larvae. – *Animal Biodiversity and Conservation* **36**(1) 13–31.
- LAKATOS, F. (2006): A magyar kőris rovarvilága. – *Erdészeti Lapok* **141**(11): 348–349.
- LAKATOS, F. (2007): A szelídgesztenye rovarvilága. – *Erdészeti Lapok* **142**(10): 323–325.
- LAKATOS, F. (2008): A törékeny fűz károsítói. – *Erdészeti Lapok* **143**(7–8): 249–250.
- LAKATOS, F. (2010a): A mézgás éger rovarvilága. – *Erdészeti Lapok* **145**(1): 18–19.
- LAKATOS, F. (2010b): Az ezüst hárs ízeltlábú faunája. – *Erdészeti Lapok* **145**(11): 392–393.
- LAKATOS, F. (2012): A zselnicemeggy rovarvilága. – *Erdészeti Lapok* **147**(9): 280–281.
- LAKATOS, F. (2013): A házi berkenye rovarvilága. – *Erdészeti Lapok* **148**(9): 284–285.
- LAKATOS, F. és MOLNÁR, M. (2009): Mass Mortality of Beech (*Fagus sylvatica* L.) in South-West Hungary. – *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* **5**: 75–82.
- LAKATOS, F. és TUBA, K. (2011): A tiszafa rovarvilága. – *Erdészeti Lapok* **146**(11): 340.
- LASTUVKA, A. és LASTUVKA, Z. (1997): *Nepticulidae Mitteleuropas*. Konvoj, 229 pp.
- LASTUVKA, Z. és LASTUVKA, A. (2001): *The Sesiidae of Europe*. – Apollo Books, Stenstrup, 245 pp.
- MARTÍNEZ, A., FERNÁNDEZ-ARHEX, V. és CORLEY, J. C. (2006): Chemical information from the fungus *Amylostereum areolatum* and host-foraging behaviour in the parasitoid *Ibalia leucospoides*. – *Physiological Entomology* **31**: 336–340.
- MATUSOVITS, P. (1908): Az apácza-lepke Nyitra megyében. – *Erdészeti Lapok* **47**: 427–429.
- MELIKA, G., CSÓKA, GY. és PUJADE-VILLAR, J. (2000): Check-list of oak gall wasps of Hungary, with some taxonomic notes (Hymenoptera: Cynipidae, Cynipinae, Cynipini). – *Annales Historico-Naturalis Musei Nationalis Hungarici* **92**: 265–296.
- MERKL O. és VIG K. (2009): *Bogarak a Pannon régióban*. – Szombathely, 496 pp.
- MUSKOVITS, J. és HEGYESSY, G. (2002): *Magyarország díszbogarai*. – Grafon Kiadó, Nagykovácsi 404 pp.
- NÉBIH (2014): https://www.nebih.gov.hu/szakteruletek/szakteruletek/erdeszeti_igazgatóság (2015. 07.20)
- NOVOTNY, J. és ZUBRIK, M. (szerk.) (2000): *Bioticki škodcovia lesov Slovenska*. – X Line s.r.o. Bratislava, 206 pp.
- ÓDOR, P., BÖLÖNI, J., BARTHA, D., KENDERES, K., SZMORAD, F., TÍMÁR, G., STANDOVÁR T., ASZALÓS, R. és BODONCZI, L. (2005): A faállomány és a holtfa természetességének értékelése. – *Erdészeti Lapok* **140**(7–8): 226–229.
- PATOČKA, J. és KULFAN, J. (2009): *Lepidoptera of Slovakia – biometrics and ecology*. – VEDA, Bratislava, 312 pp.
- PÉNZES, ZS., TANG, CH. T., BIHARI, P., BOZSÓ, M., SCHWÉGER, SZ. és MELIKA G. (2012): Oak associated inquiline (Hymenoptera, Cynipidae, Synergini). – *TISCIA monograph series* **11**: 1–76.
- PSCHORN-WALCHER, H. (1997). Biology and population dynamics of the horse-chestnut leaf miner, *Cameraria ohridella*. – *Forstschutz Aktuell* **21**: 7–10.
- PUJADE-VILLAR, J., MELIKA, G., ROS-FARRÉ, P., ÁCS, Z. és CSÓKA, GY. (2003): Cynipid inquiline wasps of Hungary, with taxonomic notes on the Western Palaearctic fauna Hymenoptera: Cynipidae, Cynipinae, Synergini). – *Folia Entomologica Hungarica* **64**: 147–196.
- REMAUDIÈRE, G. és RIPKA, G. (2003): Arrivée en Europe (Budapest, Hongrie) du puceron des frenes américains, *Prociphilus (Meliarhizophagus) fraxinifolii* (Hemiptera, Aphididae, Eriosomatinae, Pemphigini). – *Revue française d'Entomologie (N.S.)* **25**(3): 152.
- STANDOVÁR, T. és PRIMACK, R. B. (2001): *A természetvédelmi biológiai alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 542 pp.
- STOAKLEY, J. T. (1985): Outbreaks of Winter moth, *Operophtera brumata* L. (Lep., Geometridae) in young plantations of Sitka spruce in Scotland. – *Journal of Applied Entomology* **99**(1–5): 153–160.
- STONE, G. N., SCHÖNROGGE, K., ATKINSON, R. J., BELLIDO, D. és PUJADE-VILLAR, J. (2002): The population biology of oak gall wasps (Hymenoptera: Cynipidae). – *Annual Review of Entomology* **47**: 633–668.
- SZABÓKY, Cs. (2015): *Magyarország védett lepkéi I.* – Orbiculus Kiadó, Budapest, 128 pp.
- SZABÓKY, Cs. és CSÓKA, GY. (2003): A hárslevél sátorosmoly (*Phyllonorycter issikii* Kumata, 1963, Lep. Gracillariidae) előfordulása Magyarországon. – *Növényvédelem* **39**(1): 23–24.
- SZABÓKY, Cs. és CSÓKA, GY. (2010): *Sodrómolyok – Tortricids*. – Erdészeti Tudományos Intézet, Sárovar, 192 pp.
- SZŐCS, J. (1977): *Lepidoptera aknák és – gubacsok*. – Fauna Hungariae 125. – Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 424 pp.
- TUBA K., HORVÁTH, B. és LAKATOS, F. (2012): *Inváziós rovarok fás növényeken*. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, 122 pp.
- TUBA, K. és LAKATOS, F. (2014): A mezei juhar rovarvilága. – *Erdészeti Lapok* **149**(9): 300–301.
- TURČANI, M., PATOČKA J. és KULFAN, J. (2010): How to identify larvae of the protected species: *Dioszeghyana schmidtii* (Diözseghy, 1935), and survey its presence and abundance (Lepidoptera: Noctuidae; Hadeninae). – *Journal of Forest Science* **56**(3): 121–129.
- TURČANI, M., PATOČKA, J. és KULFAN, M., (2009). How do lepidopteran seasonal guilds differ on some oaks? – A case study. – *Journal of Forest Science* **55**: 578–590.
- VARGA, F. (1969): Adatok a gyapjaspille (*Lymantria dispar* L.) táplálkozásbiológiájához és ennek összefüggése a tömegszaporodással. – *EFE Tudományos Közleményei* **1969**(1): 71–82.
- VARGA, F. (1975): A gyapjaspille (*Lymantria dispar* L.) táplálékának hatása a szaporodóképességre. – *MTA-VEAB Értesítő* **1975**(1): 34–35.
- VARGA Z. (szerk.) (2010): *Magyarország nagylepkéi*. – Heterocera Press, 253 pp.
- ZÚBRIK, M., KUNCA, A. és CSÓKA, GY. (szerk.) (2013): *Insects and diseases damaging trees and shrubs of Europe*. – N.A.P. Editions, 535 pp.

Role of forest woody plants in maintaining species richness of herbivore insects

György Csóka¹ & András Ambrus²

¹*NARIC Forest Research Institute, Department of Forest Protection, Hegyalja str. 18, H-3232 Mátrafüred, Hungary. E-mail: csokagy@erti.hu*

²*Directorate of Fertő–Hanság National Park, Rév-Kócsagvár, H-9435 Sarród, Hungary
E-mail: ambrus.andras@gmail.com*

The study gives an overview of insect herbivore assemblages of shrub and tree species with a special attention on specialist species/groups. Generally speaking, the herbivore faunas of closely related species are similar. The measure of similarity is proportionate with the phylogenetic closeness of the host plant species. However, this is not the case the other way around. The host plants of closely related insect species do not necessarily show high similarity. By far the most species (almost 700) are connected to oaks and the ratio of genus-specialist species is also very high (exceeding 40%) on them. A diverse ensemble of herbivores can be found on willows, poplars, wild fruits, birches and alders. This in itself justifies the need to rethink the “weed tree’ approach towards certain species (goat willow, trembling aspen, silver birch, etc.). However, it is important to note that all tree and shrub species (or genera) have their specialists, making the given host plant non-substitutable and essential in maintaining the biodiversity of herbivore insects. More than 100 protected herbivorous insects (6 of which are of community importance and 2 of special community importance) are dependent on forest woody plants. The study introduces different aspects and makes suggestions concerning forest maintenance in favour of the biodiversity of herbivorous insects.

Key words: forest woody plants, herbivore insects, generalist, specialist, protected species, species of community importance, Natura 2000, biodiversity

Pionír fajok alkotta erdőtársulások szerepe domb- és hegyvidéki erdei életközösségek lombfogyasztó rovar fajgyűjtéseinek szemszögéből

Ambrus András

Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435 Sarród, Rév-Kócsagvár E-mail: ambrus.andras@gmail.com

Miért is fontosak az erdei életközösségek szempontjából azok az erdő-dinamikai mozzanatok, melyek az erdei szukcesszió korai fázisát jellemzik? Miért tekintünk faunatorténeti szempontból kuriózumként azokra a lepkefajokra, melyek mai erdeink pionír fafajaihoz kötődnek. Egyáltalán, hogyan is kötődnek lombfogyasztó rovaraink a tápnövényeikhez? Hol és mit érdemes tennünk annak érdekében, hogy megőrizzük ezt a fontos élőhelytípust?

A fenti kérdésekre próbál választ keresni ez a tanulmány a jelenlegi erdőgazdálkodás keretei között.

Kulcsszavak: erdei közösségek szukcessziója, herbivor rovarok, generalista, specialista, védett fajok, Natura 2000, fajgazdagság

Bevezetés

A hazai nagylepke fauna leginkább fajgazdag és természetis értékekben bővelkedő része a tölgyes és tölgyvel elegyes állományokhoz kötődik (CsÓKA 1998, CsÓKA és SZABÓKY 2005), ami a Kárpát-medence természetes erdőtársulásainak jelenlegi terjedését tekintve nem is csoda. Kicsit szélesebb időhorizontot tekintve azonban nem volt ez mindig így, a legutóbbi eljegesedést követő fölmelegedés – mely leginkább meghatározza jelenkori vegetációnkat – során számos, meghatározó jellegű átrendeződés ment végbe a növényzet borítás tekintetében. Az átrendeződés alól erdőtársulásaink se voltak mentesek, így az elmúlt tízezer év során, fokozatosan jutottunk el többszöri, szakaszos fölmelegedéssel és részleges visszahúléssal, majd ismételt melegedéssel a jelenlegi, tölgy (és bükk) dominanciájú erdőig. A szekuláris szukcesszió során fajok szorultak vissza, pusztultak ki, alakultak át, váltak szét, terjedtek el (újra), illetve váltak dominánssá. Ennek a folyamatnak az emberi lét, az írásos hagyomány csak egy pillanatfelvételt tudja rögzíteni és felfogni.

Észre kell venni azt, hogy azok az állományalkotó fajok, melyek a legutóbbi jégkorszak után először vették birtokba az évezredek alatt átalakuló felszínt, ma már csak tőlünk északabbra, vagy csak magasabb, hegyvidéki területeken található meg, az egykori állomány szerkezetnek (feltehetően) megfelelő struktúrában. Értelemeszerűen a velük együtt kialakult lombfogyasztó rovar fajgyűjtés, illetve közösség is vagy áttelepült, vagy átalakult, vagy kipusztult. Egy-

kori domináns, areasúlyponti helyzetéből jelentős részüket areaperemi helyzetbe került, a máig fennmaradt populációik hírmondói csupán hajdani kiterjedt, virágzó népességüknek. Noha tudjuk, hogy itt főként olyan fajokról van szó, melyek természetes úton egyre inkább visszaszorulóban vannak, és ezt a folyamatot megakadályozni semmiképp se tudjuk, arra azért figyelmet kell fordítsunk, hogy erőnek erejével ne siettessük.

Ennek a jelenségnek egyes mozzanatait próbáljuk megragadni a lepkefauna és az erdőgazdálkodás szemszögéből ez a rövid – főként irodalmi adatokra építő – elemzés a maga sajátos eszközeivel, némi kitekintést adva az egyes szukcessziós stádiumú erdőállományok fajokkal közvetlenül kapcsolatos sajátosságain túl is. A figyelem főként azokra a fajokra irányul, melyek gazdálkodói szempontból az úgy nevezett „gyomfa” kategóriába kerültek és az üzemszerű erdőgazdálkodás következtében jelentős mértékű hátrébe szorulásuk tapasztalható, az állományok homogenizálódása, genetikai változatosságuk szűkülése, a biológiai életkorhoz képest erősen lecsökkent vágáskoruk mellett.

Problémafelvetés és kifejtés

A pionír lombos fajokhoz kapcsolódó lepkefajok kérdését – kiemelten a hegy- és dombvidéki elegyes tölgyes és bükkös állományok klímájára koncentrálna – több kérdéscsoporton keresztül próbáljuk kifejteni, melyek maguk is meglehetősen összetett témakörök.

Első és legfontosabb vizsgálandó kérdésünk: mitől pionír egy faj, mi a szerepe egy közép-kelet európai erdőben, és miért tekintik az erdészek gyomfának?

Mi a jelentősége a lepkefauna szempontjából a vizsgált fajoknak?

A tápnövény-lombfogyasztó kapcsolat, ami maga is több kérdés köré csoportosítható, alapvetően a producens és a lombfogyasztó oldaláról megközelítve.

A pionír fajok szerepe és gazdasági megítélése

Hazai erdőtársulásaink természetes dinamikája szempontjából megközelítve pionír társulásoknak azokat tekinthetjük, melyek egy adott állományt érő, jelentős, nagyobb kiterjedésű bolygatás (természeti katasztrófa: tűz, áradás, földcsuszamlás, szél-, hó- és jégtörés, vagy egyéb pusztulás stb.), illetve zavarás következtében kialakult fátlan állapot után először hódítják meg a sérült területet és alkotnak rajta fásszárúak uralta vegetációt. Amennyiben az eredeti faállomány tölgyes, gyertyános-tölgyes, vagy bükkös társulás (vagyis a régiójának megfelelő klimatikus maximum, azaz „klimax”) volt, melyet hosszú élettartamú, lassú kezdeti növekedésű, jórészt árnyéktűrő fajok alkotnak, a beerdősülés ezen fajok utódai által meglehetősen lassú folyamat lenne. (Jelen dolgozat ezekre a társulásokra koncentrálnak, nem tekinti át a vízfolyások, vizes élőhelyek puhafás ligeterdeinek pionír társulásait és a természetes eredetű erdeifenyő állományokat, mivel ezeket kevésbé fenyegeti a gazdálkodás miatt a kiszorulás veszélye.) A pionír fajok szerepe leginkább ilyen helyzetekben érhető tetten, mivel rendszeresen, bőségesen és már igen fiatal korban könnyű, a szél által messze elsodorható termést, illetve magot teremnek, mely nyílt területen, nyers talajfelszínen, árnyéktól mentes körülmények közt könnyen csírázik, és hamar növekedésnek indul. A gyorsan felnövekvő állomány, mivel fényigényes fajok alkotják, bármilyen sűrűn is kelt, mégsem nevel zárt lombkoronát. A laza szerkezetű, mérsékelt árnyékolást nyújtó lombzat alatt elegendő fény szűrődik be ahhoz, hogy az átmeneti társulást alkotó fajok – hársak, juharok, kőrisek, szilék, stb., majd pedig a záró társulás fajai, a tölgyek, bükk – betelepüljenek és bizonyos védelmet élvezve növekedésnek induljanak. A pionír fajok – főként a bibircses nyír, rezgő nyár és kecskefűz, de bizonyos megszorításokkal a mézgás éger, illetve más egyéb nyár és fűz fajok is ide sorolhatók – gyors növekedése rövid élettartammal párosul, így szerepüket betöltve hamar kiritkúlnak a fejlődésnek induló állományból, ha csak valami különös (pl. talajtani) oka nincs, csak nyomokban, szálszerűen maradnak fenn, hogy szükség esetén azonnal tömegesen megjelenhessenek. Amíg állományuk fenn tud maradni, alacsony záródásuk miatt a gazdag aljnövényzet és – kilúgozott talajokon gyakorta mézskerülő törpecserjékben gazdag – cserjeszint

sajátos lepke fajegyüttes kialakulását teszi lehetővé (pl. ilyenek találhatók csarabos nyíreseinkben).

A pionír fajok fennmaradását a természetes bolygatások tér- és időbeni dinamikája, az alkalmas, kiüresedő foltok (akár csak kisebb-nagyobb facsoport kiesésével keletkező lék formájában is) rendszeres megjelenése biztosítja. A szakterületről bővebben: BORMAN és LIKENS (1994), WEST és mtsai (1981), FRANK (2000).

Fontos megjegyezni, hogy a pionír erdőtársulások az azokat alkotó gyors növekedésű, fényigényes fajok miatt az átmenetileg fátlaná vált erdőterület erdősült jellegét viszonylag hamar képesek visszaadni, azzal a mérsékelt árnyalással, ami a klímák társulásnál jóval alacsonyabb mértékű, de mégis erdőre utal. Lehetőség nyílik így az olyan gypesztű kialakulására is, amely a zárt állomány alatt csak lappangani tud évekig, évtizedekig. Ez az állapot számos más „lék kedvelő” mobilis gerinctelen faj (köztük lepkék) számára is megfelelő életteret jelenthet. Megfelelő tápnövény jelenléte esetén az ilyen, mérsékelt árnyalást adó állományok olyan védett fajoknak is otthont tudnak nyújtani, mint a sápadt szemeslepke (*Lopinga achine*, tápnövény: *Carex brizoides* és egyéb *Carex* fajok), vagy a kis apollólepkék (*Parnassius mnemosyne*, tápnövény: *Corydalis* fajok), kőris fajok megjelenésével – inkább már átmeneti társulások stádiumában – esetleg a díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*, tápnövény: kőrisek, fagyal).

A laza koronaszervezetű, fényigényes, alacsony záródású pionír fajok rövid életkoruk, lágy, fülledékeny faanyaguk, kártevőkkel és kórokozókkal szembeni gyenge ellenállóképeségük miatt a mi klímánkon néhány – akár csak 1–2 – évtized alatt természetes úton is kiszorulnak sűrű lombzatú, zárt állományt alkotó fajok állományaiból, többnyire anélkül, hogy számottevő gazdasági hasznot húzhatnának belőlük az erdőgazdálkodók.

A vizsgált pionír fajok szerepe az erdőtársulások lombfogyasztó nagylepke fajegyüttesében

A nyír és éger fajokon élő hazai nagylepkéket UHERKOVICH (1984) részletesen feldolgozta. Idézett munkájában 27 nagylepkéfajt taglal, melyek között monofág nyír, illetve éger fogyasztó, főként nyíren és égeren élő, továbbá nyírt és/vagy égert preferáló oligofág faj egyaránt található. Monofág nyíren élő fajként (*védtett fajok* ki emelve) a *Leucodonta bicoloria* púposzövőt, az *Archiearis parthenias* (nappali aktivitású) tavaszi araszolót, a *Tetheella fluctuosa* pihésszövőt és az *Enargia paleacea* bagolylepkét említi. A tanulmány megjelenése óta több helyről is megkezdte az *Odontosia carmelita* púposzövő, mely szintén monofág nyírhez kötődő faj.

Nyír-éger fogyasztó fajként, de inkább nyíresekhez kötődőként sorolja fel a *Pheosia gnoma* és *Furcula bicuspis* púposzövőket, valamint az *Acronycta lepo-*

rina bagolylepkét. Nyírt és égert egyaránt elfogadja tápnövényül az *Endromis versicolora* tarkaszövő, a *Drepana lacertinaria* sarlósszövő és a *Polyploca flavicornis* pihésszövő.

Inkább égerhez kötődő, monofág fajként ismerteti a következő lepkéket, azzal a megjegyzéssel, hogy előfordulhat esetenként más tápnövény is az esetükben: *Hydrelia sylvata*, *Ennomos alniaria*, *Eulype hastata*, *Plemyria rubiginata* araszólepkék és a *Lithophane consocia*, valamint *Lithophane furcifera* bagolylepkék. Míg az *E. alniaria* és a *P. rubiginata* inkább a nagyobb kiterjedésű (akár síkvidéki) égereket, égerlápokat részesíti előnyben, ahol a mézgás éger alkotta állomány edafikus okok miatt zárótársulásnak tekinthető, a többi faj inkább a domb- és hegyvidéki patakvölgyek inkább pionír jellegű égerligeteihez kötődik. A *Hydriomena coerulea*, *Euchoeca nebulata*, *Apatele cuspis*, *Drepana curvatula*, *Tethea duplaris*, *Aethalura punctulata*, elterjedt, némelyikük helyenként olykor gyakori is lehet.

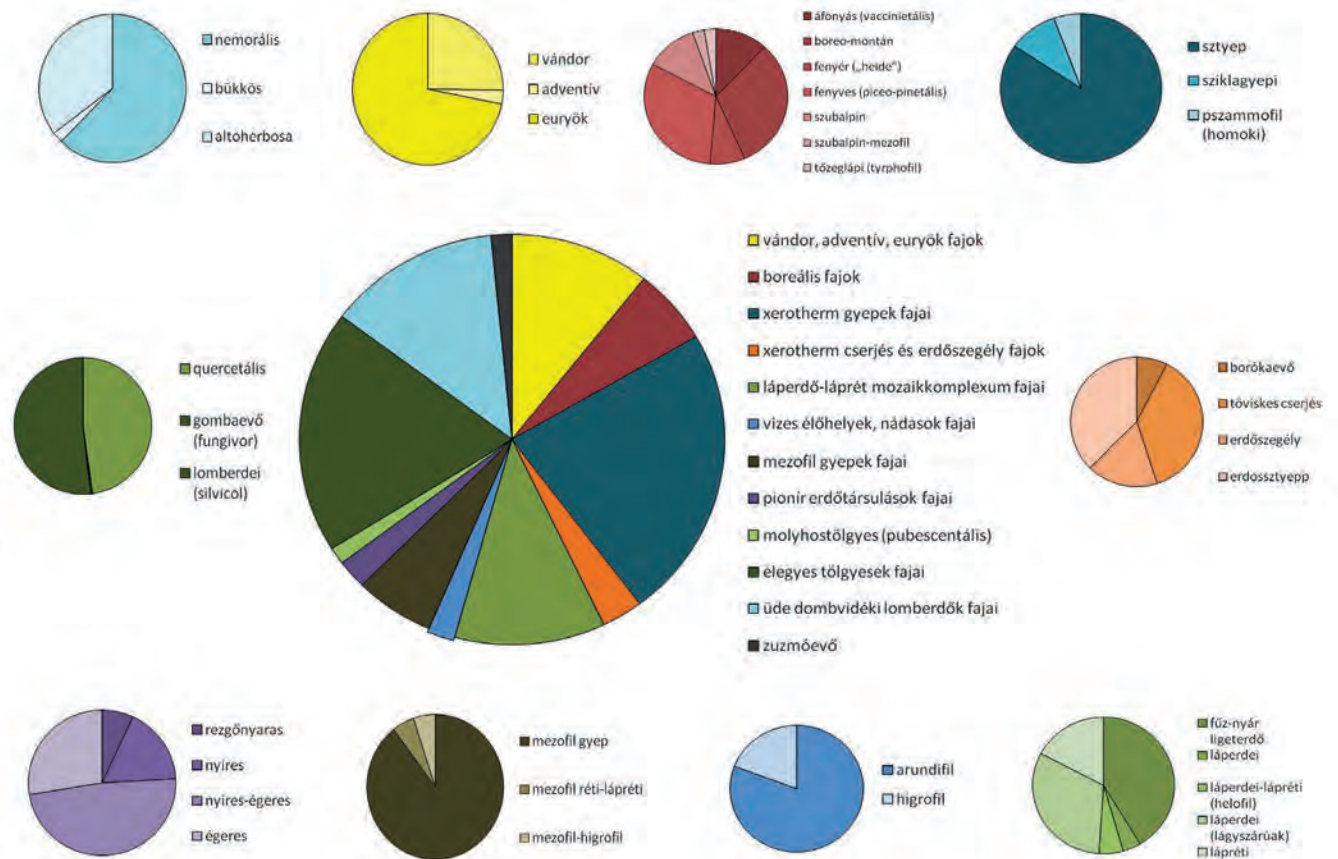
A következő fajok meglehetősen széles tápnövény spektrumú, polifág fajok, melyek – egyebek közt – nyírt és égert is fogyasztanak: *Apatele alni*, *Hipparchus papilionaria*, *Hydrelia flammeolaria*, *Oporinia autumnata*, *Calocalpe undulata*.

A rezgő nyáron élő nagylepkékről nincs a nyír és éger fogyasztó fajokhoz hasonló összefoglalónk, van azonban egy közismert, hazai viszonylatban emble-

matikus fajnak tekinthető nappali lepkénk, mely rezgő nyárhoz kötődik. A nagy nyárfalepke (*Limnitis populi*) az egyik legismertebb, rezgő nyáron táplálkozó és annak tipikus élőhelyeihez – a gyertyános-tölgyes és bükkös régió patakvölgyeihez, erdőszegélyeihez – ragaszkodó, fokozottan védett nappali lepkénk (ILONCZAI és KOVÁCS 2000). Soproni előfordulásának jellegzetességeit és a fajjal kapcsolatos, aktív természetvédelmi beavatkozások itteni lehetőségeit SÁFIÁN (2002) ismerteti. Jelentőségénél fogva – hazai viszonylatban – kiemelkedő figyelmet érdemlő fajról van szó, mely a környező országok hegyvidéki területein még elterjedt, hazai népességei viszont nagyon megfogyatkoztak. Jelentősebb népességei (pl. az Aggteleki-karszton, vagy a Soproni-hegységben) szerencsére összefüggenek a határon túl levő területek népességeivel.

Az *Archiearis notha*, *Epirranthis diversata*, *Notodonta torva* tápnövénye szintén a rezgő nyár, kevés hazai, főként hegyvidéki előfordulási adatunk van róluk. A *Hydria undulata* (korábban *Calocalpe undulata*) és a *Phyllodesma ilicifolia* tápnövényei közt is szerepel a rezgő nyár. Míg a nyír-éger fogyasztó nagylepkék között nyolc védett fajt találunk, a rezgő nyárhoz szorosabban kötődő hat faj mindegyike védett, egyikük fokozottan védett.

A kecskefűzhöz, mint tápnövényhez szigorúan ragaszkodó lepkefajokról nincs konkrét adatunk, mivel



1. ábra. A hazai nagylepkefauna felosztása tápnövény és/vagy élőhelytípus szerint

a füzekén táplálkozó fajok túlnyomó többsége a genuszon belül számos fajt elfogad tápnövényként, sőt nyárákon is fejlődnek. Mindezekkel együtt azonban a gyertyános-tölgyes és bükkös állományok patak-völgyeihez ragaszkodó nagy színjátszólepkék (*Apatura iris*) tápnövénye – élőhelyi igényei miatt – nem is lehet más, csak a kecskefűz. A *Hydria undulata* tápnövényei között szintén szerepel a kecskefűz is, ugyanígy elfogadja a *Nymphalis antiopa*, *N. polychloros* és a *N. xanthomelas* is. A faj jelentőségéhez hozzá kell tenni, hogy a fa barkája első tavaszi táplálék a megporzó rovarok számára. Különösen kedvelt a nagytestű áttelelő tarkalepkék (Nymphalidae) között, de az *Archiearis* fajok és más viráglátogató fajok, köztük hártvászárnyúak, de még bogarak között is igen népszerű.

A hazai nagylepkék fajlistája (VARGA és mtsai 2005) 1268 lepkefaj állatföldrajzi és faunaelem komponensenkénti felosztását tartalmazza. Ennek alapján (kiegészítve más források tápnövényekre vonatkozó adataival és saját tapasztalatokkal) durván fölvázolható a hazai nagylepkék tápnövényekhez, vagy tápnövény csoportokhoz való kötődése is. A többszöri egyszerűsítések és összevonások után is mintegy 40 különféle kategória maradt, melyekből – némi kompromisszumok árán – 12 (10) gyűjtő kategóriát lehetett kialakítani, a grafikus ábrázolás megkönnyítése érdekében (1. ábra). (A táplálkozási szempontból elkülöníthető, de különféle társulásokhoz kötődő „zuzmóevő” komponensek és a más szempontból elkülönített molyhostölgyes „pubescentális” elemek nem kerültek egyik gyűjtő kategóriába sem besorolásra.) Jól látható, hogy a hazai nagylepkefauna meghatározó részét képezik a száraz gyepkehez kötődő fajok, valamint az elegyes tölgyesekhez (mezofil-xerofil) és humidabb elegyes domb- és hegyvidéki erdőkhöz, gyertyános-tölgyes és bükkös régióhoz kötődő fajok. További markánsan jelentkező faunaelem komponens csoportot alkotnak a különböző lápi és mocsári élőhelyek gypszinti és fásszárúakhoz kötődő fajai, melyek még tovább bővíthetnek egyfelől a kimondottan vízhatású (arundifil-hygrofil), másfelől pedig a mezofil gyepke fajaival, így együttes részesedésük a hazai faunában a xerotherm gyepkeivel nagyjából azonos szintre tehető. A tápnövény szerinti besorolás alapján a pionír társulások fafajaihoz közvetlenül kapcsolódó, mintegy 30 faj a hazai nagylepke fauna nem több mint 2%-a, ami azonban egy kicsit még így is több, mint például a molyhostölgyes elemek, vagy a zuzmóevő fajok száma (aránya), sőt, még a kimondottan nádas növényzethez kötődő fajoknál is magasabb, azonban elszórtan más kategóriákban (pl. boreális fajok) is találhatunk még olyan fajokat, melyek kedvelik a pionír fajok alkotta társulásokat. A laza koronaszerkezet, gyengébb árnyékolás miatt kialakuló megvilágítási viszonyok dúsabb gypszint és cserjeszint kialakulását is lehetővé teszik, amihez

szintén kapcsolódnak bizonyos fajok, különösen savanyú, kilúgozott talajok esetén, azonban ezek más társulásokhoz is kötődhetnek, így egzakt vizsgálatok hiányában nem sorolhatók szorosan a pionír társulásokhoz. Ha ehhez még azt is beszámítjuk, hogy a tápnövény fogyasztás miatt a pionír fajokkal szoros kapcsolatban lévő nagylepkék közt 14 védett és egy fokozottan védett fajt találunk, ez jól mutatja ennek a szukcessziós stádiumnak a lepkefauna szempontjából a jelentőségét.

Tápnövény és lombfogyasztó kapcsolata

A tápnövény-lombfogyasztó kapcsolat rendkívül bonyolult koevolúciós folyamat eredményeként fejlődött a mai állapotig, számos biológiai visszacsatolást tartalmaz, rendszer szinten. Annak érdekében, hogy a lombfogyasztók ne szaporodjanak minden határon túl – ami akár a tápnövény (állomány) pusztulásához is vezethetne – különböző fékező erők és természetes féken tartók: ragadozók, paraziták, parazitoidok és kórokozók, valamint maguknak a tápnövényeknek a védekező mechanizmusai is szerepet játszanak. Persze sorozatos tarrágás esetén egyes példányok pusztulása még így is bekövetkezhet, ami azt is mutatja, hogy még a ciklikusan, rendszeresen bekövetkező, nagyobb mértékű lomb vesztéssel járó túlszaporodások sem írhatók le determinisztikus modellekkel, hanem számos abiotikus faktor és fajon belüli változatosság is befolyásolja a folyamatokat.

Tápnövény-lombfogyasztó kapcsolat a tápnövény oldaláról

„Növekedni vagy védekezni”, ahogy a klasszikus kérdést, a növények számára létfontosságú dilemmát megfogalmazta HERMS és MATTSON (1992) tanulmánya, összegezve a szakterület korábbi, tekintélyes irodalmát. Sejt szinten a növekedés és differenciálódás egyensúlya adja a keretét, lehetőségét az egyes életmódok, túlélési stratégiák számára. A legfontosabb kényszerpályák a gyors növekedés igénye a versenyképesség érdekében, ugyanakkor a védelmi rendszer hatékony működtetése a kórokozók, paraziták, fogyasztók ellen. A kémiai védekezési mechanizmus alapvetően kétféle módon működhet, egyik módja, a konstitutív, vagyis alapszinten az anyagcsere folyamatok részét képező módon, állandó mennyiségben zajló szintézis. A védekező anyagok képzésének másik útja az indukálhatóan, a növény immunrendszerének aktiválásával beinduló, másodlagos folyamatok során, változó mennyiségben történő szintézis. Ezek közti kölcsönhatások, valamint a mechanikai védekező eszközökkel együtt kifejtett hatások egyfajta költség-haszon elemzését találhatjuk meg KORICHEVA és mtsai (2004) munkájában, melyben az egyes védekezési módszerek együttes alkalmazása esetén fellépő szinergikus hatásoknak

a ráfordításokon túl mutató előnyeiről számol be. A probléma összetettségét és a genetikai háttér nem kellő mértékű bizonyítottságát RASMANN és mtsai (2015) fejt ki tovább, a növény kémiai védekező mechanizmusának mesterséges indukálásával, amihez egy adott növényfaj esetében specialista és generalista levélfogyasztó hernyókat is használt, vizsgálva mind a tápnövény védekezésben fontos szerepet játszó lokuszainak aktivitását, mind pedig a tápnövényt fogyasztó hernyókon tapasztalható hatásokat. Az indukált védekezés hatékonysága a generalista fogyasztóval szemben mutatkozott meg, a specialista kevesbé hatott. Eredményeik összetett, fajspecifikus és a genetikai változatossággal erősen befolyásolt, molekuláris szinten zajló kapcsolatrendszer létét valószínűsítik a tápnövény és levélfogyasztók közti vegyi hadviselésben. Különös jelenségként az indukált fogékonyság (bizonyos esetekben a növény, az őt ért támadás hatására nem növeli, hanem csökkenti ellenanyag termelését) fogalmát is vizsgálat alá helyezi, ráfordítási igény oldaláról közelítve meg a kérdést. HUOT és mtsai (2014) foglalja össze és ábrázolja sejt szintű biokémiai folyamatábrákkal az ismert növényi növekedést serkentő hormonok és a védekezésben (is) szerepet játszó, egyes anyagcsere-termékek közti kapcsolat és kommunikáció eddig feltárt útjait.

A korai szukcessziós stádiumba tartozó, pionír fajok számára nagyobb hangsúly helyeződött a gyors növekedés biztosítására, mint a tartamos, hosszabb távú fennmaradást garantáló védekező mechanizmusok kifejlesztésére. A forrásokban bővelkedő, növényi tápanyagokban és fényben gazdag, korai szukcessziós stádiumú állapotban kevesebb hátrány éri a lomb lerágás okozta veszteség miatt a pionír fákat, mint a már beállt, záródott szakaszban levő állomány lassú növekedésű faegyedeit, melyeknek a forrásokért meg kell küzdeni és leveleik védelmére jelentős energiát áldoznak. A gyors növekedésű fajok védekezési mechanizmusában inkább a könnyebben mobilizálható, kis mennyiségben hatékony allelokémiai anyagokat (terpéneket, terpenoidokat, illóolajakat) találjuk, míg a lassú növekedésű fajok lombzatuk védelmére nagyobb mennyiségben ható, bonyolultabb összetételű, nehezen mobilizálható, polimerizált anyagcsere termékeket (polifenolok, lignin) használnak inkább, melyek mennyiségükből adódóan nehezítik a lombfogyasztók emésztését és egyben a levél szerkezeti szilárdítását is szolgálják COLEY és mtsai (1985).

Nyírek és égerek

Hazai viszonylatban a bibircses nyír (*Betula pendula*) és a mézgás éger (*Alnus glutinosa*) megítélése erdőtürelési szempontból eltérő, míg a bibircses nyír csak igen ritka esetekben és csak átmeneti időszakokra képes önmagában elegendő állományt képezni, tipi-

kus korai szukcessziós stádiumra jellemző faj, a mézgás éger számos esetben – főként vízgazdálkodási és azzal összefüggő edafikus okok miatt – láperdei zárótürelést alkot. Hegy- és dombvidéki patak völgyekben, vízfolyások mentén, magasabb ártereken viszont inkább pionír jellegű fajként viselkedik, bár a patakok mentén jellemzően zárótürelést alkot. A köztük lévő közeli rokonság nyilvánvaló és számos tulajdonság támasztja alá (LI és mtsai 2004). CHEN és mtsai (1999) részletesen vizsgálta a Betulaceae család fejlődéstörténetét DNS szekvenciák, morfológiai jegyek, ökológiai tulajdonságok és paleobotanikai jegyek (pollen és termés maradványok) alapján. A *Betula* és *Alnus* genus alcsoad szintű elkülönítését (Betuloideae) támasztja alá a vizsgálati eredmények a család többi genusától (*Corylus*, *Ostryopsis*, *Carpinus*, *Ostrya*), melyek a Coryloideae alcsoadba kerültek. A nyír és éger genus elkülönült fejlődése már igen korán következett a többi, a családhoz tartozó genushoz képest, így a közeli rokonság és a hasonló életstratégia (pionír jelleg) ellenére is eltér a herbivor rovarok elleni védekezésük. A bibircses nyír levelének hatóanyagai flavonoidok, szaponinok, klorogén- és kávésav, valamint kis mennyiségben illóolajok. A rügyben flavonoid-metiléterek, betulenol és más szeszkviterpén-vegyületek találhatóak, humán gyógyászati célra is használják a drogokat, évszázadok óta (www1). Az éger, a gyökerében élő, nitrogén megkötő sugárgombának (*Frankia alni*) köszönhetően nitrogénben gazdag, magas tápértékű levézetet növeszt, melyben szintén fenol származékok találhatóak, de a levelet gyógyászati célra kevesbé használják.

Eredendően a nyír levele magasabb fenol tartalmú másodlagos anyagcsere termékeket tartalmaz, mint az éger, azonban – kísérleti úton, mesterséges levéllemez csökkentés hatására (=hernyórágás imitáció) – az éger kémiai védekező anyag termelése gyorsan megemelkedik és az újonnan kihajtott leveleket kevesbé támadják a lombfogyasztók. Ez azt mutatja, hogy az éger rendelkezik gyors hatású indukálható kémiai védelmi rendszerrel. A nyír ezzel szemben nem emeli lényegesen a kémiai védekező anyag szintézisét, viszont a „megrágott” leveleket gyorsan leveti, ami szintén egyfajta mechanikai védekező eszköz, magas tápértékű, nitrogénben gazdag, nagy fotoszintetikus aktivitású lombzatának védelme érdekében (GIERTYCH és mtsai 2006). A késleltetett hatású kémiai védekezés sem zárható ki.

A rezgő nyár esetében különös helyzetet teremt a (szintén pionír jellegű) fehér nyárral való nagyfokú hibridázációs hajlam, ami rendkívül változatos genetikai hátteret ad – egyebek közt – a másodlagos anyagcsere terméként megjelenő és a lombfogyasztók elleni védekezésben is fontos szerepet játszó fenilpropanoidok szintézisének. Közülük a klorogénsavak, szalicilsavak és flavonoidok földrajzi, populációs szintű változékonyságát, a hibridizációs hatások genetikai hátterét és a szintézist meghatározó enzim-

rendszer változatosságát tárta fel CASEYS és mtsai (2015) rendkívül alapos és korszakalkotó munkája. Különösen a flavonoidok esetén találtak jól kimutatható földrajzi eltéréseket, az egyes, eltérő hibridizációs területeken, valamint az egyes faji sajátosságok szintjén, ami az eltérő környezeti tényezők és herbivor fajok által gyakorolt szelekciós nyomással hozható összefüggésbe. Ugyanakkor a szalicilsavak és klorogénsavak viszonylag nagyobb állandóságot mutattak a genus vizsgált fajain belül és a fajok között is, ezek a Salicaceae családban általánosan elterjedt – vélhetően hatékony – védekező eszközök a generalista herbivor fajok ellen.

„Megszokni vagy megszökni”

Egy lombfogyasztó rovar (jelen példánkban legyen ez egy lepkefaj) előtt elvileg több lehetőség is áll, hogy benépesítsen egy erdősült területet. Követheti azt a stratégiát, hogy egy tömegesen rendelkezésre álló tápnövény faj vagy csoport fogyasztására „áll rá”, amihez az általánosságban elterjedt emésztést nehezítő, gátló növényi metabolikumokkal kell tudni megbirkózni az emésztő enzimrendszernek. Ebben az esetben a rovar terjeszkedő képessége nem kulcsfontosságú, sőt akár csökkent fokú is lehet (röpképtelen nőstények), hiszen – nagyobb léptékű klimatikus változások nélkül – nem igazán van szükség térbeli átrendeződések követésére, a tápnövény helyben mindig rendelkezésre fog állni. Természetesen arra az esetre is fel kell készülni, ha valami mégis történik és a megszokott tápnövény helyett valami más forrás érhető csak el (vagyis „B” tervnek is kell lennie). Másik lehetséges választás az, hogy egy adott növény vagy egy szűk csoport fogyasztására specializálódik, mely esetleg csak korlátozott mennyiségben áll rendelkezésre, akár sajátos élőhelyi viszonyokhoz, akár bizonyos szukcessziós stádiumokhoz kötődik és fellekerése mindenképp jó terjeszkedő képességet igényel. Számítani lehet arra is, hogy rendelkezhet akár egészen sajátos, fajra vagy genusra jellemző emésztést gátló, sőt mérgező kémiai védekező fegyverekkel is. Ha a feltételek csupán ennyiből állnának, a választás egyszerű lenne, minden lombfogyasztó a tölgyekre specializálna, hiszen jelenleg legnagyobb arányban a tölgyek alkotnak összefüggő erdőállományokat a mi klímánkon.

A tölgyek azonban nem véletlenül váltak olyan sikeressé, hogy igen eltérő élőhelyeken is klimax társulást tudnak alkotni, hosszú életkoruk, ellenállóképességük, fajon belüli változatosságuk (így a lombfakadás ideje is) igen nagy. Lombfogyasztók elleni eszköztáruk is igen gazdag, mind a kis mennyiségben ható „minőségi”, mind pedig az emésztést megnehezítő, a tápértéket csökkentő, „mennyiségi” anyagokkal fel vannak fegyverezve. Ezen túl, az egyes tölgy fajok között is jelentős differenciálódás tapasztalható, ami a tölgyek lombfogyasztó rovarai

között is különböző szintű specializálódást tesz lehetővé (CSÓKA 1998).

FEENY (1970) klasszikusnak számító munkájában kísérletileg kimutatta, hogy a kis téliaraszoló fiatal hernyói az idős tölgylevelet nem tudják jól hasznosítani, visszamaradnak fejlődésükben, nem képesek imágóvá átalakulni. Az idős levél hasznosítható tápanyag (fehérje) és az emésztéshez szükséges víztartalma jóval alacsonyabb, mint a fiatal levélé, emellett az emésztést nehezítő, mechanikai szilárdítást szolgáló polifenolok, tanninok aránya sokkal magasabb. (A cserzésre is használt tannin anyagok, cstersavak a fehérjéket kicsapják, magasabbrendű növényevőknél mérgezést is okozhatnak.) Megállapítása szerint a mennyiségi védekezésért felelős tannin anyagok szintézise csak a hajtás- és levél növekedés befejeztével indul meg. Még ha némiképp árnyalja is a tölgyek levelében termelődő kémiai védekező anyagokról alkotott korábbi ismereteket SALMINEN és mtsai (2004) munkája azzal, hogy a fiatal levélből kimutatott egy sor fenol származékot, melyek egy része bizonyosan a kis mennyiségben ható, minőségi kémiai védelem célját szolgálja, ha ezekkel képes megküzdeni egy erre specializálódott méregtelenítési enzimrendszerű hernyó, magas tápértékű, jól hasznosítható tápanyaghoz jut a fiatal levelek, hajtások elfogyasztásával. Bármilyen folyamatok, szezonális változások is húzódnak meg a háttérben, a gyakorlati tapasztalatok azt mutatják, hogy a tölgyeket kedvelő lombfogyasztó hernyók túlnyomó többsége a korai stádiumú, frissen kibomló rügyeket, zsenge hajtásokat, leveleket preferálja. Az új hajtások, levelek képzésének szezonális eloszlása alapján NIEMELA (1983) a lombhullató fákat két csoportra osztja, a „Quercus” és „Populus” típusúakra. Az első csoportba tartozók – leginkább a klimax társulást képező tölgyfélék – az új hajtásokat, leveleket túlnyomórészt a vegetációs időszak kezdetén hozzák, bár kedvező, csapadékos időjárás esetén a másodlagos, János napi hajtásképzés is megfigyelhető tölgyeken. Tápanyag készleteik zömét a hajtásnövekedés és levélfejlés érdekében mozgósítják, a leghatékonyabb mennyiségi kémiai védekezéshez szükséges összetett polifenolok (tanninok) képzésére csak azt követően kerül sor, hogy lombozatuk kifejlődött. A korai időszakban – SALMINEN és mtsai (2004) vizsgálatai szerint – csak a kis mennyiségben is hatékony egyszerű kémiai védekezés eszközeit használják, feltehetően tartalék anyagcsere termékeik reutilizálásával. Ebben az időszakban a legsebezhetőbbek a „Quercus” csoport fajai és erre az időszakra próbál törekedni a lombfogyasztók túlnyomó többsége is: már lehetőleg a rügyfakadás idejében azonnal megkezdhesse táplálkozását (FEENY 1970, NIEMELA 1983). Ezt az időszakot célozza meg a legtöbb, közismert, tölgyeket kedvelő lombfogyasztó, esetenként erdészeti kártevőként is kezelt lepkefaj. Ennek érdekében többnyire pete alakban telelnek, ezt a stratégiát követi a

Lymantria dispar, a téliaraszolók egy része (*Erannis* és *Agriopsis* fajok, *Operophtera brumata*, *Alsophila quadripunctaria*), *Colotois pennaria*, míg a téliaraszolók többi faja bábként telel és még a lombfakadás előtt rajzik, petéi ugyancsak még a rügyfakadás előtt a hajtás csúcsokra kerülnek. (Érdeemes megjegyezni, hogy az itt felsorolt fajok túlnyomó többsége röpképtelen, sőt, a nőstények gyakran csökevényes szárnyúak!) A rügyfakadásról kikelő kis hernyók gyors növekedést produkálnak a tápdús, zsenge levelek fogyasztásával, tömegszaporodások alkalmával jelentős – akár teljes – tarrágást is okozva. A vegetációs periódus későbbi időszakában a lombfogyasztók számának folyamatos csökkenése tapasztalható, kivéve még egy kisebb nyári csúcst (KULFAN és mtsai 2013). A késői időszak levél fogyasztói magasan specializálódott emésztő enzimszisztemmel rendelkeznek, általánosságban lassú növekedésűek, viszont meg tudnak küzdeni az emésztő rendszert károsító tannin anyagokkal is. A „Populus” csoport tagjai – és ide sorolhatók a Salicaceae család mellett a pionír Betulaceae család fajai is – a vegetációs időszak során folyamatosan növesztik hajtásaikat és képeznek új leveleket, így a kezdeti időszakban nem kell tartalék tápanyagaikat teljes mértékben felhasználni a friss hajtások fejlesztésére, a vegetációs időszakban folyamatosan képezik a kis mennyiségben ható, minőségi kémiai ellenanyagokat. Ugyanakkor a késői időszakban is végig fejlesztenek friss hajtásokat és új leveleket, így a lombfogyasztók számára mindig van zsenge, tápanyagban gazdag fiatal levél, amennyiben az ellenanyagokat sikeresen tudják deaktiválni, méregteleníteni. Esetükben a korai időszaktól kezdve a lombfogyasztó fajok száma fokozatosan emelkedik, a fotoszintetikus aktivitás csúcsán, nyár derekán éri el maximumát (NIEMELA 1983). Lombfogyasztó fajaik többnyire specialisták, illetve oligofág fajok, bár esetenként – leginkább gradációk alkalmával – elfogadják tápnövényül az éhező, polifág hernyók is.

A lombfogyasztó rovarok emésztő rendszerében az emésztést gátló, illetve toxikus növényi ellenanyagok deaktiválásáért, detoxikálásáért felelős enzimszisztem az – élővilágban (így az emberben is) általánosan elterjedt, – igen nagy változatosságú, sokféle célú Cytochrom P450 monooxygenáz enzimszisztem, mely indukálható, aktivitása az adott terheléseknek megfelelően növekedhet (DARVAS 1988). Az enzimszisztem működéséről, evolúciójáról, diverzitásáról, ennek genetikai hátteréről és számos más ismeretről ad áttekintést SCOTT és WEN (2001) munkája, azonban maguk is megjegyzik, hogy ismereteik feltehetően még csak töredékét képezik a bonyolult rendszer működési mechanizmusának. A szakterület különösen izgalmassá vált azóta, hogy a rovarok peszticidekkel szembeni ellenállóképeségének kialakulása mögött is esetenként – bizonyos mutációk útján – éppen ez az enzimszisztem áll (BERGÉ és mtsai 1998).

Látható, hogy optimális táplálkozási stratégia lehet az oligofág és polifág, tölgyeket is fogyasztó, tömegszaporodásra hajlamos lepkefajok számára a nagy hatású, mennyiségi kémiai védekező anyagok időben való elkerülése, a korai stádiumú levelekre való fenológiai adaptációval. Ez persze több oldalról (főleg abiotikus, időjárás: korai és kései fagyok, extrém csapadékok) is hordozhat sebezhető pontokat és maguk a fák is az egyedi változatossággal, a rügyfakadás eltérő idejével esetenként bizonyos mértékű védekezést élvezhetnek, mégis gyakran sikeres lehet, olykor akár több faj együttes gradációjára is sor kerülhet. A tömegszaporodásokkal kapcsolatban érdemes még megjegyezni azt, hogy – mint láttuk – bizonyos mértékű defoliáció hatására a növény képes rövid és hosszabb távon is növelni védekező anyag szintézisét, azonban egyéb más, jelentős stressz hatásra, ismételt lombvesztésre, tartalékainak felélésére először a kémiai védekező mechanizmusát adja föl (NIEMELA és mtsai 1984). A „Populus” típusú, folyamatos hajtásnövekedésű, többségében kis dózisú, minőségi kémiai védekező rendszerű, jobbára elegy fafajok esetében a lombfogyasztó rovarok fenológiaiag szélesebb időszakban, jobban szétoszlának a vegetációs időszakban, kevésbé koncentráltan jelentkeznék. Gyakran specialisták, más fafajra ritkán „fanyalodnak rá”, mint a tipikus tápnövényük, tömegszaporodásra – néhány nemesnyár ültetvényeken is megjelenő faj kivételével (pl. *Leucoma salicis*) – ritkán kerül sor. Elegyfaként való megőrzésük mindenképpen gazdagítja az egész erdei életközösséget, a lombfogyasztók számára felkínált táplálék sokfélesége és időben való széthúzása, kiterjesztése a rájuk épülő predátor, parazita és parazitoid fajok számára is jelentős túlélési lehetőség. Lombfogyasztóik gradációja nem jellemző, ugyanakkor az uralkodó tölgyfélék hegemoniáját ha szálanként, vagy foltokban megtöri egy-egy elegyfa faj – legyen az akár pionír is – az fékezőleg hathat a gradációk kialakulására. (Az elegyesség mellett természetesen a vegyes kor is hasonló hatást gyakorol az állomány egészére.)

Összegzés, gazdálkodási megjegyzések

Nyír, rezgő nyár, kecskefűz és helyenként az éger: mintha csak közellenségnek számítana az üzemszerű erdőgazdálkodással érintett erdeinkben, ahol akár csak nyomokban is megjelennek, egyből áldozatul esnek már az ápolási és első tisztítási munkáknak, esély sincs rá, hogy egy harmadrendű fa méretét elérjék. Hasznos tulajdonságait, pionír jellegükből fakadó, korai – enyhe – árnyalást, védelmet jelentő gyors növekedésüket pedig csak akkor tudják érvényre juttatni, ha legalább foltokban biztosítva van számukra az élettér.



2. ábra. Pionír fajok alkotta átmeneti állomány – Soproni-hegység (fotó: Ambrus András)

Jól látható a felsorolt lepkefajokból, hogy ezek a pionír fajok tápnövényként számos védett nagylepke számára nélkülözhetetlenek. Ezen túl, maga az élőhely (pl. csarabos nyíres) is (2–3. ábra) további értékes faunaelemek – esetenként boreális, vacciniétális fajok, pl.: *Anarta myrtilli* – számára is otthont ad. Az áfonyához kötődő, vacciniétális fajok száma kilenc, míg fenyér („heide”, csarabos) fajként további 6 kerül felsorolásra. További 24 boreo-montán faj is szerepel a hazai nagylepke faunában, melyek bizonyos része szintén kötődhet hegyvidéki nyíres, illetve pionír állományokhoz is (olykor még tápnövény kapcsán is), azonban kötődésük nem annyira szoros, mint a korábban ismertetett fajoké. A felsorolt fajok egy része – például a fokozottan védett nagy nyárfalepke – csak a kifejlett, megtermett, főleg szegélyen álló, idősebb fákat fogadja el, mivel az adult példányok életük jelentős részét a felső koronaszintben töltik.

A legfeljebb suháng méretben kivágott nyírek és rezgő nyárok többnyire a kitermelés árát se hozzák be, ez gyakran be is igazolódik, mert a méterbe vá-



4. ábra. Erdő szegélyről értelmetlenül kitermelt és ott hagyott pionír fák – Soproni-hegység (fotó: Ambrus András)



3. ábra. A szukcesszió korai stádiuma csarabbal, a háttérben bibircses nyírral – Soproni-hegység (fotó: Ambrus András)

gott, vékonyka törzsek többnyire ott, helyben várják meg az enyészetet (4. ábra).

A jelenlegi helyzethez képest többféle alternatíva kínálkozik, ami esetleg a gazdálkodó számára is elfogadható – nem jelent külön költséget – és az élőhelyi változatosság fenntartásához is hozzá járul.

Elsőként a vágásos üzemmódban, az erdőszegélyekben megtelepedő pionírokat lenne célszerű meghagyni és fenntartani legalább addig, ameddig a mögöttük lévő állomány növekedésnek indul, illetve amíg méretes faanyagot nem ad. Persze sokan mondják, hogy a nyír sérülékeny, könnyen támadja meg a nyírfa-kérgestapló (*Piptoporus betulinus*), ami igaz is, de ezzel csak még tovább növekszik az élőhelyi változatosság, a lábán álló, pusztuló vagy holt fa a saproxyl rovarok számára alkalmas élőhely, akár csak a tapló termőteste. Odú képződésre inkább a rezgő nyár alkalmas, aminek jelentőségét egyes saproxyl rovarok, az odúban fészkelő madarak és az odúlakó erdei denevérek szempontjából nem lehet eléggé hangsúlyozni.

Másik lehetőségként, nagyobb lékek (akár természetes, akár mesterséges) esetében, a napsütötte oldal, szegély mentén a gyors részleges árnyalás érdekében foltban, sáv mentén lehet meghagyni a természetes úton magról kelt pionír fafajokat. Ha a lékhez vezet feltáró út, idővel még akár ki is lehet termelni a megtermett példányok egy részét, a maradék – kevésbé egészséges – gyarapítja az erdőrészlet meghagyandó, lábán álló, majd ledőlő korhadó fa mennyiségét.

További lehetőség, nagyobb nyílt (véghasznált) terület esetében a betelepülő, felnövekvő pionír fajok laza hálózatban való meghagyása. Ezekkel az egyedekkel a faanyag termelés szempontjából nem lehet számolni, szerepük csak a korai árnyalás, védelem, erdő jelleg gyors visszaszerzése, majd pedig a halódó és holt faanyag, összességében az élőhelyi változatosság növelése/megőrzése szempontjából van.

Erdőgazdálkodónak, erdővel foglalkozó szakembernek tudomásul kell venni azt, hogy az erdő nem

csak fákból áll, nem csak a célállományból és nem csupán egykorú, elegyetlen, homogén, genetikailag is lecsökkentett változatosságú, ámde jó haszonfa kihozatalú népség, hanem egy összetett közösség, melynek sajátos összetevői, lakói, struktúrája és dinamikája van, amelyben lehet, hogy éppen a most még görbe, alászorult, vagy éppen a „böhöncös” példány hordozza a túlélés képességét változó környezetünkben. Célszerű továbbá figyelembe venni azt a társadalmi attitűdöt is, hogy erdősült területen a fátlan, véghasznált foltok látványa – hosszabb idő után – komoly ellenérzést válthat ki, ami a megjelenő pionír fafajok (legalább részleges) meghagyásával jelentős mértékben csökkenthető.

A pionír fafajok számára fontos életteret jelenthetnek ugyanakkor azok a másodlagos, nyílt élőhelyek, tájsebek, melyek valamilyen emberi tevékenység hatására keletkeztek. Ide sorolhatjuk a nyitott bányákat, út- és vasút építések során frissen kialakított részsűket, depóniákat, vagy akár az egykor létesített műszaki zár, a „vasfüggöny” helyét is (5. ábra). Hasznuk itt elvitathatatlan, telepítésük – akár mag szórással, akár csemetével – szükség esetén, ha maguktól nem jelenének meg, mindenképpen javasolható. Főképpen azért fontos az ilyen élőhelyek hazai pionír fajokkal való betelepülésének segítése, mert ellenkező esetben nagy a veszélye annak, hogy az életteret más, idegenhonos, inváziós fajok foglalják el.

Természetesen bizonyos esetekben vannak veszélyei is a pionír fajok terjedésének, közülük talán legismertebbnek a fajgazdag középhegységi irtásrétek spontán szukcessziója tekinthető. Ilyen esetekben – bármennyire is „fájó” lehet az a rovarász, lepkész számára, – nincs más lehetőség, mint a radikális



5. ábra. Az egykori „vasfüggöny” nyomvonalán kialakult nyíres sáv – Kőszegi-hegység (fotó: Korda Márton)

megoldás, a mag hullató fákkal együtt az újulat eltávolítása, a botanikai értékekben legtöbbször igen gazdag területekről (pl.: Gyertyánkúti-rétek, Zempléni-hg.). Értelemszerűen a rét fenntartása csakis megfelelő használat útján lehetséges, magára hagyva a pionírok ismét megjelennek és birtokukba veszik, hogy helyet adjanak az őket követő, további szukcessziós fázisoknak.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton köszönöm meg a Lektorok és a Szerkesztő áldozatos munkáját, valamint Patalenzki Adriennek a diagram összeállításához nyújtott segítségét.

Irodalomjegyzék

- BORMAN, F. és LIKENS, G. (1994): *Pattern and process in a forested ecosystem*. – Springer, New York, 272 pp.
- CHEN, Z.-D., MANCHESTER, S. R. és SUN, H.-Y. (1999): Phylogeny and evolution of the Betulaceae as inferred from DNA sequences, morphology, and paleobotany. – *American Journal of Botany* **86**(8):1168–1181.
- COLEY, P. D., BRIANT J. P. és CHAPIN F. S. (1985): Resource availability and plant anti-herbivore defense. – *Science* **230**: 895–899.
- BERGÉ, J.-B., FEYEREISEN, R. és AMICHOT, R. (1998): Cytochrome P450 monooxygenases and insecticide resistance in insects. – *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **353**: 1701–1705.
- CASEYS, C., STRITT, C., GLAISER, G., BLANCSHARD, T. és LEXER, C. (2015): Effects of Hybridization and Evolutionary Constraints on Secondary Metabolites: The Genetic Architecture of Phenylpropanoids in European *Populus* Species. – *PLoS ONE* **10**(5): e0128200.
- CSÓKA, Gy. (1998): A Magyarországon honos tölgyek herbivor rovaregyüttese [Herbivore insects of oaks native in Hungary]. – *Erdészeti Kutatások* **88**: 311–318.
- CSÓKA, Gy. és SZABÓKY, Cs. (2005): Checklist of Herbivorous Insects of Native and Exotic Oaks in Hungary I. (Lepidoptera). – *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* **1**: 59–72.
- DARVAS, B. (1988): A citokróom P-450 izoenzimek indukciója, szerveződése, funkciói és gátlásuk következményei rovarokban. – *Növényvédelem* **24**: 341–351.
- FEENY, P. (1970): Seasonal Changes in Oak Leaf Tannins and Nutrients as a Cause of Spring Feeding by Winter Moth Caterpillars. – *Ecology* **51**(4): 565–581.
- FRANK, T. (szerk.) (2000): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. – MME és Pro Silva Hungaria, Eger, 214 pp.
- GIERTICH, M. J., KAROLEWSKI, P., ŻYTKOWIAK, R. és OLEKSYN, J. (2006): Differences in defence strategies against herbivores between two pioneer tree species: *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. and *Betula pendula* Roth. – *Polish Journal of Ecology* **54**(2): 181–187.
- HERMS, D. A. és MATTSON W. J. (1992): The dilemma of plants: to grow or defend. – *The Quarterly Review of Biology* **67**(3): 283–335.
- HUOT, B., YAO, J., MONTGOMERY, B. L. és HES, Y. (2014): Growth-defense tradeoffs in plants: A balancing act to optimize fitness. – *Molecular Plant* **7**: 1267–1287.
- ILONCZAI, Z. és KOVÁCS, T. (2000): Az erdőszegélyek rovarvilága. – In: FRANK T. (szerk.): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*, MME és Pro Silva Hungaria, Eger, pp. 103–106.

- KORICHEVA, J., NYKANEN, H. és GIANOLI, E. (2004): Meta-analysis of Trade-offs among Plant Antiherbivore Defenses: Are Plants Jacks-of-All-Trades, Masters of All? – *The American Naturalist* **163**(4): 64–76.
- KULFAN, M., HOLECOVÁ, M. és BERACKO, P. (2013): Dalechampii oak (*Quercus dalechampii* Ten.), an important host plant for folivorous lepidoptera larvae. – *Animal Biodiversity and Conservation* **36**(1): 13–31.
- LI, R-Q., CHEN, Z-D., SOLTIS, D. és SOLTIS, P. (2004): Phylogenetic relationship in Fagales based on DNA sequences from three genomes. – *International Journal of Plant Sciences* **165**(2): 311–324.
- NIEMELA, P. (1983): Seasonal patterns in the incidence of specialism: Macrolepidopteran larvae on Finnish deciduous trees. – *Annales Zoologici Fennici* **20**: 199–202.
- NIEMELA, P., TUOMI, R., MANILA, R. és OJALA, P. (1984): The effect of previous damage on the quality of Scots pine foliage as food for Diprionid sawflies. – *Zeitschrift für angewandte Entomologie* **98**(1): 33–43.
- RASMANN, S., CHASSIN, E., BILAT, J., GLAUSER, G. és REYMOND, P. (2015): Trade-off between constitutive and inducible resistance against herbivores is only partially explained by gene expression and glucosinolate production. – *Journal of Experimental Botany* **66**(9): 2527–2534.
- SÁFIÁN, Sz. (2002): A nagy nyárfalepke előfordulása a Soproni-hegyvidéken. – *Praenorica, Folia Historico Naturalia* **6**: 97–105.
- SALMINEN, J-P., ROSLIN, T., KARONEN, M., SINKKONEN, J., PIHLAJA, K. és PULKKINEN, P. (2004): Seasonal variation in the content of hydrolyzable tannins, flavonoid glycosides, and proanthocyanidins in oak leaves. – *Journal of Chemical Ecology* **30**(9): 1693–1711.
- SCOTT, J. és WEN, Z. (2001): Cytochromes P450 of insects: the tip of the iceberg. – *Pest Management Science* **57**: 968–967.
- UHERKOVICH, Á. (1984): Lepidoptera on birch and alder in South and West Transdanubia, Hungary. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **28**: 39–49.
- VARGA, Z., RONKAY, L., BÁLINT, Zs., LÁSZLÓ, Gy. M. és PEREGOVITS, L. (2005): *Checklist of the fauna of Hungary. Volume 3. Macrolepidoptera*. – Hungarian Natural History Museum, Budapest, 114 pp.
- WEST, D., SHUGART, H. és BOTKIN, D. (1981): *Forest succession*. – Springer, New York, 517 pp.
- www1: <http://www.patikamagazin.hu/gyogynovenyek/adatlap/32>

The importance of the communities of pioneer tree species in the forested ecosystems of colline and submountainous regions from the point of view of the macrolepidoptera fauna

András Ambrus

Directorate of Fertő–Hanság National Park, Rév-Kócsagvár, H–9435 Sarród, Hungary
E-mail: ambrus.andras@gmail.com

Why are essential the early successional stages in the development of the forested communities? Why the macrolepidopteran species related to pioneer trees very specific elements of the recent fauna? What is the base of the biochemical relationship between host plants and defoliators and how does it work? Where and what to do to preserve the tree species of the early successional stage? These questions are in the focus of this review within the framework of the recent forest management practices in Hungary.

Key words: succession of forest communities, herbivorous insects, generalists, specialists, protected species, Natura 2000, species richness

Hogyan segíthet az erdészeti gyakorlat megőrizni a talajfelszíni ragadozó ízeltlábúak diverzitását?

Elek Zoltán¹, Bérces Sándor², Szalkovszki Ottó³ és Ódor Péter⁴

¹MTA-ELTE-MTM Ökológiai Kutatócsoport, Magyar Tudományos Akadémia, és Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet és Magyar Természettudományi Múzeum, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C. E-mail: zoltan.elek2@gmail.com

²Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1121 Budapest, Költő utca 21. E-mail: bercsess@dinpi.hu

³Növényi Diverzitás Központ, Taxonómiai Biokémiai-Kórtani Vizsgálatok Osztálya, 2766 Tápiószéle, Külsőmező út 15. E-mail: szalkovszkio@gmail.com

⁴MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány utca 2–4. E-mail: odor.peter@okologia.mta.hu

A fatermesztési céllal végzett erdőgazdálkodás során leginkább alkalmazott vágásos üzemmód többnyire homogenizálja erdeink fajösszetételét és szerkezetét, táji léptékben pedig az állományok fragmentációját okozza Európában és a világ számos pontján. Az alábbi áttekintésben azt szeretnénk megvizsgálni, hogy az erdőgazdálkodás során alkalmazott beavatkozások hogyan hatnak a talajfelszíni gerinctelen ragadozókra, mint például a futóbogarakra vagy a pókokra.

1.) A vágásterületeken jelentős mértékben megváltozik az erdei gerinctelen közösség összetétele. A pókok esetében a farkaspókok dominanciája jellemző, vagyis a közösség homogenizálódik. A futóbogár-közösségek esetében általánosságban kimutatható a nagytestű, röpképtelen, erdei specialista fajok eltűnése, valamint a generalista és nyílt területekre jellemző fajok előtérbe kerülése.

2.) A vágásos gazdálkodás során alkalmazott bontóvágások (beleértve az egyenletes és sávos bontásokat) esetében kimutatták, hogy a bontások után, viszonylag rövid idő múlva (0,5–3 év) a futóbogarak egyedszáma csökkenő tendenciát mutat és eltűnnek a nagytestű futóbogarak. A beavatkozások után 15–20 évvel a futóbogár-együttesek szerkezete a kezeletlen erdőkben jellemző együttes szerkezetére kezd hasonlítani.

3.) A vágásterületeken kialakított hagyásfa-csoportok hatásának megítélése a legnehezebb, hiszen a feltételek és korának hatása még nem teljesen tisztázott. Ugyanakkor ismert az a tény, hogy az erdei fajok száma és abundanciája alacsonyabb a hagyásfa-csoportokban, mint a zárt állományokban, viszont a generalisták és a nyílt területre jellemző fajok száma is alacsonyabb a hagyásfa-csoportokban, mint a vágásterületen.

4.) A szálaló és átalakító üzemmódban alkalmazott lékes felújítás esetén kimutatták, hogy ez a felújítási mód elősegítette az erdei futóbogár- és pókegyüttesek fennmaradását, hiszen a generalista és a nyílt területekre jellemző fajok inkább a nagyméretű vágásterületeken fordultak elő, mint a lékekben. A lékek szegélyzónájában található futóbogár-együttesek továbbá hasonlóak voltak az erdei együttesekhez. Az 1–1,5 szerez fmagasságnál kisebb szélességű elnyújtott lékek szintén elősegíthetik az erdei fajok megőrzését.

Általánosságban elmondható, hogy fatermesztési céllal végzett erdészeti beavatkozások többnyire fajvesztéssel járnak a kezeletlen (természetes) állományokhoz képest (például a hálószővő pókok és nagytestű, röpképtelen futóbogarak visszaszorulnak). A gazdálkodással érintett erdőkben a faállomány szerkezeti diverzitásának és kontinuitásának fenntartása vagy elősegítése rendkívül fontos lehet az erdei pók- és futóbogár-együttesek biodiverzitásának megőrzésében.

Kulcsszavak: erdőgazdálkodás; futóbogarak; pókok; vágásos üzemmód; hagyásfa-csoport; szálaló üzemmód

Bevezetés

Az európai természetszerű erdők nagy része átalakult a változó intenzitású erdészeti beavatkozások hatására (VANBERGEN és mtsai 2005). Ma már a természetes erdők kevesebb, mint egy százalékban borítják az európai kontinenst, míg Kanadában az erdők közel 52%-a, az USA nyugati partvidékén pedig azok 13%-a természetes (PAILLET és mtsai 2010). Az alapvetően fatermesztési célú erdőgazdálkodás erősen veszélyezteti a fajokat és azok élőhelyeit. Így tehát a természetes erdők egyfajta referencia pontként is értelmezhetők

a fenntartható erdőgazdálkodás szempontjából. „Természetes erdőknek az adott termőhelyen a bolygatlan erdők természetes összetételét, szerkezetét és dinamikáját mutató erdők tekinthetők, ahol a faállomány természetes úton jött létre, és ahol idegenhonos, erdészeti tájidegen fafaj csak szálanként fordul elő” (az erdőkről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi XXXVII. törvény). A természetes erdőkben az esetenkénti, nagy léptékű bolygatások (pl. erdőtüzek, széldöntés) és a gyakori, kis léptékű bolygatások (faegyedek összeroskadásával nyíló lékek) hatására regenerációs folyamatok figyelhetők meg táji- és

állomány léptékben egyaránt, mozaikos szerkezetet alakítva ki. Az így létrejövő változatos mikroélőhelyek nagyban hozzájárulnak az erdei biodiverzitás fenntartásához (BENGTSSON és mtsai 2000). Az „öserdők”, valamint a hosszú ideje természetes folyamatok által alakított természetszerű erdők egyik legfontosabb jellemzője a holtfa magas aránya, amelyek kidőlt fák, gyökértányérok, és álló facsonkok és faegyedek formájában lehetnek jelen. Az európai erdészeti gyakorlat évszázados hagyományai azonban drasztikusan átformálták az erdőkről kialakult képet. A napjainkban általánosan elterjedt vágásos gazdálkodás alapvetően egykorú, homogén vertikális és horizontális szerkezetű, magas záródású állományokat alakított ki. A biológiai sokféleség megőrzése nem csak a gazdálkodás alól kivont erdőkben, hanem a fatermesztési rendeltetéssel (is) bíró állományokban is fontos a természetes életközösségek és azok ökoszisztéma funkcióinak fenntartása szempontjából. Az utóbbi években számos kezdeményezés történt az erdészeti beavatkozások biodiverzitásra gyakorolt hatásának vizsgálatára (NIEMELÄ 2001, NIEMELÄ és mtsai 2007). Az erdészeti kezelések gyakran vezetnek az élőhelyek fragmentációjához, azaz összefüggő élőhelyek kisebb, gyakran izolált foltokká történő darabolódásához, részleges vagy teljes megsemmisüléséhez (például DEBINSKI és HOLT 2000, SAUNDERS és mtsai 1991).

A biológiai sokféleséget fenntartó erdőgazdálkodás megítéléséhez olyan izeltlábú indikátorokra van szükség, amelyek jól ismételhetően, költséghatékonyan gyűjthetők, ökológiailag jól magyarázható az előfordulásuk, és egyszerűen vizsgálhatók az erdészek és a nem ökológus szakemberek számára is (FERRIS és HUMPHREY 1999). Az erdőgazdálkodók számára is fontos, hogy a választott indikátorok jól mutassák a területhasználat hatását a biodiverzitásra, azonosíthatók legyenek a biológiai sokféleség szempontjából értékes területek is, és ezek összeegyeztethetők legyenek az erdészeti gyakorlattal (FORESTRY COMMISSION 2004). Azokon a területeken, ahol a magas biodiverzitásra utaló indikátorok jelen vannak, olyan erdőgazdálkodást kell(ene) folytatni, ami ezeknek az indikátoroknak a fennmaradását lehetővé teszi. Az erdészeti beavatkozások tervezésénél az erdei biodiverzitás indikátorok akár regionális (élőhelyek közötti) vagy akár táji szinten is használhatók lehetnek, de közvetlen gyakorlati jelentősége elsősorban az állomány szintű indikátoroknak van, mivel a legtöbb erdészeti beavatkozás ezen a szinten valósul meg (OERTLI és mtsai 2005, SIMILA és mtsai 2006, WILLIAMS és mtsai 2006).

Az erdőszerkezetnek néhány fontosabb eleme különösen jó indikátorként is szolgálhat, beleértve a fák méret szerinti megoszlását, a záródásviszonyokat, valamint a holtfa mennyiségi és minőségi jellemzőit (NOSS 1990, SPIES 1998). Az állomány szerkezet egyes elemei potenciálisan jó biodiverzitás indikátorok is lehetnek, különösen azokban az esetekben, ahol az állománystruktúra a környezeti adottságok és az erd-

szeti beavatkozások együttes eredményeként alakul ki, és közvetlen hatással van a biodiverzitásra és az ökoszisztéma funkciókra (SPIES 1998). A gazdálkodással érintett és a természetes erdők összehasonlításakor kimutatták, hogy a faanyagtermelést szolgáló erdőkben gyakran hiányzik néhány olyan, a biodiverzitás megőrzése szempontjából is fontos szerkezeti elem, amely az idős, természetes erdőkre jellemző, mint például a nagy és idős fák jelenléte, a faállomány összetett szintezettsége, a változatos záródásviszonyok és a magas fajdiverzitás (HALPERN és mtsai 1999, HODGE és PETERKEN 1998, HUMPHREY 2005). Egyes vizsgálatok szerint az állomány szerkezet is fontos eleme az erdei biodiverzitásnak (például FERRIS és mtsai 2000, HUMPHREY és mtsai 1999, 2002, PITKÄNEN 1997), azonban annak sokrétű volta miatt kvantifikálása rendkívül nehéz (MCELHINNY és mtsai 2005).

E fejezetben az erdőgazdálkodás két érzékeny élőlénycsoport, a pók- és a futóbogár-közösség, diverzitására gyakorolt hatásait kívánjuk áttekinteni a palearktikus régióban, elsősorban Európában. Az erdőgazdálkodás állomány léptékben érvényesülő közvetlen hatásain kívül külön figyelmet fordítunk a táji léptékben érvényesülő jelenségekre, mint az erdőállományok fragmentáció hatására bekövetkező izolációjára, az élőhelyek méretének csökkenésére és a szegélyhatás megnövekedett jelentőségére. Megpróbáljuk feltárni az erdészeti beavatkozásokra érzékeny fajokat és fajegyütteseket is. Végül kísérletet teszünk arra, hogy olyan erdőgazdálkodási, illetve erdőkezelési módokat javasoljunk, amelyek csökkentik a már meglévő erdészeti gyakorlat kedvezőtlen hatásait. Így ennek a nem túl terjedelmes áttekintésnek az a célja, hogy választ próbáljon adni az alábbi kérdésekre:

(1) Jó indikátorai-e az erdőgazdálkodásból eredő hatásoknak a választott taxonok, azaz a pókok és a futóbogarak?

(2) Milyen erdészeti beavatkozások segítik a sokféleségük megőrzését?

Indikátorok az erdőkben

Az ökológiai tudomány alaptétele szerint azt vizsgáljuk, hogy az élőlények jelenléte, illetve azok hiánya akár mennyiségi (egyedszám, fajszám), akár minőségi (milyen fajok azok, amelyek jelen vannak vagy hiányoznak?) alapon hogyan magyarázza az adott élőhely, és azok életközösségeinek állapotát, illetve az okokat, amelyek létrehozták az adott állapotot. A fogalmat itt két részre kell választani, mivel az ökológiai indikáció (jelzés) fogalma egy adott indikátor (jelző szervezet) és egy adott indikandum (jelendő/jelzett jelenség) relációjában értelmezhető. Gondoljunk csak a nitrofil gyomokra. Ahogy nevük is mutatja ezeknek a gyomoknak a jelenléte a talaj nitrogén dúsulását jelzi. Azonban be kell vezetnünk egy másik fontos fogalmat is, a fitocönológiában használt karakterfajét. Ez esetben a jelzett

jelenség nem fókuszálható be egy faktorra, hanem az indikátor inkább a jelenségek (esetünkben környezeti tényezők) koegzisztenciáját, egy adott halmazát mutatja, azaz egy karakterisztikus képet ad az adott területről. Az angol ökológiai irodalom nem tesz élesen különbséget a két fogalmi megközelítés között. Mi azonban ebben a fejezetben csupán formai és nyelvi okokból mégis az indikátor kifejezést fogjuk használni, holott az általunk bemutatni kívánt élőlénycsoportok inkább karakterisztikusan, mintsem ökológiai szűk értelemben vett indikátorként viselkednek az erdei élőhelyeken.

Az ökológia centrális hipotézise (JUHÁSZ-NAGY 1993) szerint az élőlények bárhol és bármikor előfordulhatnak. A centrális tény ugyanakkor az, hogy ez nem igaz. Talán kissé távolról indul ez a levezetés, de jól mutatja, hogy az élőlények kiválóan jelzik élőhelyeiket, és az abban bekövetkező változásokat. Ebben a fejezetben elsősorban az erdei élőhelyeken előforduló negatív hatásokat elemezzük (hasonlóan mint LINDENMAYER és mtsai 2006, MALEQUE és mtsai 2006a).

Az ízeltlábúak jó indikátorai a környezeti változásoknak és az élőhelyek átalakulásának, annak köszönhetően, hogy nagy fajszámúak, kicsi a testméretük és rövid generációs idővel rendelkeznek (KREMEN és mtsai 1993). Ezentúl kifejezetten érzékenyek környezetük mikroklimatikus paramétereiben bekövetkező változásokra (LÖVEI és SUNDERLAND 1996, RAINIO és NIEMELÄ 2003). Ezek az említett tulajdonságok megfelelő indikátor szervezetekké teszik őket az erdészeti ökológiai vizsgálatokban is (ANDORKÓ és mtsai 2003, MALEQUE és mtsai 2006a, TOÏGO és mtsai 2013).

A jó indikátor szervezeteknek négy alapvető kritériuma van:

- 1.) egyszerűen és könnyen gyűjthetők;
- 2.) könnyen és megbízhatóan határozhatók;
- 3.) funkcionálisan jól használhatók;
- 4.) konzisztensen reagálnak a zavaró hatásokra.

A pókok és a futóbogarak szemmel láthatóan ezeknek a kritériumoknak megfelelnek. Mindkét taxon gazdaságosan és könnyen gyűjthető, nagy egyedszámban, passzív mintavételi módszerekkel, mint például talajcsapdával.

A pókok (Araneae) ragadozó szervezetekként fontos szabályozószerepet töltenek be a lebontó szervezetek populációiban (CLARKE és GRANT 1968). Nagy biomasszájuk kiváló táplálékforrás a nagyobb erdei ragadozó szervezetek számára, mint például szalamandrának, kismélsőknek és madaraknak. A pókok azon potenciális környezeti indikátorok közé tartoznak, amelyek erdészeti ökológiai vizsgálatokban jól alkalmazhatóak, és a futóbogarakhoz hasonlóan ökológiai jellemzőik és taxonómiájuk is jól ismert, továbbá hatékonyan gyűjthetők talajcsapdával (OXBROUGH és mtsai 2005, UETZ 1979). Mindazonáltal a pókok jól ismertek arról, hogy rendkívül érzékenyen reagálnak az emberi hatásokra (MALEQUE és mtsai 2009, PEARCE és VENIER 2006) és kulcsszere-

pük van az erdei táplálékhálózatokban is (CLARKE és GRANT 1968, GUNNARSSON 1983, WISE 2004).

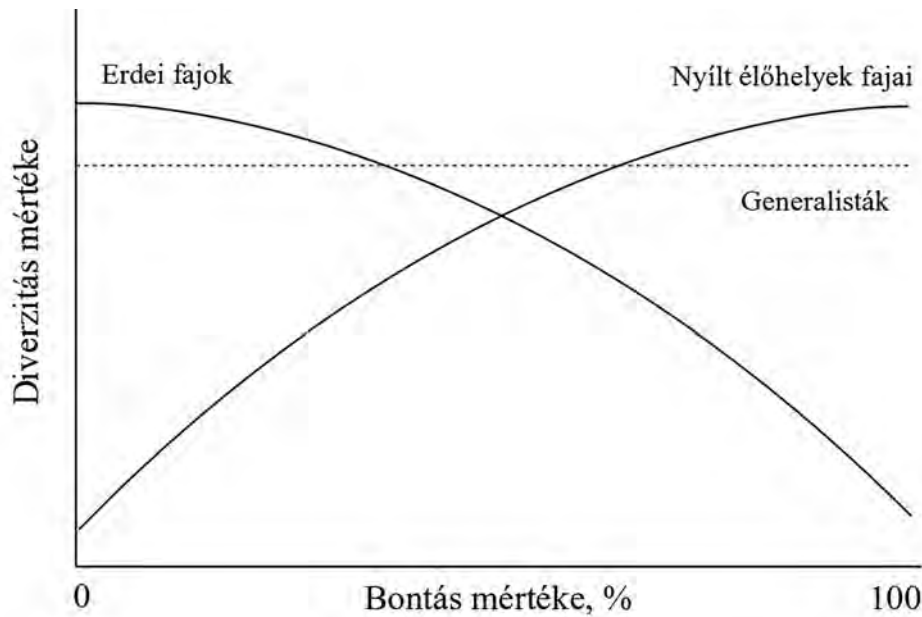
Számos futóbogárfaj ragadozó, és a pókokhoz hasonló szabályozó szerepet tölt be.

A futóbogarakat (Coleoptera: Carabidae) gyakran alkalmazzák erdei biodiverzitás kutatásokban, mivel ökológiájuk és taxonómiájuk jól ismert, és hatékonyan gyűjthetők talajcsapdával. Mindezek mellett széles elterjedésük miatt kiváló indikátor szervezetek, valamint számos élőhelytípusban is előfordulnak. Érzékenyen reagálnak a környezeti változásokra. Mind specialista, mind generalista fajaik jól ismeretek, amely jól tükrözi azt a változatosságot, ami más gerinctelen taxonoknál is megtalálható (CAMERON és LEATHER 2012, KOTZE és mtsai 2011, MCGEOCH 1998.). A futóbogarakat sokan tanulmányozták lombos erdőkben (ANDORKÓ és KÁDÁR 2009, NEGRO és mtsai 2014) és fenyőerdőkben egyaránt (FULLER és mtsai 2008, JUKES és mtsai 2001, MAGURA és mtsai 2002, NIEMELÄ és mtsai 1992). A futóbogarak csoportja elterjedt a palearktikus régióban. Jól ismert taxonómiájuk és kiváló morfológiai határozóbélyegeik révén fajismeretük könnyen tanulható, ellentétben a pókokkal, ahol a fajszintű határozás jóval nagyobb felkészültséget igényel.

Az erdészeti beavatkozások hatása talajfelszínlakó ragadozó ízeltlábúakra

Az erdők és erdei élőhelyek átalakulása, fragmentálódása, degradációja

Mielőtt a konkrét erdészeti beavatkozások hatásáról beszélünk, ejtsünk pár szót az ember erdőket érintő általános tájtalakító tevékenységéről. Az emberiség fejlődése során az egykori erdős tájat folyamatosan érték az erdőirtások, emiatt az egykori erdők területének jelentős részén ma szántókat, gyepeket, emberi létesítményeket találunk. A jelenlegi erdők legnagyobb része nem az egykori erdők maradványa, hanem másodlagosan, jelentős emberi hatás alatt kialakult, illetve kialakított faállomány. Annak a megértése azonban, hogy az élőhely átalakításának melyek az ökológiai kockázatai nagyon is fontos. Az ízeltlábúak, elsősorban a rovarok élőhely specialista mivolta nagyon jól mutatja az élőhelyek átalakításának hatásait. MAETO és SATO (2004) Japánban és ELEK és mtsai (2001) Magyarországon kimutatták, hogy az erdei specialista fajok az idős erdőkben dominánsak, míg a fiatal fenyőültetvényekben és nyílt területeken az élőhely-generalista és nyílt területekre jellemző fajok fordulnak elő nagy számban. A fakitermelés hatása sokszor kevésbé drasztikus, mint az erdei élőhely(ek) átalakítása más élőhellyé (pl.: szántóvá vagy gyepekké). Ugyanis ez utóbbiak erősebben befolyásolják a hangyák, madarak



1. ábra. A várt diverzitási profilok pókokra és futóbogarakra, és azok különböző ökológiai csoportjaira (erdei, nyílt területek fajai és generalisták) a bontás mértékét tekintve egy tarvágástól az erdő felé haladva

vagy lepkék fajsámát (DUNN 2004, MALEQUE és mtsai 2009), mint a fakitermelés maga. Azaz az erdőállományok erdőirtásból származó fragmentációja sokkal nagyobb negatív hatással van az erdei életközösségre, mint az erdők vágásos üzemmódú gyakorlata, amelyet mindig erdőfelújítás követ. A fragmentáció ökológiai következményeivel számos vizsgálat foglalkozott. Az elsősorban rovarokon végzett vizsgálatok arra is alkalmasak, hogy az ökoszisztéma pusztulásának mértékét megbecsüljük. CARVALHO és VASCONCELOS (1999) eredményei szerint a braziliai esőerdőkben a kiterjedt, összefüggő erdőségek nagyobb hangyaboly-denzitást mutattak, mint a feldarabolódott, kisebb foltok. JENNINGS és TALLAMY (2006) kimutatták, hogy az izolált erdőfoltokban kevesebb nagy testű, röpképtelen futóbogár fordult elő, mint az összefüggő nagy erdőségekben (1. ábra). Fontos kiemelni azt is, hogy a szegélyzónától való távolság is nagy szerepet játszik az erdei életközösségek szerkezetében (PINZON és mtsai 2012). FUJITA és mtsai (2008) azt találták, hogy a futóbogarak fajgazdagsága a városi, izolált erdőfoltokban erős pozitív összefüggést mutatott a foltmérettel. A futóbogarak fajgazdagsága a városi, izolált erdőfoltokban azonban nem változott a növekvő izolációs távolsággal a természetes erdőfoltokhoz képest. Fontos ugyanakkor kiemelni, hogy a táji léptékű élőhelymintázatok (mátrix) sokféle növényzeti típus jelenlétét támogathatják, ami nagy hatással van a futóbogarak előfordulására, közösség szerkezetére és diverzitására is (NIEMELÄ 2001).

Az erdészeti beavatkozások/kezelések hagyományok és lehetőségek

Az erdőgazdálkodás állomány léptékű hatásait alapvetően három csoport szerint tárgyaljuk. Az első esetben a gazdálkodás során vágásterület jön létre, ide tartoznak a vágásos üzemmód különböző formái. A második esetben állomány léptékben a vegyeskorú erdő fenn-

tartása folyamatos, ide tartozik a szálaló üzemmód, és (bár átmeneti jellegű) az átalakító üzemmód keretében zajló fahasználatok is. Ide sorolódnak azok a természetvédelmi erdőkezelések is, ahol a beavatkozásoknak nem célja a faanyagtermelés, a kezelések elsősorban a faállomány heterogenitásának növelését, mikrohabitatok létrehozását szolgálják. Bár klasszikus értelemben nem tartozik az erdőgazdálkodási módokhoz, az erdei biodiverzitás szempontjából mégis nagy jelentősége van az erdőgazdálkodáshoz kapcsolódó állandósított területhasználati elemeknek, mint az erdei úthálózat, rakodók, nyiladékok, közelítő nyomok. Az alábbiakban e három kategória szerint tekintjük át az erdőgazdálkodás pók- és futóbogár-közösségekre gyakorolt hatását. Meg kell jegyezni, hogy a vonatkozó szakirodalom jelentős része a boreális régióból (Kanada, USA északi része, Skandinávia) származik, emiatt az itt kapott eredményeket nagyon nehéz a magyarországi viszonyokra vonatkoztatni, részben a funkcionálisan nagyon eltérő élőhely és faállomány, részben a sokkal nagyobb térbeli léptékben zajló erdőkezelések miatt.

Vágásos gazdálkodás

A vágásos gazdálkodás jellemzője, hogy a véghasználat során vágásterület keletkezik. Ez létrejöhet egyetlen fakitermelési beavatkozás során végrehajtott tarvágással, amelyhez többnyire mesterséges felújítás társul, illetve időben elnyújtott, több bontó és egy végvágásból álló fokozatos felújító vágás, illetve szálalóvágás során, amely lehetőséget teremt az erdő mag eredetű természetes felújítására. A boreális régióban a vágásterületek szinte kizárólag tarvágással keletkeznek, míg a fokozatos felújító vágás és a szálalóvágás elsősorban a lombos erdők zónájára jellemző. A két vizsgált élőlénycsoport szempontjából e különböző kezelési elemekből (ápolások, tisztítások, gyérítések, illetve felújítási időszak) álló ciklus egyik legkritikusabb eleme a vágásterület

időszaka, amelyet az erdei mikroklíma megszűnése, nyílt talajfelszínnek megjelenése, a talaj vízháztartásának megváltozása, valamint a légyszárúak dominanciája jellemez. Ez az egyik legdrasztikusabb negatív következményekkel járó állapot mind az élőhely, mind az ott található életközösségek szempontjából, így az ízeltlábúak diverzitása és ökoszisztéma funkciója szempontjából is (NICHOLS és mtsai 2007, PAWSON és mtsai 2006, SIIRA-PIETIKÄINEN és mtsai 2003). Ebben a fázisban az erdei specialista fajok helyét nyílt területekre jellemző fajok, vagy generalisták foglalják el (1. ábra és BUDDLE és mtsai 2000, KOIVULA 2002a, KOIVULA és mtsai 2002). Meg kell említenünk azonban, hogy a vágásterületen keletkező átmeneti nyílt élőhelyek, vágásnövényzet és fiatal erdőállományok jelentősen növelhetik a nappali lepkék diverzitását és tömegességét (INOUE 2003, MALEQUE és mtsai 2009). A vágásterületek megítélésében ugyanakkor óvatosságnak kell lennünk, hiszen az ezeken végzett vizsgálatok kimutatták, hogy a rovarok fajsza ma és egyedszá ma akár nagyobb is lehet, mint a természet szerű erdőben, vagy a kapcsolódó szegélyzónában (ELEK és mtsai 2001, HELIOLÄ és mtsai 2001). Mindig figyelembe kell vennünk, hogy ez a faj és egyedszám növekedés a nyílt területekre jellemző és generalista fajok megjelenésével magyarázható. Ezzel ellentétben a nagy testű, erdei specialisták eltűnnek, vagy jelentősen visszaszorulnak (ELEK és mtsai 2001). Ez az átrendeződés a biodiverzitás-megőrzés és az erdei ökológiai rendszerek szempontjából nem előnyös, hiszen egy fontos gerinctelen ragadozó csoport szerkezete alakul át, amely jelentős szabályozó szerepet tölt be az erdei ökoszisztémában is (GRAY 1987, 1989). Így ezen élőlény csoport bármilyen visszaszorulása akár előnyhöz is juttathatja az erdei (farontó) fogyasztókat.

Hasonlóan a futóbogarakhoz, a pókok esetén is kimutatták (LARRIVÉE és mtsai 2005), hogy a vágásterületeken talált pókegyüttesek inkább egy száraz, nyílt terület együttesére hasonlítanak, mintsem egy zárt erdei közösségre. BUDDLE és SHORTHOUSE (2008) szerint a farkaspókok dominanciája a vágásterületeken egyértelmű bizonyíték arra, hogy ez a fahasználati mód homogenizálja az együtteseket. Ha azonban nem történik talaj-előkészítés, akkor az erdei fajok túlélése jelentősen javul (MAGURA és mtsai 2001, PIHLAJA és mtsai 2006).

A vágásos gazdálkodás másik hatása az, hogy megnöveli a szegélyzónákat, az állományok határát, amely a fajok közötti interakciókra lehet hatással (EWERS és DIDHAM 2005). Továbbá a teljes talaj-előkészítéssel olyan élőhelyi változások is bekövetkezhetnek, ami miatt a helyi életközösségek regenerációja akár több száz évig is eltarthat (DESENDER és mtsai 1999).

A vágásos gazdálkodás során elsősorban a lombos erdők zónájában a vágásterületek nem tarvágással keletkeznek, hanem akár több évtizedre elnyújtott felújítási időszak során bontóvágások sorozatával, majd végvágással jönnek létre. Míg Európában ez többnyire 5–15 ha-os állományok léptékében zajlik, addig Észak-Amerikában jóval durvább térbeli léptékben

valósul meg. Az időben elnyújtott bontóvágások egyik kedvező hatása, hogy itt az aljnövényzet és a talajfelszínlakó rovar együttesek jobban tudnak regenerálódni, mint a tarvágásokban (ISHII és mtsai 2008, MALEQUE és mtsai 2006b, 2007a, 2007b). OHSAWA (2004) kimutatta, hogy a cincérek fajgazdagsága nagyobb volt a bontott vörösfenyő ültetvényekben (*Larix kaempferi*), mint a zárt állományokban. Korábbi vizsgálatok alapján a bontott állomány képes jól megőrizni az eredetihez közeli hasonló pók- és futóbogár-együtteseket (HUBER és mtsai 2007, HUHTA 1965, KOIVULA 2002b, MOORE és mtsai 2004,), azonban ez nem minden esetben igaz (WILLETT 2001). WERNER és RAFFA (2000), valamint SCHOWALTER és mtsai (2003) szerint a két indikátor csoport szerkezete különbözik a zárt és a bontott állományok között. VANCE és NOL (2003) eredményei alapján bontást követő 3 évben a futóbogarak egyedszámának csökkenése és a nagy testű futóbogarak eltűnése figyelhető meg, azonban 15–20 év múlva a futóbogár-együttesek szerkezete kezd hasonlítani a zárt erdőkre jellemző közösségszerkezetre.

A vágásos üzemmód során létrejött idősebb (81–100 éves) erdőkben is a pók közösség elszegényedése figyelhető meg a természetes erdőkhöz képest, ami leginkább az állományok szerkezetének egyszerűsödésével magyarázható (WILLETT 2001).

A vágásos üzemmód keretében elterjedt gyakorlat, hogy a gazdálkodó visszahagyja a vágásterületeken az eredeti állomány kisebb-nagyobb foltjait, hagyásfa-csoportokat alakít ki. Ezek célja, hogy biztosítsák a zárterdei életközösségek túlélését, megteremtve e fajok kolonizációjának lehetőségét a felújított állományokban. A hagyásfa-csoportok térbeli léptéke azonban szintén eltér a különböző régiók között. Míg Közép-Európában ezek általában az 5–15 ha-os vágásterületeken belül visszahagyott 30–1000 m²-es foltokat jelentenek (amely többnyire maximum a terület 5%-át éri el), addig a boreális zónában hagyásfa-csoportnak tekintik a jóval kiterjedtebb vágásterületeken visszahagyott akár több hektár kiterjedésű állományokat is.

A hagyásfa-csoportok egyik előnye, hogy búvóhelyel és táplálékkal szolgál az erdei fajok számára. MARTIKAINEN és mtsai (2006) azt találták, hogy a hagyásfa-csoportok létrehozásával a futóbogár-együttesek fajsza ma emelkedett a megnövekedett számú elérhető táplálékforrásnak köszönhetően. MATVEINEN-HUJU és mtsai (2006) szerint minél nagyobb a hagyásfa-csoport a területen, annál több erdei pókfaj marad fenn. Az egyedszám és fajsza m azonban mind a futóbogarak mind a pókok esetében is megváltozott a hagyásfa-csoport méretével (0,09–0,55 ha). GANDHI és mtsai (2004) nem találtak eltérést az egy hektár alatti (0,2–0,5 ha), valamint a két hektár kiterjedésű hagyásfa-csoportok esetében a futóbogarak abundanciája között. A nagyobb erdőfragmentumokban (~ 43 ha) ugyanakkor azt találták, hogy az erdei futóbogarak faj és egyedszá ma nőtt a fragmentum méretével (BURKE és GOULET 1998). Így tehát fontos kutatási kérdés a

hagyásfa-csoport minimálisan szükséges méretének megállapítása. A kisméretű hagyásfa-csoportok (0,01–0,02 ha) nem igazán segítik elő az erdei pókfaajok fennmaradását (MATVEINEN-HUJU és mtsai 2006), míg a nagyobb méretűek (0,09–0,55 ha) hozzájárulhatnak az erdei pók és futóbogár-együttesek túléléséhez (KOIVULA 2002a, MATVEINEN-HUJU és mtsai 2006, MATVEINEN-HUJU 2007). LEMIEUX és LINDGREN (2004) azt mutatták ki, hogy a tipikusnak mondható hagyásfa-csoportokban (0,1–2 ha) a pók- és futóbogár-együttesek hasonlóak voltak az erdei és a szegélyzóna együtteseihez, de köztes állapotot jelentenek a vágásterület és az erdőgazdálkodással nem érintett erdők között.

MATVEINEN-HUJU (2004, 2007) eredményei szerint a nyílt területekre jellemző pókok aránya a hagyásfa-csoporton belül egyenes arányban növekedett a tarvágás óta eltelt idővel, ami azt sugallhatja, hogy a hagyásfa-csoportok sem ideális túlélőszigetek. Mindezt további tanulmányok is megerősítették (ld. KOIVULA 2002a – futóbogarak esetében, MERRILL és mtsai 1998 – madarak esetében, NORTH és mtsai 1996 – növények esetében és PEARCE és mtsai 2005 – pókok és futóbogarak esetében). Fontos azonban megjegyezni, hogy a nyílt területekre jellemző pókok nem özönlötték el a hagyásfa-csoportokat, vagyis ezek, ha korlátozott mértékben is, de biztosították a zárt erdőkhöz kötődő fajok túlélését (HELIÖLÄ és mtsai 2001, OXBROUGH és mtsai 2006).

Egy fontos kérdés maradt még hátra. Mekkora hagyásfa-csoportra is van szükség? A skandináv erdészeti gyakorlat 100–300 m²/ha mértékű hagyásfa-csoportot javasol (RAIVIO és mtsai 2001), azonban ezek a hagyásfa-csoport méretek túl kicsinek bizonyultak a zárterdei futóbogarak (KOIVULA 2002a), pókok (MATVEINEN-HUJU és KOIVULA 2008), talajlakó ízeltlábúak (SIIRA-PIETIKÄINEN és mtsai 2003) és a hajtásos növények túlélése számára (JALONEN és VANHA-MAJAMAA 2001). Az USA-ban alkalmazott (az európai viszonyoknál nagyobb) 0,2–1 ha méretű hagyásfa-csoportok is kicsinek bizonyultak ahhoz, hogy elkerüljék a szegélyhatást (HALPERN és mtsai 1999). MADER (1984) szerint a félhektáros vagy annál kisebb erdőfoltok teljes mértékben szegélyzónának tekinthetők, tehát az erdei fajok jobb megőrzése érdekében 2–5 ha méretű erdőfoltokat javasolt a futóbogarak, míg 10 ha méretűt a cserkelő pók fajok megőrzéséhez. MIYASHITA és mtsai (1998) kevesebb hálósövény pókot találtak a kis erdő-fragmentumokban, és azok aránya jelentősen csökkent ott, ahol a fragmentumok mérete kisebb, mint 1 ha. Korábbi tanulmányok ugyanis igazolták, hogy ezek a pókfajok általában zárterdei élőhelyen fordulnak elő (pl. BUDDLE és mtsai 2000, COYLE 1981, HUHTA 1971, LARRIVÉE és mtsai 2005, MCIVER és mtsai 1992, PAJUNEN és mtsai 1995, VÄISÄNEN és BISTRÖM 1990). DIDHAM (1997) azt állítja, hogy a 100 hektár méretű erdőfolt sem elegendő ahhoz, hogy az erdei bogárfauna érintetlen maradjon. Összefoglalva elmondhat-

juk, hogy az egyes vizsgálatok által javasolt foltméretek nem elégségesek ahhoz, hogy az erdei ízeltlábú együttes fennmaradjon. A döntően boreális zónában végzett kutatások eredményeiből arra következtethetünk, hogy a hagyásfa-csoport minimum méretének legalább néhány hektárnak kellene lennie (FEDROWITZ és mtsai 2014), azonban ez a hazai erdészeti gyakorlatban nem megvalósítható, mivel a vágásterületek mérete is általában néhány hektár, így a hagyásfa-csoport méretének ehhez kell igazodnia.

Szálaló és átalakító üzemmód

A vágásos üzemmóddhoz képest a szálaló és átalakító üzemmód egy sokkal heterogénebb faállományt alakít ki (BARTHA és mtsai 2014, FRANK 2000, VARGA 2013), ide sorolhatók a természetvédelmi erdőkezelés során alkalmazott beavatkozások is, amelyek célja elsősorban az erdei mikroélethelyek létrehozása és heterogén faállomány viszonyok kialakítása (FRANK és SZMORAD 2014). Elsősorban a boreális régióban végzett vizsgálatok alapján általánosan megállapítható, hogy a szálalás kedvezőnek bizonyult az erdei pók- és futóbogár együttesek fennmaradása szempontjából (HUBER és mtsai 2007, HUHTA 1965, KOIVULA 2002b, MATVEINEN-HUJU 2004, 2007, MOORE és mtsai 2004, VANCE és NOL 2003, WILLET 2001).

Magyarországon mindkét üzemmód esetében a felújítás többnyire mesterséges lékekben zajlik, az erdő természetes újulatára alapozva, amely a nemzetközi fogalomrendszerekhez viszonyítva leginkább a „csoportos szálalásnak” (group selection) feleltethető meg (MATTHEWS 1991). A két üzemmód esetében az eltérést elsősorban a felújítási időszak hossza eredményezi. A szálalás esetében ez nem értelmezett, a beavatkozások és az ehhez kapcsolódó felújulás egy egységes folyamatot alkot (ROTH 1935). Az átalakító üzemmód elsődleges célja a vágásos üzemmódról a szálaló üzemmódra történő áttérés és szerkezet átalakítás, ennek során az eredeti faállomány kb. 50–100 év alatt letermelésre kerül (BARTHA és mtsai 2014). A folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodás során az alkalmazott lékek mérete, alakja, a beavatkozások visszatérési ideje rendkívül változatos lehet, egyaránt meghatározzák az erdőállomány természeti adottságai, valamint az erdőgazdálkodó. Leggyakrabban a gazdálkodó 0,5–1,5 famagasság átmérőjű, kör alakú lékeket alakít ki, ahol a felújulás természetes módon történik, talaj-előkészítést, illetve mesterséges felújítást nem alkalmaznak (BARTHA és mtsai 2014, KOIVULA és NIEMELÄ 2003). A lékes felújítás elősegítheti az árnyékkedvelő erdei aljnövényzet gyors regenerációját, illetve a természetes erdőújulást. Ez a beavatkozás szintén jelentős változásokkal jár az aljnövényzet szerkezetében is (JALONEN és VANHA-MAJAMAA 2001) és ezen keresztül nagymértékű hatása lehet a mikroklimára, majd a rovar együttesek szerkezetére (KOIVULA és NIEMELÄ 2003, SIIRA-PIETIKÄINEN és mtsai 2001). Futóbogarak

esetén kimutatták, hogy a lékes felújítás segítette elő leginkább az erdei futóbogár-együttesek fennmaradását, mivel a generalista és a nyílt területekre jellemző fajok inkább a nagyméretű tarvágásokban fordultak elő, mint ezekben a lékekben (KOIVULA 2002b). A lékes felújítással összefüggésben (KOIVULA és NIEMELÄ 2003) megállapították, hogy a lékek kialakítását követően pár hónapon belül megjelennek a nyílt területekre jellemző fajok, míg a generalista fajok száma nem emelkedik jelentősen. Így elmondható, hogy a lékes felújítás a biodiverzitás-megőrzés szempontjából kedvezőbb erdőgazdálkodási mód, mint a nagy területen történő tarvágás. Hasonlóan a vágásterületekhez, a farkaspókok dominanciája a lékekben egyértelmű bizonyíték arra, hogy ez az erdőhasználati mód is homogenizálja a pókegyütteseket (BUDDLE és SHORTHOUSE 2008). MATVEINEN-HUJU (2007) eredményei szerint a 0,16 és 1 ha-os lékekben (40 m × 40 m vagy 32 m × 50 m) a pókok átlagos egyedszáma alacsony volt, míg a nyílt területekre jellemző pókfajok számára ez a változás kedvezőnek adódott, és tömegesen fordultak elő a nagyobb nyiladékokban. OXBROUGH és mtsai (2006) munkája alapján a léknek legalább 15 méter szélesnek kell lennie (a famagasság 1–1,5-szerese), hogy a nyílt területekre jellemző pókfajok nagy tömegben megjelenjenek. Azt azonban nem mutatták ki, hogy a 15 méternél kisebb lékekben az erdei pókfajok nagyobb számban fordulnak-e elő. ULYSHEN és mtsai (2006) vizsgálatai szerint a lékek szegélyzónájában megtalálható futóbogár-együttesek hasonlóak voltak a zárt erdei együttesekhez. Munkájuk eredményeként hangsúlyozták továbbá azt is, hogy az 1–1,5-szeres famagasságnál kisebb lékek elősegíthetik az erdei fajok megőrzését. SHURE és PHILLIPS (1991) azonban a közepes méretű lékekben (0,08–0,4 ha) kevesebb pókot találtak, mint a kisebb (0,016 ha) lékekben, vagy a vágásterületeken (2–10 ha), habár ők a habitat affinitási csoportokat nem vizsgálták. Arra következtettek, hogy az erdei pókfajok a lékeket, míg a nyílt területre jellemző fajok a vágásterületeket kedvelték, azonban a közepes méretű lékeket egyik fajegyüttes sem preferálta. KLIMASZEWSKI és mtsai (2005) szerint a kis lékek (0,06–0,13 ha) az ott található futóbogár-együttesek vonatkozásában különböznek a nagyobbaktól (0,25 ha), azonban az összes lék együttese különböztek a kontroll állományokétól. A kis lékek szerepe az erdei pók- és futóbogár-együttesek megőrzésében azonban még mindig kérdéses és további kutatásokat igényel. Általánosságban elmondható, hogy a lékek jobban elősegítik az erdei pókegyüttesek fennmaradását, mint a vágásterületek; bár fajvesztés az erdei együttesekhez képest itt is fennáll. MATVEINEN-HUJU (2007) eredményei alapján három egymáshoz közeli 0,16 ha lékben jóval alacsonyabb volt a nyílt területekre jellemző pókfajok egyedszáma, mint a vágásterületeken. Ugyanezen a területen dolgozva KOIVULA és NIEMELÄ (2003) kimutatták, hogy a futóbogarak nem tettek különbséget a zárt állományok és a lékek között, míg a tarvágásokat a

nyílt területekre jellemző futóbogarak uralták. OSAWA és mtsai (2005) azt találták, hogy a lékekben csökkent a nagytestű futóbogarak egyedszáma a zárt állományhoz képest. ULYSHEN és mtsai (2006) eredményei fajösszetételbeli különbségeket mutattak az elnyújtott lékek (0,13; 0,26 és 0,50 ha) és a vágással nem érintett erdők között, azonban a lékek felújulása során a futóbogarak egyed- és fajszáma egyre jobban hasonlított a környező zárt állományhoz. Tehát a lékek kora szintén további vizsgálatokat igénylő kérdés maradt.

Erdei utak

Az erdészeti beavatkozások egyik legfontosabb velejárója a különféle erdei utak létrehozása, hiszen a beavatkozással érintett területek megközelítése és a kitermelt faanyag elszállítása is fontos feladat. Azonban ezek hatásaival nagyon kevés tanulmány foglalkozik (ANDREWS 1990, KOIVULA 2005, YAMADA és mtsai 2010). A legtöbb vizsgálat fő szempontja az, hogy tájképi szinten értelmezze az utak szerepét. A kérdés az, hogy az utak korridorok (folyosók), vagy barrierék (akadályok/gátak) lehetnek-e a gerinctelenek diszperziója során. VERMELUEN (1995) kimutatta, hogy Hollandiában az utak szegélyei hozzájárulhatnak a nyílt területeket kedvelő futóbogárfajok terjedéséhez. Míg KOIVULA (2002c) szerint a boreális erdőségek földútjai elősegítik a tarvágott területek és a felújítások benépesülését, de közben akadályként hatnak az erdei specialista fajok számára. Ez a hatás erősödik, ha az út egyben a faállomány típus határa is. YAMADA és mtsai (2010) is hasonló következtetésre jutottak, azaz a keskeny erdei utak is barrierék az erdei specialisták számára. Az út szélességének a növekedésével és a pormentesített burkolat jelenlétével ez a negatív hatás erősödik. Ezért is javasolták az erdőkben előforduló úthálózat fejlesztésének minimalizálását.

Konklúzió

Az indikátorok használhatóságának megítélése

Talán nem szükséges elmondani, de ha egy adott taxonról sok az irodalmi adat, az talán jól mutatja, hogy az adott csoport jól használható ökológiai értelemben vett indikátorként. A mi esetünkben is ez a helyzet. Mindkét csoportról (pókok és futóbogarak) sok irodalmi forrás mutatja, hogy van létjogosultságuk az ökológiai vizsgálatokban, mint indikátor taxonok. Itt talán meg is állhatna a gondolatmenet, azonban vigyük egy kicsit tovább, és nézzük meg, hogy az indikátorok mely tulajdonságaik révén lettek jó jelzőcsoportok. Nem nehéz ezen írás tükrében belátni, hogy a futóbogarak és a pókok nem az egyes fajok, és az erdészeti beavatkozásokra adott válaszaik miatt jó indikátorok, hanem az adott csoportról meglévő viszonylag részletes és pontos ökológiai tudás az, ami kiemeli őket. Hiszen

mind a pókok, mind a futóbogarak esetében többnyire az élőhely specifitásuk, vagy annak hiánya az, ami jól mutatja a kezelések hatásait. Tehát nem a faji identitás az, ami őket jó indikátor szervezetté teszi, hanem az a képesség, ami az élőhelyhez való affinitásukat mutatja. Emiatt alakultak ki olyan, akár viselkedési tulajdonságok, amelyek alapján egyértelműen beazonosíthatók egy adott ökológiai csoport tagjaiként (pl. erdei specialista fajok). Ezért is fontosak azok a kutatások, amelyek hogyha nem is hoznak új eredményeket, de hozzájárulnak a meglévő ökológiai tudás gyarapításához, azaz a jövőben a rendelkezésre álló adatok gyarapodásával kvantitatív szemléletű áttekintő elemzéseket is lehetővé tesznek. Talán az egyik legnehezebben megfogható eleme az ökológiának, hogy sokszor indirekt hatásokat vizsgálunk, vagy következtetünk a mögöttük álló jelenségekre.

Az erdészeti kezelések főbb hatásai és kutatási lehetőségei

Mielőtt összefoglalnánk a vizsgált erdészeti beavatkozások főbb hatásait a vizsgált indikátorokra, ki kell emelnünk, hogy ez az irodalmi áttekintés – mint minden ilyen jellegű megközelítés – nem tud teljes igazságot tenni, hiszen vannak torzító hatások, amelyek árnyalják a főbb eredményeket. Az itt feldolgozott irodalom nagy része a boreális régióból származik, kevés olyan irodalmi adat van, amely a mérsékelt övi lombos erdőkben vizsgálja az erdőkezelések hatását. Így tehát a jövő kutatásainak egyik fontos feladata ezen hiányosság orvoslása. Azonban egyértelműen megállapítható a feldolgozott irodalmak alapján, hogy a vágásterület jelentős együttes-átalakító hatását igazolja a farkaspókok dominanciája ezeken a területeken. A vágásos üzemmód homogenizálja leginkább a pókegyütteseket. Futóbogarak esetében általános jelenség, hogy a vágásos üzemmód hatására (elsősorban a vágásterület hosszan tartó hatása miatt) a nagytestű, röpképtelen, erdei specialista fajok visszaszorulnak, valamint a generalista és nyílt területekre jellemző fajok terjednek el. A lékes felújítás esetén kimutatták, hogy ez a kezelési mód elősegítette az erdei futóbogár- és pókegyüttesek fennmaradását, hiszen a generalista és a nyílt területekre jellemző fajok inkább a nagyméretű vágásterületeken fordultak elő, mint a lékekben. A lékek szegélyzónájában megtalálható futóbogár-együttesek pedig hasonlóak voltak az erdei együttesekhez. Az 1–1,5-szeres famagasságnál kisebb lékek elősegítik az erdei fajok megőrzését. Ezek alapján elmondható, hogy a kis lékek szerepe az erdei pók- és futóbogár-együttesek megőrzésében még mindig kérdéses és további kutatásokat igényel. Az erdei pókegyüttesek esetében általánosságban elmondható, hogy a lékek jobban elősegítik azok fennmaradását, mint a vágásterületek. A hagyásfa-csoportok hatásának megítélése a legnehezebb, hiszen a hagyásfa-csoportok méretének és korának hatása még nem teljesen tisztázott. Azon-

ban elmondható, hogy az erdei fajok száma és abundanciája a hagyásfa-csoportokban alacsonyabb, mint a zárt erdőkben, viszont a generalisták és a nyílt területre jellemző fajok száma kisebb, mint a vágásterületeken.

Lehetséges gazdálkodási/kezelési alternatívák

Az erdei biodiverzitás megőrzéséhez elengedhetetlen, hogy legyenek olyan állományok, amelyek rendelkezése a biodiverzitás megőrzése; fatermesztési célokat nem szolgálnak. Hazánkban az őshonos fafajú erdők jelentős része egyszerre elégíti ki a faanyagtermelés, a természetvédelem és a rekreáció igényeit. Számos olyan ajánlás tehető, amely a faanyagtermelés és a természetvédelem harmóniáját szolgálja, és biztosítja a biodiverzitás minél hatékonyabb megőrzését a faanyagtermelés biztosítása mellett.

- Az első ilyen szempont a beavatkozások időzítése. A vegetációs időszakon kívül végzett erdészeti beavatkozásoknak sokkal kisebb az élővilágra gyakorolt közvetlen hatása, hiszen az élőlények nagy része diapauzában van.
- Fontos szempont az erdőgazdálkodáshoz kapcsolódó járulékos területhasználatok (ideiglenes rakodók, átmeneti közelítő nyomok) beavatkozások utáni terület helyreállítása. Ezek is gátjai lehetnek az erdei életközösségek diszperziójának, elsősorban a specialista fajok esetében, valamint a szegélyzónák által elősegíthetik az inváziós növények terjedését.
- Az előző szempontokhoz kapcsolódik az erdészeti eszközök, gépek tisztítása, amelyek szintén passzív módon terjeszthetik az özönnövényeket vagy egyéb gyomnövényeket.
- Az erdészeti beavatkozások térbeli tervezése során (főleg a végvágások esetében) figyelembe kéne venni az élőhelyek táji-léptékben megjelenő hálózatát, biztosítva a felújítások későbbi kolonizációját a zárt erdőkhez kötődő, korlátozott terjedőképességű fajok esetében is.
- Növelni kellene a folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodási módok területi arányát kedvező ökológiai hatásuk miatt.
- A kezelésnek adaptívnak kell lennie, azaz a tapasztalatok alapján biztosítani kell azok folyamatos változtatását, alakítását, hogy minél jobban megfeleljenek az előzetesen megfogalmazott gazdálkodási és természetvédelmi céloknak (FEDROWITZ és mtsai 2014).

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetet mondanak dr. Andorkó Ritának és Korda Márton szerkesztőnek a kézirat korábbi változatain tett észrevételeikért és tanácsaikért. A szerzők nagy tisztelettel mondanak köszönetet Prof. dr. Bartha Dénesnek és dr. Varga Zoltán Profesz-szor Emeritusnak a kéziraatra adott rendkívül alapos és részletes szakmai bírálataikért. A könyvfejezet az „Erdészeti fahasználatok termőhelyekre, felújításra és biodiverzitásra gyakorolt hatásának kísérletes vizsgálata” című OTKA (K111887) pályázat részleges támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- ANDORKÓ, R. és KÁDÁR, F. (2009): Life-history characteristics of the ground beetle *Carabus scheidleri* (Coleoptera: Carabidae) in Hungary. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **55**(4): 381–393.
- ANDORKÓ, R., KÁDÁR, F. és SZEKERES, D. (2003): Reproductive characteristics of *Carabus scheidleri* (Coleoptera: Carabidae) in Hungary. – *In European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologist Meeting DIAS Proceedings* **114**: 9–16.
- ANDREWS, A. (1990): Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. – *Australian Journal of Zoology* **26**(3–4): 130–141.
- BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.) (2014): *A folyamos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai. Silva naturalis Vol. 4.* – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 272 pp.
- BENGTSSON, J., NILSSON, S. G., FRANCO, A. és MENOZZI, P. (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. – *Forest Ecology and Management* **132**: 39–50.
- BUDDLE, C. M. és SHORTHOUSE, D. P. (2008): Effects of experimental harvesting on spider (Araneae) assemblages in boreal deciduous forests. – *The Canadian Entomologist* **140**(4): 437–452.
- BUDDLE, C. M., SPENCE, J. R. és LANGOR, D. W. (2000): Succession of boreal forest spider assemblages following wildfire and harvesting. – *Ecography* **23**: 424–436.
- BURKE, D. és GOULET, H. (1998): Landscape and area effects on beetle assemblages in Ontario. – *Ecography* **21**: 472–479.
- CAMERON, K. H. és LEATHER, S. R. (2012): How good are carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of invertebrate abundance and order richness? – *Biodiversity and Conservation* **21**: 763–779.
- CARVALHO, K. S. és VASCONCELOS H. L. (1999): Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litterdwelling ants. – *Biological Conservation* **91**: 151–157.
- CLARKE, R. D. és GRANT, P. R. (1968): An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. Part 1. – *Ecology* **49**: 1152–1154.
- COYLE, F. A. (1981): Effects of clearcutting on the spider community of a southern Appalachian forest. – *Journal of Arachnology* **9**: 285–298.
- DEBINSKI, D. M. és HOLT, R. D. (2000): A survey and overview of habitat fragmentation experiments. – *Conservation Biology* **14**: 342–355.
- DESENDER, K., ERYNCK, A. és TACK, G. (1999): Beetle diversity and historical ecology of woodlands in Flanders. – *The Belgian Journal of Zoology* **129**: 139–155.
- DIDHAM, R. K. (1997): *An overview of invertebrate responses to forest fragmentation.* – In: WATT, A. D., STORK, N. E. és HUNTER, M. D. (szerk.): *Forests and insects.* Chapman & Hall, London, pp. 303–320.
- DUNN, R. R. (2004): Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and Lepidoptera. – *Forest Ecology and Management* **191**: 215–224.
- ELEK, Z., MAGURA, T. és TÓTHMÉRÉSZ, T. (2001): Impacts of non-native Norway spruce plantation on abundance and species richness of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Web Ecology* **2**(1): 32–37.
- EWERS, R. M. és DIDHAM, R. K. (2005): Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. – *Biological Reviews* **81**: 117–142.
- FEDROWITZ, K., KORICHEVA, J., BAKER, S. C., LINDENMAYER, D. B., PALIK, B., ROSENVALD, R. és GUSTAFSSON, L. (2014): Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. – *Journal of Applied Ecology* **51**: 1669–1679.
- FERRIS, R. és HUMPHREY, J. W. (1999): A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. – *Forestry* **72**: 313–328.
- FERRIS, R., PEACE, A. J. és HUMPHREY, J. W. (2000): Relationships between vegetation, site type and stand structure in coniferous plantations in Britain. – *Forest Ecology and Management* **136**: 35–51.
- FRANK, T. (szerk.) (2000): *Természet-Erdő-Gazdálkodás.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, 189 pp.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (2014): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek 2.* – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 167 pp.
- FULLER, R. J., OLIVER, T. H. és LEATHER, S. R. (2008): Forest management effects on Carabid beetle communities in coniferous and broadleaved forests: implications for conservation. – *Insect Conservation and Diversity* **1**: 242–252.
- FORESTRY COMMISSION (2004): *The UK forestry standard.* Forestry Commission, Edinburgh, 116 pp.
- FUJITA, A., MAETO, K., KAGAWA, Y. és ITO, N. (2008): Effects of forest fragmentation on species richness and composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae and Brachinidae) in urban landscapes. – *Entomological Science* **11**: 39–48.
- GANDHI, K. J. K., SPENCE, J. R., LANGOR, D. W., MORGANTINI, L. E. és CRYER, K. J. (2004): Harvest retention patches are insufficient as stand analogues of fire residuals for litter-dwelling beetles in northern coniferous forests. – *The Canadian Journal of Forest Research* **34**: 1319–1331.
- GRAY, J. S. (1987): *Species-abundance patterns.* – In: GEE J. H. R. és GILLER P. S. (szerk.): *Organization of Communities, Past and Present.* Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, pp. 53–67.
- GRAY, J. S. (1989): Effects of environmental stress on species rich assemblages. – *The Biological Journal of Linnean Society* **37**: 19–32.
- GUNNARSSON, B. (1983): Winter mortality of spruce-living spiders: effect of spider interactions and bird predation. – *Oikos* **40**: 226–233.
- HALPERN, C. B., EVANS, S. A., NELSON, C. R., MCKENZIE, D., LIGUORI, D. A., HIBBS, D. E. és HALAJ, M. G. (1999): Response of forest vegetation to varying levels and patterns of green-tree retention: an overview of a long-term experiment. – *Northwest Science* **73**: 27–44.
- HELIÖLÄ, J., KOIVULA, M. és NIEMELÄ, J. (2001): Distribution of carabid beetles (Coleoptera, Curculionidae) across a boreal forest-clearcut ecotone. – *Conservation Biology* **15**(2): 370–377.
- HODGE, J. S. és PETERKEN, G. F. (1998): Deadwood in British forests: priorities and a strategy. – *Forestry* **71**(2): 99–112.
- HUBER, C., SCHULZE, C. és BAUMGARTEN, M. (2007): The effect of femel- and small scale clear-cutting on ground dwelling spider communities in a Norway spruce forest in Southern Germany. – *Biodiversity and Conservation* **16**: 3653–3680.
- HUHTA, V. (1965): Ecology of spiders in the soil and litter of Finnish forests. – *Annales Zoologici Fennici* **2**: 260–308.
- HUHTA, V. (1971): Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. – *Annales Zoologici Fennici* **8**: 483–542.
- HUMPHREY, J. W. (2005): Benefits to biodiversity from developing old-growth conditions in British upland spruce plantations: A review and recommendations. – *Forestry* **78**: 33–53.

- HUMPHREY, J. W., DAVEY, S. és PEACE, A. J. (2002): Lichens and bryophyte communities of planted and seminatural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. – *Biological Conservation* **107**: 165–180.
- HUMPHREY, J. W., HAWES, C. és PEACE, A. J. (1999): Relationships between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. – *Forest Ecology Management* **113**: 11–21.
- INOUE, T. (2003): Chronosequential change in a butterfly community after clear-cutting of deciduous forests in a cool temperate region of central Japan. – *Entomological Science* **6**: 151–163.
- ISHII, H. T., MALEQUE, M. A. és TANIGUCHI S. (2008): Line thinning promotes stand growth and understory diversity in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don.) plantations. – *Journal of Forest Research* **13**: 73–78.
- JALONEN, J. és VANHA-MAJAMAA, I. (2001): Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. – *Forest Ecology Management* **146**: 25–34.
- JENNINGS, V. H. és TALLAMY, D. W. (2006): Composition and abundance of ground-dwelling Coleoptera in a fragmented and a continuous forest. – *Environmental Entomology* **35**: 1550–1560.
- JUHÁSZ-NAGY P. (1993): *Az eltűnő sokféleség (A bioszféra-kutatás egy központi kérdése)*. – Scientia kiadó, Budapest, 148 pp.
- JUKES, M. R., PEACE, A. J. és FERRIS, R. (2001): Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain: the influence of site, ground vegetation and stand structure. – *Forest Ecology Management* **148**: 271–286.
- KLIMASZEWSKI, J., LANGOR, D. W., WORK, T. T., PELLETIER, G., HAMMOND, H. E. J. és GERMAIN, C. (2005): The effects of patch harvesting and site preparation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in yellow birch dominated forests of southeastern Quebec. – *The Canadian Journal of Forest Research* **35**: 2616–2628.
- KOIVULA, M. (2002a): Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). – *Forest Ecology Management* **167**: 103–121.
- KOIVULA, M. (2002b): Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages in thinned unevenaged and clear-cut spruce stands. – *Annales Zoologici Fennici* **39**: 131–149.
- KOIVULA, M. (2002c): *The forest road network – a landscape element affecting the distribution of boreal carabids beetles (Coleoptera: Carabidae)*. – In: SZYSZKO, J., DEN BOER, P. J. és BAUER, T. (szerk.): How to protect or what we know about Carabid Beetles. – University Press, Warsaw, pp. 287–299.
- KOIVULA, M. J. (2005): Effects of forest roads on spatial distribution of boreal carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Coleopterists Bulletin* **59**(4): 465–487.
- KOIVULA, M., KUKKONEN, J. és NIEMELÄ, J. (2002) Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. – *Biodiversity and Conservation* **11**: 1269–1288.
- KOIVULA, M. J. és NIEMELÄ, J. (2003): Gap feeling as a forest harvesting method in Boreal Forests: Responses of carabids beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Ecography* **26**(1): 179–187.
- KOTZE, J., BRANDMAYR, P., CASALE, A., DAUFFY-RICHARD, E., DEKONINCK, W., KOIVULA, M. és ZETTO-BRANDMAYR, T. (2011): Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. – *ZooKeys* **100**: 55–148.
- KREMEN, C., COLWELL, R. K., ERWIN, T. L., MURPHY, D. D., NOSS R. F. és SANJANYAN M. A. (1993): Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. – *Conservation Biology* **7**: 796–808.
- LARRIVÉE, M., FAHRIG, L. és DRAPEAU, P. (2005): Effects of a recent wildfire and clearcuts on ground-dwelling boreal forest spider assemblages. – *The Canadian Journal of Forest Research* **35**: 2575–2588.
- LEMIEUX, J. P. és LINDGREN, B. S. (2004): Ground beetle responses to patch retention harvesting in high elevation forests of British Columbia. – *Ecography* **27**: 557–566.
- LINDENMAYER, D. B., FRANKLIN J. F. és FISHER, J. (2006): General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. – *Biological Conservation* **131**: 433–445.
- LÖVEI, G. L. és SUNDERLAND, K. D. (1996): Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Annual Review of Entomology* **41**: 231–256.
- MADER, H.-J. (1984): Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. – *Biological Conservation* **29**: 81–96.
- MAETO, K. és SATO, S. (2004): Impacts of forestry on ant species richness and composition in warm-temperate forests of Japan. – *Forest Ecology and Management* **187**: 213–223.
- MAGURA, T., BOKOR, Zs. és KÖDÖBÖCZ, V. (2001): Effects of Forestry Practices on Carabids (Coleoptera: Carabidae) – Implication for Nature Management. – *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* **36**: 179–188.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. és ELEK, Z. (2002): Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. – *European Journal of Soil Biology* **38**: 291–295.
- MALEQUE, M. A., ISHII H. T. és MAETO K. (2006a): The use of arthropods as indicators of ecosystem integrity in forest management. – *Journal of Forestry* **104**: 113–117.
- MALEQUE, M. A., ISHII H. T., MAETO K. és TANIGUCHI S. (2006b): Management of insect biodiversity by line thinning in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations, central Japan. – *Eurasian Journal of Forest Research* **9**(1): 29–36.
- MALEQUE, M. A., ISHII, H. T., MAETO, K. és TANIGUCHI, S. (2007a) Line thinning fosters the abundance and diversity of understory Hymenoptera (Insecta) in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations. – *Journal of Forest Research* **12**: 14–23.
- MALEQUE, M. A., ISHII, H. T., MAETO, K. és TANIGUCHI, S. (2007b): Line thinning enhances diversity of Coleoptera in overstocked *Cryptomeria japonica* plantations in central Japan. – *Arthropod-Plant Interactions* **1**: 175–185.
- MALEQUE, M. A., MAETO, K. és ISHII, H. T. (2009): Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. – *Applied Entomology and Zoology* **44**(1): 1–11.
- MARTIKAINEN, P., KOUKI, J. és HEIKKALA, O. (2006): The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal pine-dominated forests. – *Ecography* **29**: 659–670.
- MATTHEWS, J. D. (1991): *Silvicultural systems*. – Oxford University Press, New York, N.Y., 289 pp.
- MATVEINEN-HUJU, K. (2004): Habitat affinities of 228 boreal Finnish spiders: a literature review. – *Entomologica Fennica* **15**: 149–192.
- MATVEINEN-HUJU, K. (2007): *Short-term effects of variable retention on epigeic spiders and carabid beetles in Finland*. – University of Helsinki, Yliopistopaino, Helsinki, Finland. 39 pp.
- MATVEINEN-HUJU, K. és KOIVULA, M. (2008): Effects of alternative harvesting methods on boreal forest spider assemblages. – *The Canadian Journal of Forest Research* **38**(4): 782–794.
- MATVEINEN-HUJU, K., NIEMELÄ, J., RITA, H. és O'HARA, R. B. (2006): Retention-tree groups in clear-cuts: Do they constitute "life-boats" for spiders and carabids? – *Forest Ecology and Management* **230**(1–3): 119–135.
- MCELHINNY, C., GIBBONS, P. és BRACK, C. (2005): Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. – *Forest Ecology and Management* **218**: 1–24.

- McGEOCH, M. (1998): The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. – *Biological Reviews* **73**: 181–201.
- McIVER, J. D., PARSONS, G. L. és MOLDENKE, A. R. (1992): Litter spider succession after clear-cutting in a western coniferous forest. – *The Canadian Journal of Forest Research* **22**: 984–992.
- MERRILL, S. B., CUTHBERT, F. J. és OEHLERT, G. (1998): Residual patches and their contribution to forest-bird diversity on northern Minnesota aspen clearcuts. – *Conservation Biology* **12**(1): 190–199.
- MIYASHITA, T., SHIKAI, A. és CHIDA, T. (1988): The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. – *Biological Conservation* **86**: 357–364.
- MOORE, J.-D., OUMET, R., HOULE, D. és CAMIRÉ, C. (2004): Effects of two silvicultural practices on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in a northern hardwood forest, Québec, Canada. – *The Canadian Journal of Forest Research* **34**: 959–968.
- NEGRO, M., VACCHIANO, G., BERRETTI, R., CHAMBERLAIN, D. E., PALESTRINI, C., MOTTA, R. és ROLANDO, A. (2014): Effects of forest management on ground beetle diversity in alpine beech (*Fagus sylvatica* L.) stands. – *Forest Ecology and Management* **328**: 300–309.
- NICHOLS, E., LARSEN, T., SPECTOR, S., DAVIS, A. L., ESCOBAR, F., FAVILA, M. és VULINEC, K. (2007): Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. – *Biological Conservation* **137**: 1–19.
- NIEMELÄ, J. (2001): Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. – *European Journal of Entomology* **98**: 127–132.
- NIEMELÄ, J., KOIVULA, M. és KOTZE, D. J. (2007): The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. – *Journal of Insect Conservation* **11**(1): 5–18.
- NIEMELÄ, J., SPENCE, J. R. és SPENCE D. H. (1992): Habitat associations and seasonal activity of ground-beetles (Coleoptera, Ground beetle) in Central Alberta. – *The Canadian Entomologist* **124**: 521–540.
- NORTH, M., CHEN, J., SMITH, G., KRAKOWIAK, L. és FRANKLIN, J. (1996): Initial response of understory plant diversity and overstory tree diameter growth to a green tree retention harvest. – *Northwest Science* **70**(1): 24–35.
- NOSS, R. F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. – *Conservation Biology* **4**: 355–364.
- OERTLI, S., MÜLLER, A. és STEINER, D. (2005): Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape. – *Biological Conservation* **126**: 195–205.
- OHSAWA, M. (2004): Species richness of Cerambycidae in larch plantations and natural broad-leaved forests of the central mountainous region of Japan. – *Forest Ecology and Management* **189**: 375–385.
- OSAWA, N., TERAI, A., HIRATA, K., NAKANISHI, A., MAKINO, A., SAKAI, S. és SIBATA S. (2005): Logging impacts on forest carabid assemblages in Japan. – *The Canadian Journal of Forest Research* **35**: 2698–2708.
- OXBROUGH, A., GITTINGS, T., O'HALLORAN, J., GILLER, P. S. és SMITH, G. F. (2005): Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. – *Forest Ecology and Management* **212**: 171–183.
- OXBROUGH, A. G., GITTINGS, T., O'HALLORAN, J., GILLER, P. S. és KELLY, T. C. (2006): The influence of open space on ground-dwelling spider assemblages within plantation forests. – *Forest Ecology and Management* **237**: 404–417.
- PAILLET, Y., BERGÈS, L., HALTÉN, J., ÓDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., BIJLSMA, R. J., DE BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S., MAGURA, T., MATESANZ, S., MÉSZÁROS, I., SEBASTIAN, M. T., SCHMIDT, W., STANDOVÁR, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., UOTILA, A., VALLADARES, F., VELLAK, K. és VIRTANEN, R. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. – *Conservation Biology* **24**: 101–112.
- PAJUNEN, T., HAILA, Y., HALME, E., NIEMELÄ, J. és PUNTTILA, P. (1995): Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding managed forests in southern Finland. – *Ecography* **18**: 62–72.
- PAWSON, S. M., BROCKERHOFF, E. G., NORTON, D. A. és DIDHAM, R. K. (2006): Clear-fell harvest impacts on biodiversity: past research and the search for harvest size thresholds. – *The Canadian Journal of Forest Research* **36**: 1035–1046.
- PEARCE, J. L. és VENIER, L. A. (2006): The use of beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. – *Ecological Indicators* **6**: 780–793.
- PEARCE, J. L., VENIER, L. A., ECCLES, G., PEDLAR, J. és MCKENNEY, D. (2005): Habitat islands, forest edge and spring-active invertebrate assemblages. – *Biodiversity and Conservation* **14**: 2949–2969.
- PIHLAJA, M., KOIVULA, M. és NIEMELÄ, J. (2006): Responses of boreal carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) to clear-cutting and top-soil preparation. – *Forest Ecology and Management* **222**(1–3): 182–190.
- PINZON, J., SPENCE, J. R. és LANGOR, D. W. (2012): Responses of ground-dwelling spiders (Araneae) to variable retention harvesting practices in the boreal forest. – *Forest Ecology and Management* **266**: 42–53.
- PITKÄNEN, S. (1997): Correlation between stand structure and ground vegetation: an analytical approach. – *Plant Ecology* **131**: 109–126.
- RAINIO, J. és NIEMELÄ, J. (2003): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. – *Biodiversity and Conservation* **12**: 487–506.
- RAIVIO, S., NORMARK, E., PETERSSON, B. és SALPAKIVI-SALOMAA, P. (2001): Science and the management of boreal forest biodiversity – forest industries' views. – *Scandinavian Journal of Forest Research* **3**: 99–104.
- ROTH, GY. (1935): *Erdműveléstan I-II*. – Röttig-Romwlater, Sopron 971 pp.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. és MARGULES, C. R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. – *Conservation Biology* **5**: 18–32.
- SCHOWALTER, T. D., ZHANG, Y. L. és RYKKEN, J. J. (2003): Litter invertebrate responses to variable density thinning in Western Washington forest. – *Ecological Applications* **13**(5): 1204–1211.
- SHURE, D. J. és PHILLIPS, D. L. (1991): Patch size of forest openings and arthropod populations. – *Oecologia* **86**: 325–334.
- SIIRA-PIETIKÄINEN, A., PIETIKÄINEN, J., FRITZE, H. és HAIMI, J. (2001): Short-term responses of soil decomposer communities to forest management: clear felling versus alternative forest harvesting methods. – *The Canadian Journal of Forest Research* **31**(1): 88–99.
- SIIRA-PIETIKÄINEN, A., HAIMI, J. és SIITONEN, J. (2003): Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. – *Forest Ecology and Management* **172**: 339–353.
- SIMILA, M., KOUKI, J., MÖNKKÖNEN, M., SIPPOLA, A. és HUHTA, E. (2006): Covariation and indicators of species diversity: can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests? – *Ecological Indicators* **6**: 686–700.
- SPIES, T. A. (1998): Forest structure: a key to the ecosystem. – *Northwest Science* **72**: 34–39.
- TOÏGO, M., PAILLET, Y., NOBLECOURT, T., SOLDATI, F., GOSSELIN, F. és DAUFFY-RICHARD, E. (2013): Does forest management

- abandonment matter more than habitat characteristics for ground beetles? – *Biological Conservation* **157**: 215–224.
- UETZ, G. (1979): The influence of variation in litter habitats on spider communities. – *Oecologia* **40**: 29–42.
- ULYSHEN, M. D., HANULA, J. L., HORN, S., KILGO, J. C. és MOORMAN, C. E. (2006): The response of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) to selection cutting in a South Carolina bottomland hardwood forest. – *Biodiversity and Conservation* **15**: 261–274.
- YAMADA, Y., SASAKI, H. és HARAUCHI, Y. (2010): Effects of narrow roads on the movement of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in Nopporo Forest Park, Hokkaido. – *Journal of Insect Conservation* **14**(2): 151–157.
- VANBERGEN, A. J., WOODCOCK, B. A., WATT, A. D. és NIEMELÄ, J. (2005): Effect of land-use heterogeneity on carabid communities at the landscape scale. – *Ecography* **28**: 3–16.
- VANCE, C. C. és NOL, E. (2003): Temporal effects of selection logging on ground beetle communities in northern hardwood forests of eastern Canada. – *Ecoscience* **10**(1): 49–56.
- VARGA, B. (szerk.) (2013): *A folyamos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai. Silva naturalis Vol. 1.* – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 254 pp.
- VÄISÄNEN, R. és BISTRÖM, O. (1990): Boreal forest spiders and the preservation of biotic diversity: results from Finnish primeval forests. – *Acta Zoologica Fennica* **190**: 373–378.
- VERMEULEN, H. J. W. (1995): *Road-side verges: habitat and corridor for carabid beetles of poor sandy and open areas.* Ph.D. Thesis, University of Wageningen.
- WERNER, S. H. és RAFFA, K. F. (2000): Effects of forest management practices on the diversity of ground-occurring beetles in mixed northern hardwood forests of the Great Lakes Region. – *Forest Ecology and Management* **139**: 135–155.
- WILLIAMS, P., FAITH, D., MANNE, L., SECHREST, W. és PRESTON, C. (2006): Complementarity analysis: Mapping the performance of surrogates for biodiversity. – *Biological Conservation* **128**: 253–264.
- WILLETT, T. R. (2001): Spiders and other arthropods as indicators in old-growth versus logged Redwood stands. – *Restoration Ecology* **9**(4): 410–420.
- WISE, D. H. (2004): Wandering spiders limit densities of a major microbi-detritivore in the forest-floor food web. – *Pedobiologia* **48**: 181–188.

How the forest management practices can support the diversity of ground-dwelling predatory arthropods?

Zoltán Elek¹, Sándor Bérces², Ottó Szalkovszki³ & Péter Ódor⁴

¹MTA-ELTE-MTM Ecology Research Group, c/o Biological Institute, Eötvös Lóránd University, Budapest, Hungary and Hungarian Natural History Museum, Pázmány Péter sétány 1/C, H–1117 Budapest, Hungary. E-mail: zoltan.elek2@gmail.com

²Duna–Ipoly National Park Directorate, Költő utca 21, H–1121 Budapest, Hungary. E-mail: bercess@dinpi.hu

³Department of Taxonomy and Biochemistry-Pathology Investigations, Center for Plant Diversity, Külsőmező út 15, H–2766 Tápiószéle, Hungary. E-mail: szalkovszkio@gmail.com

⁴Institute of Ecology and Botany, Centre for Ecological Research, Alkotmány utca 2–4, H–2163 Vácrátót, Hungary. E-mail: odor.peter@okologia.mta.hu

Forest management practices may simplify the structure and diversity of forests in Europe and worldwide. In this narrative review, we attempt to demonstrate how forest management practices may influence the diversity of two ground-dwelling predatory taxa, spiders and carabids.

1. Clear-cutting causes the most dramatic changes in the spider assemblages and leads to their homogenisation, which is illustrated by the dominance of wolf spiders. The most sensitive part of ground beetle assemblages consists of flightless large forest specialists; they mostly disappear from clear-cuts. Meanwhile, open-habitat and generalist species occur mostly in clear-cut areas.

2. Selective cutting and gap creation may promote the presence of forest spiders and carabids, because the abundance and species richness of open-habitat and generalist species are low as compared to clear-cuts. The carabid species composition of the edge of the gaps resemble more to that of the forest than to that of the clear-cut. A gap width less than 1–1.5 tree heights may promote the presence of forest specialist of both taxa.

3. Thinning causes the loss of ground beetle abundance within a short period of time (0.5–3 years), especially for forest specialists. The carabid assemblages of older thinned stands (15–20 years) show some similarities with unmanaged forests.

4. The most difficult task is to justify the effect of retention tree groups for both taxa. It has been shown that the abundance and species richness of forest specialist, open-habitat and generalist species are higher in the retention tree groups than in the clear-cuts. However, the retention cuts have some negative impact on some of the forest specialists which do not survive in these retention cuts.

It is well known that all kinds of forest management practices cause species loss in the studied ground-dwelling predatory taxa, especially for web-building spiders and flightless large forest carabids in comparisons with unmanaged forests. However, the maintenance of structural heterogeneity in the forest may promote the diversity of forest fauna and flora.

Key words: forest management; ground beetles; spiders; logging; retention tree; selective cutting

Indikátor lepke- és egyenesszárnyú-fajok megőrzése az erdőkhöz kötődő tartósan fátlan élőhelyeken

Ambrus András¹ és Kenyeres Zoltán²

¹Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, 9435 Sarród, Rév-Kócsagvár E-mail: ambrus.andras@gmail.com

²Acrida Természetvédelmi Kutató BT., 8300 Tapolca, Deák F. u. 7. E-mail: kenyeres.zol@gmail.com

Az erdőgazdálkodással érintett tartósan fátlan élőhelyek természetvédelmi szempontú elemzéséhez két, ökológiai vonatkozások terén intenzíven kutatott, számos érzékeny ernyőfajt magába foglaló taxon (lepkék, egyenesszárnyúak) kutatási eredményeit használtuk fel. Mindkét csoport ezen élőhelyekhez kötődő fajai számára a természetes, vegyeskorú erdők szerkezetével együtt járó faállományborítás nélküli lécek hálózata tekinthető ideális élőhelynek. Mai erdőgazdálkodási viszonyok között a lécek mellett inkább a vágásterek, nyiladékok, termőhelyi adottságok miatt erdősíthetetlen területek, illetve a valamilyen egyéb okból fátlan állapotban fenntartott tisztások lépnek elő a fenti fajok fő élőhelyeivé. Mind a lécek, mind az utóbbi élőhelyek és ezen keresztül az azokhoz kötődő érzékeny rovarfajok megőrzése érdekében, legalább az alábbi kezelési szempontok figyelembe vétele szükséges: (a) egykorú erdőállományok nagy kiterjedésben való kialakításának kerülése; (b) rakodó vagy depónia kialakítása során a lécek, erdőszegélyek, tisztások területének kímélete; (c) tisztások fennmaradását szolgáló extenzív tájhasználat (mozaikos, kézi, vagy kisgépes kaszálás) megvalósítása; (d) kaszálás alkalmazása esetén annak kezdési időpontja lehetőleg ne essen július közepénél korábbra.

Kulcsszavak: lepkék, egyenesszárnyúak, lécek, nyiladékok, tisztások, záródáshiányos területek

Bevezetés

Erdősült területek tartósan fátlan, illetve záródáshiányos foltjai az élőhelyi változatosság megjelenési formáit képezik, legyenek azok a foltok természetes eredetűek, vagy akár antropogén hatásra kialakulók. A tartósan fátlan foltok egyedi jelentőségében mindig a befoglaló élőhely-szerkezet egészéhez viszonyított arányuk a meghatározó fontosságú: milyen az előfordulási gyakorisága, diszpergáltsága és területi kiterjedése a klimatikus, valamint edafikus paraméterek által meghatározott, várható erdőtársuláshoz képest a zárt lombkoronával nem fedett növényzeti formációnak. A kialakuló közösség szempontjából ugyanis nem mindegy, hogy egy-egy nagyobb foltról, vagy számos apróbb terület hálózatáról, esetleg egy keskeny, hosszabb sávról van-e szó.

Egyes, vegyeskorú, természetes erdőállományok, „őserdők” dinamikájának velejárója az idősebb fák pusztulásakor kialakuló lécek hálózata. Ezek folyamatos túlélést biztosítanak azon fajok számára, melyek a szokásos erdei klíma, környezeti adottságok mellett, vagy azon kívül nagyobb mértékű besugárzást igényelnek, vagy az erre a hatásra megjelenő, átmenetileg uralkodóvá váló gyepszinthez kötődnek. Mai erdőgazdálkodási viszonyaink között a lécek alkotta hálózatok helyett a vágásterek jelentenek főként időszakosan faállományborítás nélküli területeket. Ezen túl a nyiladékok tartósan fátlan

sávokat, a termőhelyi adottságok (talajvíz telítettség a felszín közeléig, meredek, sziklás területeken vékony, lepusztult talajréteg stb.) okán erdősíthetetlen területek pedig tartósan fátlan, vagy záródáshiányos cserjéseket, bokorerdőket eredményeznek, melyek mellett még a mesterségesen fenntartott tisztásokkal lehet számolni.

A tartósan fátlan élőhelyeket érintő erdőgazdálkodás természetvédelmi szempontú elemzéséhez két, eltérő életmódú és fejlődésmenetű gerinctelen taxont választottunk, a lepkéket és az egyenesszárnyúakat. A kérdéskör más gerincteleneken is vizsgálható, jelen fejezet azonban csak a fenti, ökológiai vonatkozások terén intenzíven kutatott, számos érzékeny ernyőfajt magába foglaló taxonra koncentrál.

Indikátor taxonok bemutatása

Lepkék (Lepidoptera)

A lepkék élőhelyi igényeit a táplálék-specializáció mértékétől függően alapvetően az szabja meg, hogy a megfelelő tápnövény rendelkezésre áll-e. Ez természetesen – az esetek zömében, ha csak nem polifág fajról van szó – egyfajta biotikus szűrőt is jelent, azonban ezen kívül számos faj esetében további ökológiai igények is meghatározó faktorként jelentkezhetnek, melyek az előfordulást behatárolják a biogeográfiai

adottságok alapján, a tápnövény elterjedésének határára belül is.

A bevezetőben felsorolt tényezők miatt tartósan fátlan társulásokhoz kötődő lepkék között számos olyan veszélyeztetett fajt találunk, amelyek védelmet nemcsak a hazai, de az Európai Unió természetvédelmi jogszabályok is előírják, az Élőhelyvédelmi Irányelv, illetve a Berni Egyezmény mellékleteiben is szerepelnek. Kiemelt jelentőségük miatt e fajok példáján ismertetjük a fátlan élőhelyeket érintő gazdálkodás problémakörét.

Általánosan ismert, hogy az egyes országokban alkalmazott védettségi kategóriák és vörös listák nem feltétlenül tükrözik a valós veszélyeztetettségi helyzetet. Nagy átlagban mégis elfogadhatjuk, hogy a nemzetközi szintű veszélyeztetettségi besorolások jórészt objektív elbírálások alapján születtek. Ezen túl azt a feltételezést is elfogadhatjuk, hogy egy-egy veszélyeztetett, illetve zászlóshajó faj ernyőfajként is funkcionálhat, így az adott közösséghez tartozó, hasonló ökológiai igényű fajok konzervációbiológiai igényeit is magukban foglalják.

Erdőlakó, de tisztást, léket is igénylő fajok

Díszes tarkalepke (Euphydryas maturna)

Közösségi jelentőségű, védett faj, mely az aktuális IUCN Vörös Könyv szerint az EU területén nem veszélyeztetett (LC: Least Concern), viszont európai szinten a sérülékeny (VU: Vulnerable) kategóriába került (VAN SWAAY és mtsai 2010a), ami összhangban van a ténnyel, hogy európai elterjedésének jelentős részén komoly visszaszorulása tapasztalható. A klímaváltozás hatásainak kisebb mértékben kitett (LR: lower climate change risk) fajok közé sorolják (SETTELE és mtsai 2008).

Életmódját és élőhelyi igényeit számos közlemény taglalja, egyes munkák (FREESE és mtsai 2006, VAN SWAAY és mtsai 2010b) a konkrét erdőgazdálkodási javaslatokra is kitérnek. Hazai vonatkozásait több elemzés részletezi (VARGA 2006, ÁBRAHÁM és SUM 2014). A külföldi és hazai vizsgálatok alapján a faj egyes fejlődési szakaszai során több kritikus időszak is megfigyelhető. Az imágók többnyire május második felében jelennek meg és június közepéig találkozhatunk velük erdőszegélyek, nyiladékok, lékek, erdei utak virágokban gazdag, napsütötte foltjain. Kedvelt nektárforrásaik közé ernyősök, fészkes virágúak tartoznak, különösen kedvelik a vesszős fagyal (*Ligustrum vulgare*) virágát, azonban gyakran lehet látni a nedves földön, ürüléken és kisebb elpusztult állatokon is szívgató példányokat. A nőtény többnyire valamely őshonos kőris faj (*Fraxinus* spp.) fiatal levelére (szárazabb élőhelyeken fagyalra), csoportokban rakja le petéit, leggyakrabban 1,5–3 m magasságban. A kikelő hernyók levélből szövedéssel megerősített fészket készítenek, innen járnak csoportosan táplál-

kozni. Igénylik a szűrt fényt, napsütést, azonban a forró nyári időszakot inaktív állapotban töltik (aestiválnak). További táplálkozás nélkül, a talaj szintjén teletelő fészket szőnek, és ott hibernációban töltik a telet. Kora tavasszal, még a kőris lombfakadása előtt elhagyják a téli menedéküket és magányosan folytatják táplálkozásukat, a gypszintben található lágyszárú növényeken, melyek közül a lándzsás útifű (*Plantago lanceolata*), különféle veronika fajok (*Veronica* spp.), pettyezetett tüdőfű (*Pulmonaria officinalis*), valamint a vesszős fagyal szerepel az étrendjükön, feltételezhetően a hasonló alkaloid tartalom miatt. A kőris lombfakadása után fejlődésüket többnyire a kőris leveleinek fogyasztásával fejezik be, majd a fák törzsén bábozódnak. Fejlődésüket kritikus pontja az adultak számára rendelkezésre álló nektárforrás jelenléte, ami a megvilágítási viszonyok, mérsékelt záródás, lékek, szegélyek meglététől függ. Ehhez kapcsolódik a hernyó kezdeti tápnövényének, a kőrisnek a jelenléte, melyből a fiatal egyedek, sarjak előnyt élveznek. A talaj felszínén, szövedékben teletelő hernyók tartós vízborítással, árvizekkel szembeni ellenálló képessége kevésbé vizsgált tulajdonság, de vannak arra mutató jelek, hogy nincsenek felkészülve a hosszabb ideig tartó áradásokra (legfeljebb magas ártéri, keményfás ligeterdei előfordulás). A lombfakadás előtt táplálék után kutató hernyók számára gazdag gypszint szükséges, hogy rátaláljanak azokra a fajokra, melyek lebontására és hasznosítására emésztő enzimszisztémájuk felkészült. Ehhez szükséges olyan záródásihiányos foltok jelenléte az erdőben, melyek kellő mértékű besugárzást kapnak, azonban még védett, meghatározóan erdei környezetnek tekinthetők és nem fagyzugos foltok.

Sápadt szemeslepke (Lopinga achine)

Fokozottan védett faj, mely az aktuális IUCN Vörös Könyv szerint az EU területén és európai szinten egyaránt sérülékeny (VU: Vulnerable) kategóriába került (VAN SWAAY és mtsai 2010a), amit jól tükröz az is, hogy európai elterjedésének egész területén természetvédelmi helyzete rossznak ítéltető, vagy nincs rendelkezésre álló adat felőle. A klímaváltozás hatásainak közepes mértékben kitett (R: climate change risk) fajok közé sorolják (SETTELE és mtsai 2008).

Kevés hazai ismeretünk van életmódjáról és ökológiájáról, egyetlen ismert jelentős népsége az Aggteleki Nemzeti Park területén található, újabban azonban a Beregi-síkról (mind a hazai, mind a kárpátaljai részről – Varga Zoltán írásbeli közlése, 2015), Zalából és az Őrségből is került elő komolyabb populációja, míg Sopron környékéről mára már eltűnt. BERGMAN (2001), KONVICKA és mtsai (2008), valamint STREITBERGER és mtsai (2012) munkái nyomán jól kirajzolódik az az élőhelyi struktúra, illetve kezelési módszer, ami a faj fennmaradásához szükséges. Ezek alapján évente egy generációban rajzó, viszonylag hosszabb

életű (akár három hetet is meghaladó), alkalmas élőhely feltjaitól eléggé ragaszkodó szemeslepke fajról van szó. Hernyója tápnövényben nem kimondottan válogatós, ám előnyben részesít bizonyos sás fajokat (*Carex* spp.), főként olyanokat, melyek inkább a tápanyagban szűkösebb ellátottságú, sok esetben meleg, száraz erdőtalajokat jellemzik. Hazai megfigyelések (Sáfián Szabolcs személyes közlése, 2015) a faj előfordulását rezgő sás (*Carex brizoides*) jelenlétéhez kötik. Az Aggteleki-karszt ritkás gyertyános-tölgyeseiben a hegyi sás (*C. montana*) a tápnövénye (Varga Zoltán írásbeli közlése, 2015). A hernyó félidős állapotban hibernálódik, ilyen célból előszeretettel keresi fel a zombékokat, így bizonyos mértékű elárasztást is el tud viselni. Gyengén záródott koronájú lomboserdők, főleg tisztások, szegélyek és erdei nyiladékok, lékek alkotják az adult példányok kedvelt élőhelyeit, melyek az erdők korábbi gazdálkodási formái, sarjztatás, erdei legeltetés, alomgyűjtés során ritkultak ki. Virágot nem gyakran látogatnak, tápanyag-, folyadék- és oldott só igényüket fák kifolyó nedvével, talajnedvességgel és egyéb, bomló szerves anyag (ürülék, tetemek) látogatásával elégítik ki. Míg a hímek ritkán hagyják el 50 méternél távolabbra kedvelt területüket, a faj diszperziója szempontjából igen fontos, hogy a nőstények mozgási körzete ennél jóval nagyobb, azok 100–300 méterre is elmozdulhatnak, így alkalmas élőhelyekből álló hálózat léte esetén lehetőség van a keveredésre, illetve újabb élőhelyek benépesítésére.

Kis apollólepke (*Parnassius mnemosyne*)

Védett faj, mely az, aktuális IUCN Vörös Könyv szerint az EU területén nem veszélyeztetett (LC: Least Concern), európai szinten viszont veszélyeztetettség közeli (NT: Near Threatened) kategóriába került (VAN SWAAY és mtsai 2010a). Életmódjából és élőhelyi igényeiből fakadóan a klímaváltozás hatásainak közepes mértékben kitett (HR: high climate change risk) fajok közé sorolják (SETTELE és mtsai 2008). Élőhelyi igényeinek komplexitása, a hím és nőstény lepkék eltérő viselkedése, speciális reproduktív sajátosság (a hím a pázás során „erényövet” készít, mely megakadályozza a nőstény további pázásait) és a jelölés-visszafogásos vizsgálatok szempontjából jó kezelhetőség (viszonylag robusztus, masszív felépítés, feltűnő fehér-fekete szín) miatt több vizsgálat is folyt – és zajlik jelenleg is – a faj igényeinek alaposabb megismerése és a megőrzésével kapcsolatos stratégia kidolgozása érdekében (MEGLÉCZ és mtsai 1997, KONVICKA és KURAS 1999, LIIVAMÄGI és mtsai 2013). Ezek alapján jól kirajzolódik a faj életmenete és ökológiai igényeiből fakadó sérülékeny mivolta. A kis apollólepke évente egy nemzedékben rajzik, május-június folyamán találkozhatunk az adult példányokkal (északi és magasabb hegyvidéki populációkban inkább június végén). A hímek sokat mozognak, főleg napsütötte tisztásokon, erdőszegélyeken járőröznek, táplálko-

nak és kutatnak pázásra kész nőstények után. A nőstények kevesebbet mutatkoznak, árnyékosabb helyeken is találkozhatunk velük, pázás után egyenként helyezik el petéiket tápnövényeik, a keltike fajok (*Corydalis* spp.) közelében olyankor, mikor már az elvirágzott tápnövényből többnyire csak annak fonnyadt hajtása található meg. A korábbi hiedelemmel szemben – mely szerint csak véletlenszerűen rakják le petéiket – a vizsgálatok során megállapítást nyert, hogy a nőstény aktívan keresi a tápnövény maradványait – feltehetően illat alapján kutatva. A felmérések alkalmával az is kiderült, hogy bár a keltike fajok tömegesen inkább az erdős területek árnyékosabb feltjait fordulnak elő, a nőstény lepkék petezéshez előnyben részesítik a napsütötte foltokat, lékeket, szegélyeket.

Élőhelyük fennmaradása mindenképpen annak függvénye, hogy a zárt, egykorú állományok és a nagyobb területű, tarvágással megvalósított véghasználatok helyett, a szegélyek szempontjából sokkal kedvezőbb kerület/terület arányú kisebb lékek, sávok, tisztások hálózatának kialakításával történő erdőművelés, illetve a folyamatos erdőborítás biztosítható-e az adott területen. Ideális célkitűzés a vegyeskorú (idős fákat is tartalmazó) elegyes állományok létrehozása lenne, ahol az erdő természetes dinamikájából és a természetes diszturbanciából (is) fakadó lékek megléte az erdő normális velejárója.

Kifejezetten szegélyhez, cserjésekhez kötődő fajok

Sárga gyapjasszövő (*Eriogaster catax*)

Közösségi jelentőségű, védett faj, mely annak ellenére, hogy régóta szerepel a veszélyeztetettség listákon és a legutóbbi időkben az állományok felmérésére igen hatékony módszereket dolgoztak ki (hernyófészkek számlálás), IUCN besorolása jelenleg DD, vagyis adathiányos (korábban EN: Endangered volt). Kétségtelen, hogy életmódjának, élőhely-preferenciájának számos ismeretlen pontja van még, azonban leginkább a vizsgálati módszerek elterjedésének hiánya okozza adathiányos minősítését – még faunisztikai tekintetben is. A lárvális fejlődés részletes elemzését RUF és mtsai (2003), a természetvédelmi vonatkozásokot AMBRUS és SÁFIÁN (2014) összegzik. A lepke szeptember-októberben rajzik, rövid ideig, a szürkületi órákban. A mesterséges fény kevésbé vonzza, fénycsapdával csak igen alacsony határfokkal vizsgálható. A nőstény által egy csomóba lerakott és a potrohszörzettel befedett peték áttelelnek, majd a kökény (*Prunus spinosa*) virágzásakor kelnek ki a hernyók. Táplálkozásukat csoportosan végzik, először a virágokat, rügyeket fogyasztják, később a kökény, egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) és vadkörte (*Pyrus pyraeaster*) leveleit rágják. Közös szövedékben, hernyófészkekben tartózkodnak a harmadik-negyedik stádiumig, ami védelmet és meleget biztosít az egyedeknek, az utolsó stádiumot már egyénileg táplálko-

va, többnyire egy másik tápnövényen fejezik be. Hazai klímán rendkívül melegigényesek, kedvelik a déli kitettséget, a csapadékos, hűvös időjárás megtizedeli állományait. Korábban az erdőssztyepp zóna szegélytársulásaihoz, cserjéseihez ragaszkodó, terület-hű fajnak tekintették, mára azonban legjelentősebb állományainak súlypontja áthelyeződött a spontán cserjésedő xeroterm gyepekre, felhagyott legelőkre, erdő-gyep szegélyterületek cserjésedő, ritkás, mozaikos foltjaira. Fejlődésüknek – melegigényes mivoltuk miatt – csak a becserjésedés korai, még nem záródó stádiuma kedvez, a zártabb állományokból kiszorulanak. Noha a faj – és még sok más, hasonló életmódú és ökológiai igényű társa – nem kifejezetten erdei lepke, élőhelyei mégis erdős területekhez, erdőszegélyekhez kapcsolódnak, és jórészt korábbi erdőirtások eredményeként jöttek létre, főként a középhegységek déli lejtőin.

Keleti lápibagoly (*Arytrura musculus*)

Közösségi jelentőségű, fokozottan védett faj, mely az, aktuális IUCN Vörös Könyv szerint európai szinten nem veszélyeztetett (LC: Least Concern) kategóriába tartozik (www1). Európai elterjedéséről és természetvédelmi vonatkozásairól főleg hazai publikációk állnak rendelkezésre (BARANYI és mtsai 2006, SUM 2014), konkrét mennyiségi adatokat AMBRUS és mtsai (2015) szolgáltatnak. A főként Kelet-Ázsiában elterjedt faj európai népsége szűk területre szorítkozik (Észak-Olaszország, Közép-Európa DK-i része, Kelet-Európa) és elterjedési területe rendkívül szaggatott. Magyarországon a Nyírségből, Debrecen környékéről, a Kis-Balatonról, a Tapolcai-medencéből és a Dél-Dunántúl egyes pontjairól került elő. Élőhelyei mindenütt jó vízellátottságú fűzlápok és láprétek alkotta mozaik-komplexumok. Az évente egy nemzedékben rajzó lepke június második felében jelenik meg és július első felében található meg, egyre gyűrűlő egyedszámban. A mesterséges fény vonzza, ám sokszor nem ül meg a lepedőn, hanem folyton mozog, vagy a fénytől kissé távolabb pihen csak meg. Ritkán található egyszerre nagyobb egyedszámban. Annak ellenére, hogy erőteljes, kitartó repülésre is képes, eddigi megfigyeléseink alapján ragaszkodik élőhelyéhez, a párás, hűvös lappangásokhoz, onnan csak kivételes esetben lehet kicsalogatni mesterséges fényvel. Hernyója nevelési kísérletek alapján reketyefűzet fogyaszt, közepesen fejlett állapotban telet át. Elárasztással szembeni érzékenységet nem ismerjük, de élőhelyéből ítélve nem lehet kizárni azt, hogy valamilyen védekezési mechanizmussal rendelkezik a fulladás ellen. A hasonló élőhelyeken is előforduló nagy fehérsávospap (Neptis rivularis) esetében 3 napig tartó elöntést jelentős mortalitás nélkül átvészeli a hibernálódott hernyók, míg a kimondottan vízparti élőhelyekre specializálódott *Lycaena dispar* esetében ez akár a 28 napot is elérheti (KONVICKA és

mtsai 2002). A keleti lápibagoly nehezen vizsgálható faj, jelenlétének megállapításához feltételezett élőhelyének belsejében található, mozaikos, többé-kevésbé zárt foltokban kell lámpázni.

Záródáshiányos állományok, bokorerdők

Anker-araszoló (*Erannis ankeraria*)

Hazai molyhostölgyeseink egyik kiemelkedő zászlóshajó faja a Magyarországról leírt közösségi jelentőségű, fokozottan védett Anker-araszoló, melyet az aktuális IUCN Vörös Könyv a nem vizsgált (NE: Not evaluated) kategóriába sorol (www1).

Elterjedésének északi határa a Kárpát-medence, populációi a Balkánon át Törökország és Szíria területéig fordulnak elő, népsége azonban igen szakadozott, ahogy élőhelye sem alkot összefüggő zónát. A faj hazai állományainak természetvédelmi jelentőségével (KOROMPAI és KOZMA 2014) foglalkozik, ennek kapcsán országos felmérés is indult a recens elterjedés és állományadatok megállapítására. A felmérések eredményeként tovább finomodott a kép az Anker-araszoló élőhelyi igényeivel kapcsolatban. A faj azokat a bokorerdőket kedveli, ahol az idősebb, méretes molyhos tölgy (*Quercus pubescens*) egyedek laza hálózatot alkotnak, nem érnek össze a koronáik, a Nap a fákat minden irányból megvilágítja, jelentős mértékben besugározva a fák közti száraz gyepet is. A kiritkult fák között legfeljebb gyér újulat és kevés cserje található. Ahol a gyakran kísérő virágos kőris (*Fraxinus ornus*) fel tud verődni és nagyobb árnyékot vet, onnan kiszorul a lepke. Meszes és vulkáni kőzeten kialakult melegkedvelő tölgyesekben egyaránt megfigyelhető. Nem lehet tudni, hogy a faj jelenlétének a természetes, koros molyhos tölgy egyedek jelenléte önmagában feltétele-e, vagy csak amiatt lényeges, hogy maga az állomány régtől fogva jelen legyen a területen, de az bizonyos, hogy a lepke terjeszkedő képessége ugyancsak korlátozott a röpképtelen nőstény miatt. Az Anker-araszoló egyike a kora tavasszal rajzó „téliaraszoló” fajainknak, olykor már február végén megjelenik, amikor még komolyabb fagyok is lehetnek. A fagyzugos helyeket kerüli, népségei a viszonylag védettebb helyeket részesítik előnyben. A szárnyatlan nőstények párzás után a lombkoronába másznak, és a rügyekbe helyezik el petéiket. A hernyók lombfakadáskor kelnek ki és a frissen kifésülő leveleken kezdik meg táplálkozásukat. Május végén az avar alá húzódnak bábozódnak, a nyarat és a telet is ott töltik. A hazai téliaraszoló fajok közt jelentős erdőszeti kártevő fajok is akadnak, melyek rendszeresen – 10–12 évente – komolyabb lombvesztéssel járó tömegszaporodást produkálnak, ami 1–2 év alatt összeomlik, majd csak igen alacsony egyedszámú népség figyelhető meg a lappangási időszakban. Az Anker-araszoló esetében is találkozhatunk a gradációs csúcsok és mélypontok megjelenésével, azon-

ban jóval alacsonyabb egyedsűrűséggel. A lappangási időszakokban pedig a faj egy-egy adott élőhelyen a kimutathatósági határ közelébe kerülhet.

Lápos, tőzeges területek fátlan társulásai

Ezek a mély fekvésű, vízhatású élőhelyeken a fás növényzet – noha klimatikusan erdő lenne a potenciális vegetáció – edafikus okok miatt nem tud felnőni és záródni, tartósan fátlan, illetve csak kisebb facsoportokat, cserjéket tartalmazó (kutyabenge, bokorfüzek), nagyobb mértékben láprétekekkel, mocsárrétekekkel borított területek húzódnak. Az itt élő, veszélyeztetett lápréti lepkefajok közös tulajdonsága, hogy az erdő jelenlétéhez közvetlenül nem kötődnek, állomány alá nem is húzódnak be, csak a nagy nyári forróság elől keresnek menedéket – esetenként a facsoportok, cserjék árnyékában.

Az egyes fajok részletesebb elemzése nélkül, csak felsorolás szinten meg kell említeni a lápréti hangyaboglárka fajokat [vérfű hangyaboglárka (*Maculinea teleius*): VU kategória, védett; sötét hangyaboglárka (*Maculinea nausithous*): NT kategória; védett; szürkés hangyaboglárka /lápréti ökotípus/ (*Maculinea alcon*): LC+NT kategória, védett], az ezüstsávós szénalepkét (*Coenonympha oedippus*): EN+LC kategória, fokozottan védett; a lápi tarkalepkét (*Euphydryas aurinia*): LC kategória, védett; valamint a nagy tűzlepkét (*Lycaena dispar*): LC kategória, védett. A *Maculinea alcon* kivételével mindegyik közösségi jelentőségű faj. A nagy tűzlepke kivételével mindegyik egy nemzedékes faj, hernyó alakban tel el. A hangyaboglárkák *Myrmica* genusba tartozó hangyafajok fészkeiben, védett környezetben élnek obligát szociális parazita életmódot. Az ezüstsávós szénalepke hernyója teleléshez zombékokba húzódik, igényli a több szintes gyep szerkezetet az időszakos vízborítás elviselése érdekében. A lápi tarkalepke hernyói szövedékben, hernyófészkekben telelnek. A nagy tűzlepke áttelelő hernyói képesek a hosszabb ideig tartó vízborítást elviselni.

Egyenesszárnyúak (Orthoptera)

A trópusi területek erdei ökoszisztémáinak egyenesszárnyú együttesei általában kimagasló fajszámokkal és diverzitás-mutatókkal rendelkeznek (FLOREN és mtsai 2001). A mérsékelt övben ezzel szemben mind fajszám, mind sokféleség tekintetében a taxon gyep-lakó fajai vannak túlsúlyban. Magyarországról eddig alig több mint 120 egyenesszárnyú fajt írtak le, ezen belül az érzékeny és ritka fajok részaránya magas, a hazai fauna 25%-a védett, illetve fokozottan védett státuszú. A vegetáció szerkezeti diverzitásának és magasságának növekedése a sáskák fajszámának és denzitás-értékének csökkenését eredményezi (WINGERDEN és mtsai 1992), ebből adódóan az erdőszegélyek, erdei lékek területén főképp szöcskefajok

fordulnak elő. Utóbbiakon belül az érzékeny, természetvédelmi szempontból jelentős, ernyőfajként kezelendő taxonok száma magas (LAMBECK 1997). Ez indokolja, hogy az erdőgazdálkodás során érintett, tartósan fátlan élőhelyek kezelésének tervezésekor az egyenesszárnyú fajok élőhely-választásával és élőhely-indikációjával kapcsolatos eredményeket is figyelembe vegyük. Egyenesszárnyú fajok előfordulnak a zárt erdők lombkoronájában (pl. *Meconema thalassinum*, *Barbitistes serricauda*), illetve gyepszintjében is (pl. *Miramella alpina*, *Pholidoptera griseoptera*), de érzékeny, rekolonizációra nem képes fajaik inkább a termőhelyi viszonyok miatt nem erdősülő tisztások, a mesterségesen fenntartott nyiladékok, valamint a természetes dinamika folytán kialakuló erdei lékek területén jellemzők. Az erdei lékek esetében a tartós fátlanság mikro-élőhelyek hálózatának egészére értelmezendő – a fátlan foltok az erdődinamikának megfelelően változó helyen, de a tágabb élőhelyi környezetben nagyjából azonos összborítással, a taxon egyedei számára átjárható távolságban vannak jelen. Az egyenesszárnyú fajok élőhely-választásában abiotikus és biotikus tényezők egyaránt jelentős szerepet játszanak. Előbbi tekintetében leginkább az élőhelyek hőmérsékleti-, pára- és talajtani viszonyai meghatározók (EL-SHAZLY és SHAHPA 2004). Az egyes fajok jelenlétének és lokális denzitásának fenti tényezőktől való meghatározottsága élettani szempontból energetikai (UVAROV 1977, HOCHKIRCH 1996), valamint petézással és peteéréssel kapcsolatos (JOHNSON és mtsai 1986, KEMP és SANCHEZ 1987) igényekre egyaránt visszavezethető. A tárgyalt erdei élőhelyek esetében a talajtani különbségek – a gyepes élőhelyekhez képest – csak kis mértékben játszanak szerepet az egyes fajok megtelepedésében. A felszín szerepe más szempontból is alárendelt, az energetikai kapcsolatok testfelépítésre, életmódra, viselkedésre gyakorolt hatása leginkább a széleslevelű kétszikűeken való tartózkodásban jelentkezik; az erdei élőhelyekre jellemző fajok egyedeinek levélfelületeken töltött ideje általában messze meghaladja a táplálkozásra fordított időt. Különösen igaz ez a nőstényekre, melyek magas léghőmérséklet esetén – a peteérés gyorsítása céljából – a hímeknél is több időt töltenek a magasabb helyzetű leveleken (HOCHKIRCH 2000). Ez esetben az energetikai kapcsolatok – szemben azzal, mikor az energia-felvétel közvetlenül a talajfelszínről történik – nem választhatók el a növényzet-architektúra meghatározó szerepétől (FIELDING és BRUSVEN 1993). KENYERES (2010) eredményei szerint az élőhelyi igényre alapozott, gyep-erdő határon megnyilvánuló szegélyhatás nagyon markánsan jelenik meg az arbusticol *Pholidoptera griseoptera* és a pratinicol *Pholidoptera fallax* ellentétes tendenciájú, a növényzet C, B, illetve A szintjeinek borítás-értékével összefüggő egyedszám-változásaiban. Az utóbbi tények már arra világítanak rá, hogy az egyenesszárnyú fajok jelenlétét, állomány nagyságát, elterjedését – különösen a

szöcskék esetében – a biotikus tényezők is nagymértékben meghatározzák. A növényzethez kapcsolódó tisztán biotikus tényezők közül elsőként kell kiemelni a táplálkozási kapcsolatokat. Az egyes egyenesszárnyú fajok denzitása és bizonyos növényfajok borítás-értékei közötti korrelációk egy része tápnövény-függésnek definiálható (SMITH és CAPINERA 2005). Fitofág szöcskefajok kétszikű preferenciára épülő specializált táplálkozása a hazai irodalomból is ismert (VARGA 1999). KENYERES és mtsai (2004), valamint BAUER és KENYERES (2006) szignifikáns pozitív korrelációt mutatott ki a mezofil jellegű [WB 4–6 értékkel szereplő fajok in BORHIDI (1995)] kétszikű lágyszárú növényfajok összborítása és a gyeplakó *Isophya costata* állománymérete között. A finom szövetű egyszikűek (pl. *Dactylis glomerata*, *Brachypodium pinnatum*) preferálása a táplálék-választásban több mezofil igényű sáskafaj esetében is igazolt (CORCKET és mtsai 2003), a sáskák tápnövény-preferenciája ugyanakkor jóval gyengébb, mint az a szöcskéknél tapasztalható (GARDINER és HILL 2004).

A biotikus tényezők közül a predáció egyenesszárnyú fajok jelenlétére, állományméretére, elterjedésére gyakorolt hatását sokáig lebecsülték. Az eredmények szerint azonban a reggel 6 és 8 óra közötti időszakban az egyenesszárnyúak predáció eredetű mortalitási rátája elérheti a 10%-ot; a predátor-szervezetek közül kiemelkedő a madarak szerepe (BELOVSKY és mtsai 1990). Az erdei élőhelyeken előforduló szöcskefajok zömének jellemzően zöld színe és rejtőzködést szolgáló viselkedése egyértelműen a predáció valós jelentőségére utal. A szegély-élőhelyek és lékek jelentősége a predáció irányából is megfogható: a kis élőhely-foltok hálózata biztonságosabb a predátorokkal szemben, mint az önálló nagy foltok jelenléte (BÁLDI és KISBENEDEK 1999).

Az egyenesszárnyúak fenti ökológiai jellemzői alapján nem meglepő az a bevezetésben említett tény, mely szerint az erdőszegélyek, gyeperdő mozaikok, nyiladékok, tisztások és lékek számos érzékeny, természetvédelmi szempontból jelentős fajnak szolgálnak élőhelyül.

Stys-tarsza (*Isophya stysi*)

A Kárpát-medence keleti felében elterjedt, fokozottan védett, közösségi jelentőségű *Isophya stysi* fajnak kisméretű, izolált előfordulásai ismertek a Zempléni-hegység, a Szatmár–Beregi-sík, valamint a Fekete-Körös térségéből. Élőhelyei általában kaszált erdei tisztások, erdőszéli rétek, árnyékolt, üde magaskórósok (ORCI és mtsai 2007, NAGY és RÁ CZ 2014a).

Kárpáti tarsza (*Isophya camptoxypha*)

A védett *Isophya camptoxypha* kárpát-medencei endemizmus. Magyarországon a Soproni-hegységben (NAGY és mtsai 2003), a Kőszegi-hegységben (SZÖ-

VÉNYI és NAGY 1999), az Őrségben (NAGY és SZÖVÉNYI 1997), a Mecsekben (VADKERTI és mtsai 2003), valamint a Villányi-hegységben (NAGY és NAGY 2000) fordul elő. KENYERES és BAUER (2005) a faj élőhely-választásához kapcsolódó vizsgálatainak eredményei szerint az erdőterületek gyeperdő és alsó cserjeszintjének azon foltjain fordul elő, ahol magas vagy közepesen magas termetű, széles levelű (főleg kétszikű) mezofil erdei növényfajok uralkodnak (pl. *Salvia glutinosa*, *Stachys sylvatica*, *Impatiens parviflora*, *Urtica dioica*, *Rubus fruticosus*, *Circaea lutetiana*). Ez utóbbiak az azok területén jellemző fénytöbbletből fakadóan az erdei lékek és erdőszegélyek területén a legjellemzőbbek.

Illír tarsza (*Isophya modestior*)

A védett *Isophya modestior* állományai a Bulgária, Macedónia és Románia déli területeit magába foglaló elterjedési centruma mellett izolált előfordulásokkal megtalálhatók Szerbia és Montenegró, Olaszország, Ausztria és Magyarország területén (HELLER 2004). Magyarországon a Mecsekben és a Villányi-hegységben (NAGY és NAGY 2000, ORCI és mtsai 2007) élő jelentős állományain túl kifejezetten ritka: kis, izolált állományokkal előfordul a Kőszegi-hegységben (SZÖVÉNYI és NAGY 1999), a Vértesben (ORCI és mtsai 2007), valamint a Tapolcai-medencében (BAUER és KENYERES 2006). A faj élőhelyére vonatkozó ismeretek alapján a kétszikű, lágyszárú fajokban gazdag félárnyékos erdőtisztások gyepei látszanak optimálisnak.

Erdélyi avarszöcske (*Pholidoptera transsylvanica*)

A Balkán-félsziget északkeleti és a Kárpát-medence keleti felére korlátozódó elterjedésű, védett, közösségi jelentőségű *Pholidoptera transsylvanica* Magyarországon az Aggteleki-karszt, a Zempléni-hegység, valamint a Beregi-síksághoz tartozó Kaszonyi-hegy területén fordul elő. A faj fő élőhelyét ugyancsak erdei tisztások, magaskórósok, cserjés szegélyek jelentik (NAGY és RÁ CZ 2014b). Előfordulási helyein a vizsgálati eredmények szerint az élőhely-hálózatok folyosóinak megőrzése csaknem olyan jelentőségű, mint az izolált állományokat magukba foglaló foltok megőrzése (JORDÁN és mtsai 2003, BENEDEK és mtsai 2009, 2011).

Büjkáló avarszöcske (*Pholidoptera littoralis*)

A kiemelkedő állatföldrajzi jelentőségű, védett *Pholidoptera littoralis* Erdély hegyvidékeinek hatásaként a Fekete-Körös-menti keményfás ligeterdőkben fordul elő – jelenlegi ismereteink szerint nagyon lokálisan (NAGY és SZÖVÉNYI 1999, NAGY és mtsai 2000a). A rejtőzködő életmódú faj élőhelyeit üde ligeterdők cserjésedő erdőszegélyei, valamint magaskórós jelle-

gú, dús növényzettel jellemezhető gyepszintje és tisztásai jelentik (NAGY és mtsai 2000b).

Erdélyi virágszöcske (*Leptophyes discoidalis*)

Szintén a balkáni-erdélyi hatásnak köszönhetően van jelen a hazai faunában a védett *Leptophyes discoidalis* – a legtöbb esetben a Kárpátok irányából jövő folyók mentén található előfordulásokkal (NAGY és SZÖVÉNYI 1999, SKEJO és STANKOVIĆ 2013). Fő élőhelyeit erdőterületek patakmenti magaskórósai, illetve cserjésedő, dús növényzetű gyepes erdőszegélyei jelentik (NAGY és SZÖVÉNYI 1999, NAGY és mtsai 1999).

Vöröslábú hegyisáska (*Odontopodisma rubripes*)

A Kárpát-medence keleti felén szubendemikus, védett, közösségi jelentőségű *Odontopodisma rubripes* hazánkban a Szatmár–Beregi-síkon fordul elő, valamint izolált előfordulása ismert a Bátorligeti-láp területéről (NAGY és mtsai 2010). A faj élőhelyeit elsősorban dús növényzetű – gyakran vízállásos – üde, erdőtisztás helyzetű gyepes, vagy cserjés erdőszegélyek jelentik (NAGY és RÁCZ 2014c).

Összegezve elmondható, hogy az erdei lékek és erdőszegélyek jellemző egyenesszárnyú fajai nagyrészt (1) thamnobiont, illetve arbusticol röpképtelen szöcskefajok, (2) növényi táplálékot fogyasztanak, (3) üde (hűvös-nedves) mikroklímát igényelnek, (4) sérülékeny, törékeny testfelépítésűek, (5) lassú mozgásúak, kis mobilitásúak, (6) mikroélőhelyeiken rekolonizációra nem képesek.

A korábbi erdőgazdálkodás befolyása a fátlan élőhelyek érzékeny fajaira

Lepkék (Lepidoptera)

Hazánk erdővel való borítottsága a honfoglalás korában és azt követően a jelenlegi mértéknél jóval nagyobb lehetett, kivételt képeztek az erdőszűltség alól a nyilvánvalóan rendszeresen és huzamosabb ideig vízborította alföldi, mély fekvésű árterületek, láp- és mocsárvidékek, valamint – feltehetően – az extrém kiettség és a talajviszonyok miatt beerdősülésre alkalmatlan, sziklás, meredek lejtők. Ehhez képest a földművelésre kiszakított, égetéssel és egyéb erdőirtással fátlaná tett (majd időszakonként felhagyott) területek nagysága, aránya hosszabb ideig elenyésző lehetett a természetes erdők arányához képest, annak ellenére is, hogy ez a folyamat már a bronzkortól kezdetét vette. Az erdők fő haszonvétele a vadászat és erdei legeltetés, valamint bizonyos mennyiségű

építési és tűzifa anyag nyerése volt, ami nem befolyásolta lényegesen az erdők részarányát és jellegük megváltoztatását se okozta. A középkortól alkalmazott erdőhasználatok – vadászat fontossága továbbra is jelentős – már egy kiterjedésében mindenképp fogyó, a mezőgazdasági, szőlő- és gyümölcsstermesztési igények miatt csökkenő területű erdőszűltségre koncentráltak, amit különösen a török hódoltság idején a megnövekedett harci cselekmények is tovább romboltak. A kialakuló városok körül a tűzifaigény biztosítására bizonyosan rövidebb, lecsökkent élettartamú, sarjerdőként használt állományok jöttek létre, melyek fafajösszetétele is módosulhatott a későbbiekben (cser, gyertyán előretörése). A többszöri sarjztatás az állományok egészségi állapotának szükségszerű leromlásához vezet, a jelentős mértékű sebzéseken utat találó kórokozók és károsítók miatt, azonban – mértékkel alkalmazva – szinte folyamatos erdőborítást ad és a felnyíló állományok igen sok gyepszinti és lékekhez kapcsolódó faj számára huzamosabb időre alkalmas élőhellyé teszik az erdőt. Az erdei legeltetés bizonyos, hogy egy további jelentős erdőátalakító tényező volt, mely a zártabb állományok felnyílásához vezetett. Ez lényegében nem idegen attól a folyamatától, ami egy elegyes, természetes koreloszlásában az erdőalkotó fák teljes élettartamát felölelő, „öserdő” esetében tapasztalható, ahol a természetes úton elpusztuló idős, méretes fák nyomán kialakult lékek folyamatosan változó helyen, de hozzávetőlegesen állandó valószínűséggel, egymástól elérhető távolságra levő hálózatban rendelkezésre állnak.

Összességében valószínűnek tűnik, hogy a korábbi időszakok erdőhasználat, erdőgazdálkodása során az erdők rovására nagyobb arányban jelentek meg füves területek, és magukban az erdőkben is létrejöttek gyepes foltok, illetve kerültek fenntartásra, továbbá növekedhetett az olyan területek aránya, ahonnan az erdőirtás után már spontán módon nem tudott a faállomány visszaalakulni. Ezek a folyamatok, valamint a sarjztatásos használat és legeltetés nagy valószínűséggel növelték azon lepkefajok életterét és előfordulási gyakoriságát, melyek erdő-gyep mozaik komplexumokhoz (korábban lékek, szegélyek), valamint kimondottan gyepes területekhez kötődtek, továbbá lehetővé tették egyes gyepszinti fajok behatolását az erdőállományokba. Egyes szerzők kimondottan előnyösnek találták a sarjztatásos üzemmódot az erdőben előforduló, jellemzően gyepszinthez kötődő lepkefajok diverzitása szempontjából (FARTMANN és mtsai 2013).

Egyenesszárnyúak (Orthoptera)

A gépesítést megelőző erdőgazdálkodás – a bizonyos időszakokban mégoly erőteljes erdőkiélések ellenére is – történeti tények és indirekt bizonyítékok alapján egyaránt kedvezett a fent bemutatott, érzékeny, kis mobilitású, természetvédelmi szempontból jelentős értéket képviselő egyenesszárnyú fajok élőhely-meg-

őrzésének. A fajok mai elterjedési képe alapján az említett időszakban a természetes erdőszerkezet részét képező lékekből, kaszált tisztásokból, cserjés erdőszegélyekből és nyiladékokból álló élőhely-hálózat nagy területen állt rendelkezésre a Kárpátok, a Dinári-hegység és az Alpok irányából érkező színező elemek alacsonyabb tengerszint feletti magasságú területekre való – mobilitási képességeik alapján lépőköveket használó lassú penetráció útján történő – benyomulásához. Ennek megfelelően a hazai erdei élőhelyek legfontosabb egyenesszárnyú állományait ma zömmel kárpáti, illetve más montán fajok izolált, sokszor egymástól nagy (mobilitásuk alapján átjárhatatlan) távolságra lévő előfordulásai jelentik. Különösen látványosan jelentkezik ez a balkáni–kis-ázsiai szétterjedési centrummal jellemezhető *Isophya* genus esetében (VARGA 1971). A Kárpát-medence erdei élőhely-komplexumaiban napjainkban előforduló *Isophya* fajok ősei, illetve a szélesebb elterjedésű és ökológiai toleranciájú fajok a balkáni–kis-ázsiai centrum felől a Kárpát-medencébe feltételezhetően elsősorban az „illír–dacikus harapófogó” (VARGA 2002) útvonalai mentén nyomultak be és élőhely-választásuktól, mobilitási képességüktől, valamint area-kiterjesztésük mértékétől függően őrizték meg geno- és fenotípusos jellemzőiket, vagy következett be radiációjuk. A habitat-preferencia terén a természetes erdei lékek növényzetéhez kötődést mutató (KENYERES és BAUER 2005) *Isophya camptoxypha* jelenlegi elterjedése például lefedi a Kárpátok ívét és az Erdélyi-középhegységet, továbbá a Keleti-Alpok peremterületein és az ezzel érintkező magyarországi területeken (Közszegi-hegység, Órség), illetve a Mecsekben is jelen van (ORCI és mtsai 2007). A szintén az erdei élőhely-komplexumok gyepes, cserjés foltjaihoz kötődő *Isophya modestior* és *Isophya stysi* a balkáni elterjedési centrumból szétterjedő közös őse a Kárpát-medence keleti és nyugati felén két vikariáns fajjává vált szét: előbbi faj a Kárpát-medence nyugati felében fordul elő, a dacikus ágat utóbbi foglalja el és a Duna vonalától K-re tekinthető endemikusnak (VARGA 2002).

A jelenlegi gazdálkodási gyakorlat hatása a fátlan élőhelyek érzékeny fajaira

Lepkék (Lepidoptera)

Az ipari célra termelt, minőségi, méretes faanyag, illetve a fűtési célra, rövid vágásfordulóban kitermelésre kerülő mennyiségi fatermés kitermelése érdekében az állományok maximális életkora jelentős mértékben az állományalkotó fajok maximális életkora alatt marad (a lehető legnagyobb mértékű

növedék elérése érdekében), így csonka koreloszlásúvá váltak mai erdeink, hiányoznak belőlük a valóban idős fák. Ezek hiányában a természetes lékek kialakulásának az esélye jelentős mértékben lecsökkent, így a lékekhez alkalmazkodott fajok számára szükséges természetes élőhelyek beszűkültek. Ez alól kivételt jelent az erdei utak, feltáró nyomok, erdőtag határok fátlan állapotban tartása, ami kétségtelenül a modern erdőgazdálkodás hozadéka. Az üzemszerű, vágásos üzemmódok kiterjedt alkalmazásával a koreloszlás igen nagy mértékben homogenizálódott, az egy-egy állományon belüli változatosság lecsökkent, a mikro-élőhelyi változatosság helyett a nagyobb méretű, egyveretű foltok (erdőrészletek) közti változatosság szintjére csúszott át a hangsúly. A vágásterületek koncentrációja az időszakosan fátlan élőhelyek erdős környezetbe való illeszkedését, a szegélyhatás érvényesülését erősen lerontja. A vágásos üzemmódú erdőművelés sok esetben párosul a mesterséges felújítással is, ami – egy rövid időszakra – az erdő jelleg megszűnése (talajelőkészítés, csemeteültetés, ápolási munkák) után, egy mesterségesen kialakított fajaj összetételű és a fajon belül is egy igen leszűkített genetikai diverzitású állomány létesítésével jár, ami tovább növeli a homogenizálódást. Az erdő jelleg átmeneti megszűnése fajok lokális kipusztulását is okozhatja. Bizonyos, főként a szukcessziós stádium korai és átmeneti szakaszához tartozó pionír jellegű fajok és egyéb elegyfajok nagy mértékben kiszorulnak a kezelt állományokból a faanyag kihozatal szempontjából preferált fajokhoz képest. Ez a természetes erdőtársulások fajajösszetételének és dinamikájának teljes felborulását jelenti, az erdei életközösségek természetes folyamatainak gazdasági érdekből való visszaszorítása által. Összességében tehát a fajok és koreloszlás tekintetében való homogenizálás, a tér- és időbeli változatosság léptékének eltolása, valamint az állományok életkorának lecsökkentése és a természetes szukcessziós folyamatok mesterséges blokkolása jelentős mértékű élőhelyi változatosság csökkenéssel, különösképpen pedig az erdei lék jellegű foltok beszűkülésével jár az erdészeti munkák hatékonyságának megnövekedése, gépesítése óta. Nem véletlen, hogy pontosan azok a fajok kerültek veszélyeztetettségi, vagy akár lokális kipusztulás közeli helyzetbe, melyek az ilyen élőhelyek meglétét igényelnék.

Egyenesszárnyúak (Orthoptera)

A fent bemutatott élőhelyi igényeik miatt az érzékeny egyenesszárnyú fajok az erdei élőhely-komplexumok területén belül általában tisztásokon vagy azokon a szegély-, illetve sziget jellegű foltokon fordulnak elő, ahol a növényzetben a magas, vagy közepesen magas termetű, széles levelű (főleg kétszikű) mezofil erdei fajok uralkodnak (KENYERES és BAUER 2005). A fenti típusokba tartozó foltok nagyszámú előfor-

dulása kifejezetten extenzív módon végzett szálaló gazdálkodás esetén lenne biztosítható, azok jelenléte napjaink intenzív, gépesített erdőgazdálkodásával nehezen összeegyeztethető. A természetes lékek jellemző élőhelyfoltok napjainkban már igen ritkák (az egykorú, gyakran elegyetlen, kis mértékben elegyes erdőállományokban a gypszint és cserjeszint sokszor homogén, nagyfoltos jellegű). Amennyiben a széles levelű lágyszárú növényfajok fénytöbblet miatt kialakuló, természetes/természetszerű szerkezetű foltjai visszaszorulnak (pl. felszámolás, aranyvesszősödés stb. útján) az ezen élőhelyekhez kötődő ritka, természetvédelmi szempontból jelentős egyenesszárnyú fajok lokális állományainak mérete drasztikusan lecsökken, illetve azok – a fajok gyenge mobilitása miatti rekolonizáció-képtelenségük okán: véglegesen – megsemmisülnek. Amennyiben a területkezelés nem teszi lehetetlenné, úgy – egyre gyakrabban előforduló jelenségként – a fenti fajok hasonló növényzet- és élőhely-szerkezettel jellemezhető másodlagos lékek területére (BAUER és KENYERES 2006) szorúlnak. Ilyenek például az erdei utak mentén, erdei pihenőhelyeknél, források, erdőszélek közelében kialakított/kialakuló sáv, illetve foltos erdőszéli magaskórósok – melyekben sokszor ugyanazon fajok tömegesek, mint az erdő jobb fény- és vízellátottságú részterületeinek gypszintjében (KENYERES és BAUER 2005). A tapasztalatok szerint az erdei élőhelyekhez kötődő érzékeny egyenesszárnyú fajok másodlagos élőhelyeken való megtelepedését/fennmaradását az optimális élőhely-foltokhoz képest jóval alacsonyabb egyedszám jellemzi. Ez nagyfokú hasonlóságot mutat a kétszikű növényfajokban gazdag kaszálórétekhez, sztyepprétekhez és löszgyepekhez kötődő *Isophya costata* élőhely-választásának vizsgálata során tapasztaltakkal. A fokozottan védett, közösségi jelentőségű rovar a fő habitatján (kétszikű növényfajokban gazdag, jó állapotú kaszálórétek) kívül, az azzal érintkező, számára szuboptimálisnak tekinthető gyepekben is gyakran megtelepszik és ott a táplálékbázis (mezofil szövet-szerkezetű növényfajok) minőségétől és mennyiségétől függő méretű másodlagos állományokat hoz létre (KENYERES és mtsai 2004). Ez is megerősíti azt a tényt, mely szerint az egyenesszárnyúak esetében az egyes habitatok szerkezetének hatása nem csak az egyenesszárnyú-együttesek fajösszetételében, hanem az egyes fajok relatív abundanciájában is megjelenik (KEMP és mtsai 1990).

A fentiek alapján a fátlan élőhelyek egyenesszárnyú fajainak megőrzését szolgáló stratégiaként a mind nagyobb számú és területi kiterjedésű természetes szerkezetű és dinamikájú erdőfoltok fenntartása nevezhető meg – különösen a védett, illetve közösségi jelentőségű fajok igazolt előfordulásaival bíró erdő-

részletekben. Ez a fenti fajok potenciális élőhelyeinek hálózatát fenntartva biztosíthatja a természetvédelmi szempontból jelentős fajok megőrzését. Ennek az élőhely-hálózatnak a nagy területeken és rendszeresen megtörténő felszámolása a természetvédelmi értékek hosszú távú és visszafordíthatatlan sérülésével járhat (érzékeny fajok eltűnése, lokális biodiverzitás csökkenése).

Kívánatos kezelési, gazdálkodási alternatívák

Annak ellenére, hogy jelentős mértékben eltérhet a bemutatott két csoport életmódja és túlélési stratégiája, az erdős területek fátlan zárványaihoz és szegélyeihez kötődő, speciális igényű fajok megőrzéséhez nagyjából azonos élőhelyi feltételek biztosítása szükséges – amihez értelemszerűen hasonló kezelési eljárások, gazdálkodási módszerek vezetnek el.

Ezek közül elsődleges jelentősége van az alábbiaknak, fontossági sorrend szerint:

- Természetes szerkezetű és dinamikájú erdőfoltok fenntartása.
- Egykorú, homogén gypszintű erdőállományok nagy kiterjedésben való kialakításának kerülése.
- Az adott részlet területén védett, fokozottan védett, vagy közösségi jelentőségű speciális élőhely-választású egyenesszárnyú, vagy lepke faj jelenléte esetén szálaló üzemmód, vagy csoportos, lékes felújítás alkalmazása.
- Védett, fokozottan védett, vagy közösségi jelentőségű speciális élőhely-választású egyenesszárnyú, vagy lepke faj jelenléte esetén rakodó vagy depónia kialakítása, illetve közelítés során a magaskórós jellegű, illetve kétszikűekben gazdag lékek, erdőszegélyek, tisztások kímélete.
- Az állománynevelések során a nyiladékokon és állomány széleken meglévő erdőszegélyek fenntartása, illetve azok létrejöttének elősegítése.
- Tájhonos fafajú állományokban található erdei lék jelenléte esetén a véghasználat során a mikroélelőhely megtartása – az árnyékolás megmaradását biztosító módon (másfél–két famagasságnyi szélességű puffer sáv fenntartásával).
- A tisztások fátlan állapotban tartása, tisztásként való további nyilvántartása.
- Tisztásokon, irtásréteken az azok fennmaradását szolgáló extenzív tájhasználat (mozaikos, kézi, vagy kigépes kaszálás) megvalósítása.
- Kaszálás alkalmazása esetén annak kezdési időpontja ne essen július közepénél korábbra, vagy legyen mozaikos, illetve igazodjon az ott előforduló releváns fajok igényeihez.

Irodalomjegyzék

- AMBRUS, A. és SÁFIÁN, SZ. (2014): *Sárga gyapjasszövő Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758). – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 333–335.
- AMBRUS, A., SZABADFALVI, A., KŐRÖSI, Á. és PATALENSZKI, A. (2015): A fokozottan védett keleti lápipagoly (*Arytrura musculus*) jelölés-visszafogásos populációvizsgálata egy természetkárosítási ügy kapcsán. – *Természetvédelmi Közlemények* **21**: 1–9
- ÁBRAHÁM, L. és SUM, SZ. (2014): *Díszes tarkalepke Euphydryas maturna* (Linnaeus, 1758). – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 327–332.
- BÁLDI, A. és KISBENEDEK, T. (1999): Orthopterans in small steppe patches: an investigation for the best-fit model of the species-area curve and evidences for their non-random distribution in the patches. – *Acta Oecologica* **20**: 125–132.
- BARANYI, T., JÓZSA, Á. Cs. és BERTALAN, L. (2006): *Arytrura musculus* (Ménétriés, 1859). – In: VARGA, Z. (szerk.): Natura 2000 fajok kutatása I. – Natura 2000 species studies I. Dél-Nyírség-Bihari Tájvédelmi és Kulturális Értékkörző Egyesület, Debrecen, pp. 71–87.
- BAUER, N. és KENYERES, Z. (2006): Habitat preference studies of some species of the genus *Isophya* Brunner von Wattenwyl, 1878 (Orthoptera: Phaneropteridae) in the western part of the Carpathian Basin. – *Journal of Orthoptera Research* **15**(2): 175–185.
- BELOVSKY, G. E., SLADE, J. B. és STOCKHOFF, B. A. (1990): Susceptibility to predation for different grasshoppers: an experimental study. – *Ecology* **71**: 624–634.
- BENEDEK, ZS., NAGY, A., RÁCZ, I. A., JORDÁN, F. és VARGA, Z. (2009): Az erdélyi avarszöcske (*Pholidoptera transsylvanica*, Fischer Waldheim, 1853) élőhelyhálózatának változásai az Aggteleki karszton. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 369–380.
- BENEDEK, ZS., NAGY, A., RÁCZ, I. A., JORDÁN, F. és VARGA, Z. (2011): Landscape metrics as indicators: Quantifying habitat network changes of a bush-cricket *Pholidoptera transsylvanica* in Hungary. – *Ecological Indicators* **11**: 930–933.
- BERGMAN, K.O. (2001): Population dynamics and the importance of habitat management for conservation of the butterfly *Lopinga achine*. – *Journal of Applied Ecology* **38**: 1303–1313.
- BORHIDI, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. – *Acta Botanica Hungarica* **39**(1–2): 97–181.
- CORCKET, E., CALLAWAY, R. M. és MICHALET, R. (2003): Insect herbivory and grass competition in a calcareous grassland: results from a plant removal experiment. – *Acta Oecologica* **24**: 139–146.
- EL-SHAZLY, M. M. és SHAHPA, W. M. (2004): The structure and host plant selection of an acridid community on the edge between a desert- and an agro-ecosystem in Egypt. – *Environmental Informatics Archives* **2**: 564–588.
- FARTMANN, T., MULLER, C. és PONIATOWSKI, D. (2013): Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. – *Biological Conservation* **159**: 396–404.
- FIELDING, D. J. és BRUSVEN, M. A. (1993): Grasshopper (Orthoptera: Acrididae) Community Composition and Ecological Disturbance on Southern Idaho Rangeland. – *Environmental Entomology* **22**: 71–81.
- FLOREN, A., RIEDE, K. és INGRISCH, S. (2001): Diversity of Orthoptera from Bornean lowland rain forest trees. – *Ecotropica* **7**: 33–42.
- FREESE, A., BENES, J., BOLZ, R., CIZEK, O., DOLEK, M., GEYER, A., GROS, P., KONVICKA, M., LIEGL, A. és STETTNER, C. (2006): Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. – *Animal Conservation* **9**: 388–397.
- GARDINER, T. és HILL, J. (2004): Feeding preferences of *Chorthippus parallelus* (Orthoptera: Acrididae). – *Journal of Orthoptera Research* **13**(2): 197–203.
- HELLER, K.-G. (2004): *Fauna Europaea: Orthoptera*. Fauna Europaea version 1.1, <http://www.faunaeur.org>
- HOCHKIRCH, A. (1996): Habitat preferences of grasshoppers (Orthoptera: Acridoidea, Eumastacoidea) in the East Usambara Mts., NE Tanzania, and their use for bioindication. – *Ecotropica* **2**(2): 195–217.
- HOCHKIRCH, A. (2000): Leaf or stem? – genderspecific differences in the whereabouts of *Rhainopomma usambaricum* (Ramme, 1929) (Orthoptera: Acridoidea: Lentulidae). – *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie* **12**: 459–462.
- JOHNSON, D. L., ANDREWS, R. C., DOLINSKI, M. G. és JONES, J. W. (1986): High numbers but low reproduction of grasshoppers in 1985. – *Canadian Agricultural Insect Pest Review* **63**: 8–10.
- JORDÁN, F., BÁLDI, A., ORCI, K. M., RÁCZ, I. és VARGA, Z. (2003): Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* metapopulation. – *Landscape Ecology* **18**: 83–92.
- KEMP, W. P. és SANCHEZ, N. E. (1987): Differences in post diapause thermal requirements for eggs of two rangeland grasshoppers. – *The Canadian Entomologist* **119**: 653–661.
- KEMP, W. P., HARVEY, S. J. és O' NEILL, K. M. (1990): Patterns of vegetation and grasshopper community composition. – *Oecologia* **83**: 299–308.
- KENYERES, Z. (2010): *Egyenesszárnyú (Orthoptera) fajok és együttessék a Bakonyvidéken*. – Doktori (PhD) értekezés, Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, Debrecen, 118+30 pp.
- KENYERES, Z. és BAUER, N. (2005): Untersuchung des Lebensraumes von *Isophya camptoxypha* (Fieber, 1853) im Kőszeger Gebirge (Westungarn). – *Articulata* **20**(1): 1–15.
- KENYERES, Z., BAUER, N. és SZÖVÉNYI, G. (2004): Az *Isophya costata* Brunner von Wattenwyl, 1878 (Orthoptera: Tettigonidae) élőhelyválasztásának és állományainak vizsgálata érintkező gyepekben (Káli-medence, Sásdi-rét). – *Természetvédelmi közlemények* **11**: 241–250.
- KONVICKA, M. és KURAS, T. (1999): Population structure, behaviour and selection of oviposition sites of an endangered butterfly, *Parnassius mnemosyne*, in Litovelské Pomoraví, Czech Republic. – *Journal of Insect Conservation* **3**: 211–223
- KONVICKA, M., NEDVED, O. és FRIC, Z. (2002): Early-spring floods decrease the survival of hibernating larvae of a wetland-inhabiting population of *Neptis rivularis* (Lepidoptera: Nymphalidae). – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **48**: 79–88.
- KONVICKA, M., NOVAK, J., BENES, J., FRIC, Z., BRADLEY, J., KEIL, P., HRCEK, J., CHOBOT, K. és MARHOUL, P. (2008): The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: habitat use, demography and site management. – *Journal of Insect Conservation* **12**: 549–560.
- KOROMPAL, T. és KOZMA, P. (2014): *Anker-araszoló Erannis ankeraria* (Staudinger, 1861). – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Na-

- tura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 297–299.
- LAMBECK, R. J. (1997): Focal species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. – *Conservation Biology* **11**(4): 849–856.
- LIIVAMÄGI, A., KUUSEMETS, V., LUIG, J. és KASK, K. (2013): Changes in the distribution of Clouded Apollo *Parnassius mnemosyne* (Lepidoptera: Papilionidae) in Estonia. – *Entomologica Fennica* **24**: 186–192.
- MEGLE CZ, E., PECSENYE, K., PEREGOVITS, L. és VARGA, Z. (1997): Effects of population size and habitat fragmentation on the genetic variability of *Parnassius mnemosyne* populations in NE Hungary. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **43**: 183–90.
- NAGY, A. és NAGY, B. (2000): The Orthoptera fauna of the Villány Hills (South Hungary). – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **10**: 147–156.
- NAGY, A. és RÁCZ, I. A. (2014a): *Štyrs-tarsza Isophya stysi Čejchan, 1957*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 193–194.
- NAGY, A. és RÁCZ, I. A. (2014b): *Erdélyi avarszöcske Pholidoptera transsylvanica (Fischer, 1853)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 195–197.
- NAGY, A. és RÁCZ, I. A. (2014c): *Vöröslábú hegyisáska Odontopodisma rubripes (Ramme, 1931)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 200–201.
- NAGY, A., KISFALI, M., SZÖVÉNYI, G., PUSKÁS, G. és RÁCZ, I. A. (2010): Distribution of Catantopinae species (Orthoptera: Acrididae) in Hungary. – *Articulata* **25**(2): 221–237.
- NAGY, B. és SZÖVÉNYI, G. (1997): Orthopteroid insects of Őrség landscape conservation area (Western Hungary). – *Savaria* **24**(2): 7–23.
- NAGY, B. és SZÖVÉNYI, G. (1999): A Körös-Maros Nemzeti Park állatföldrajzilag jellegzetes Orthoptera fajai és konzerváció-ökológiai viszonyaik. – *Természetvédelmi Közlemények* **8**: 137–160.
- NAGY, B., RÁCZ, I. A. és VARGA, Z. (1999): *The Orthopteroid insect fauna of the Aggtelek Karst Region (NE Hungary) referring to zoogeography and nature conservation*. – In: MAHUNKA S. (szerk.): The Fauna of the Aggtelek National Park. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 83–102.
- NAGY, B., ORCI, K. M. és SZÖVÉNYI, G. (2000a): *Pholidoptera littoralis* (Fieber, 1853) – Bujkáló avarszöcske Magyarország faunájára új Orthoptera faj. – *Folia Entomologica Hungarica* **61**: 245–261.
- NAGY, B., SZÖVÉNYI, G. és ORCI, K. M. (2000b): A *Pholidoptera littoralis* (bujkáló avarszöcske) tiszántúli populációjának ökológiai és etológiai viszonyai. – *Crisicum* **3**: 165–174.
- NAGY, B., HELLER, K.-G., ORCI, K. M. és SZÖVÉNYI, G. (2003): Neue Daten zum Vorkommen von *Isophya*-Arten (Orthoptera: Tettigonioidae) im östlichen Alpenvorland. – *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* **76**: 161–172.
- ORCI, K. M., PECSENYE, K., SZÖVÉNYI, G., VADKERTI, E., NAGY, B., RÁCZ, I. és VARGA, Z. (2007): *A magyarországi tarszafajok*. – In: FORRÓ, L. (szerk.): A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 47–57.
- RUF, C., FREESE, A. és FIEDLER, K. (2003): Larval sociality in three species of central-place foraging lappet moths (Lasiocampidae): a comparative survey. – *Zoologischer Anzeiger* **242**: 209–222.
- SETTELE, J., KUDRNA, O., HARPKKE, A., KUHN, I., VAN SWAAY, C., VEROVNIK, R., WARREN, M., WIEMERS, M., HANSPACH, J., HICKLER, T., KUHN, E., VAN HALDER, I., VELING, K., VLIENGENTHART, A., WYNHOFF, I. és SCHWEIGER, O. (2008): Climatic Risk Atlas of European Butterflies. – *BioRisk* **1**: 1–710.
- SKEJO, J. és STANKOVIĆ, M. (2013): The westernmost localities for the bush-cricket *Leptophyes discoidalis* (Tettigoniidae: Phaneropterinae). – *Natura Croatica* **22**(2): 339–342.
- SMITH, T. R. és CAPINERA, J. L. (2005): Host Preferences and Habitat Associations of Some Florida Grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). – *Environmental Entomology* **34**(1): 210–224.
- STREITBERGER, M., HERMANN, G., KRAUS, W. és FARTMANN, T. (2012): Modern forest management and the decline of the woodland brown (*Lopinga achine*) in Central Europe. – *Forest Ecology and Management* **269**: 239–248.
- SUM, Sz. (2014): *Keleti lápibagoly Arytrura musculus (Ménétriés, 1859)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 338–342.
- VAN SWAAY, C., CUTTELOD, A., COLLINS, S., MAES, D., LÓPEZ MUNGUIRA, M., ŠAŠI, M., SETTELE, J., VEROVNIK, R., VERSTRAEL, T., WARREN, M., WIEMERS, M. és WYNHOFF, I. (2010a): European Red List of Butterflies. – Publications Office of the European Union, Luxembourg, 48 pp.
- VAN SWAAY, C., COLLINS, S., DUSEJ, G., MAES, D., MUNGUIRA, M.L., RAKOSY, L., RYRHOLM, N., ŠAŠID, M., SETTELE, J., THOMAS, J., VEROVNIK, R., VERSTRAEL, T., WARREN, M.S., WIEMERS, M. és WYNHOFF, I. (2010b): *Do's and don'ts for butterflies of the Habitats Directive*. Report VS2010.037, Butterfly Conservation Europe & De Vlinderstichting, Wageningen, 49 pp.
- SZÖVÉNYI, G. és NAGY, B. (1999): A Kőszegi-hegység Orthoptera-faunájának kritikai áttekintése. – *Savaria* **25**(2): 99–126.
- UVAROV, B. (1977): *Grasshoppers and Locusts – a handbook of general Acridology. Volume 2*. – Cambridge, University press, 613 pp.
- VADKERTI, E., SZÖVÉNYI, G. és PURGER, D. (2003): The *Isophya* fauna of Mecsek and Villány Hills, SW Hungary (Insecta: Orthoptera). – *Folia Comloensis* **12**: 73–78.
- VARGA, Z. (1971): A szétterjedési centrumok és a szétterjedési folyamat jelentősége a földrajzi izoláció kialakulása és a mikroevolúció szempontjából. – *Állattani Közlemények* **58**: 142–149.
- VARGA, Z. (1999): *Löszpusztagyepék állatközösségei*. – In: BORHIDI, A. és SÁNTA, A. (szerk.): Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól. – TermészetBÜVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 15–18.
- VARGA, Z. S. (2002): Biodiversity and phylogeography – general and regional aspects. – *Acta biologica Debrecina* **24**: 5–38.
- VARGA, Z. (2006): *Díszes tarkalepke (Euphydryas maturna)*. Fajmegőrzési tervek. KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 20 pp.
- WINGERDEN, W. K. R. E., KREVELD, A. R. és BONGERS, W. (1992): Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. – *Journal of Applied Ecology* **113**: 138–152.

Conservation of indicator Lepidoptera- and Orthoptera-species in treeless habitats

András Ambrus¹ & Zoltán Kenyeres²

¹*Fertő–Hanság National Park Directorate, Rév-Kócsagvár, H–9435 Sarród, Hungary*

²*Acrida Conservational Research L.P., Deák F. u. 7, H–8300 Tapolca, Hungary*

Two well-researched taxa with several sensitive umbrella species (Lepidoptera and Orthoptera) were used for the analysis of the effect of silviculture on treeless habitats. Leaks being typical in natural forests are ideal habitats for both taxa. These micro-areas do not coexist with intensive silviculture, so clearings, lines, unforrestable areas have become the main habitats for the Lepidoptera and Orthoptera species related to natural leaks. For the conservation of these habitats and species, the following directives are suggested as a minimum requirement: (a) avoidance of creating even-aged forest stands covering large areas; (b) avoidance of leaks, forest ecotones and clearings as timber deposits; (c) extensive land use (manual or small-mechanized mosaic mowing) on clearings and ecotone-grasslands; (d) mowing clearings and ecotone grasslands should not start before mid-July and it should be applied in a mosaic manner.

Key words: Lepidoptera, Orthoptera, natural leaks, lines, glades, open areas

Az erdőgazdálkodás hatásai az erdei kisvízfolyásokra

Tóth Balázs¹ és Szalóky Zoltán²

¹Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1122 Budapest, Költő u. 21. E-mail: zingelzingel@gmail.com

²MTA ÖK Duna-kutató Intézet, 1123 Budapest, Karolina út 29. E-mail: szaloky@gmail.com

Az erdei patakok az erdő területének elhanyagolható százalékát foglalják el, jelentőségük ennél azonban lényegesen nagyobb. Az erdei kisvízfolyások természetvédelmi jelentőségét alapvetően meghatározza az a tény, hogy élőviláguk jobbára specialista fajokból áll, olyan élőlényekből, amelyek csak ehhez az élőhelyhez alkalmazkodtak, más élőhelyeken nem találkozhatunk velük. A patak építő és romboló munkája révén természetes körülmények között jelentős tájformáló hatású. A patak völgyekben a patakok évről évre változtatják medrüket, zátonyok, alámosások képződnek, nagyobb áradás hatására akár nagyobb sziklák, domboldalak, szakadhatnak a völgybe. Ahogy a patak formálja környezetét, úgy a környezet is visszahat a patakra, illetve annak lakóira. A patakok élővilágára hatást gyakorol a patak vízgyűjtő területének erdőgazdálkodása, illetve a partot kísérő erdő állapota és jellegzetességei. Az erdő tápanyagforrást biztosít a szerves anyagban szegény patakok számára a behulló növényi törmelék és rovarok által. Meghatározza a fényviszonyokat, hatással van a hőmérsékletre. A bedőlő fák, behulló ágak, gallyak, levelek jelentős – akár hidromorfológiai – változásokat idézhetnek elő, ami alapvető jelentőségű a kisvízfolyás élővilága szempontjából. Az erdészeti tevékenységek, illetve az azzal járó infrastruktúra fejlesztése és használata során számos olyan intézkedéssel találkozhatunk, amely látszólag messze esik a patak medrétől, ám hatása meghatározó szerepet játszhat faunájának sorsában. Az infrastruktúra fejlesztése (elsősorban utak) egyéb közvetlen és közvetett hatásokkal járnak együtt. Az aszfaltozott utak csapdaként működnek a vízi rovarok számára. Az utak mentén található keréknyomokban felgyülemlett víz – amellett, hogy csapda a kételtűek számára – szintén tévútra vezetheti a petét rakó vízi rovarokat, amelyek a patak medre helyett ezekben az időszakos vizekbe helyezik el petéiket. A létesített utak, hidak védelemre szorulnak az árvíz hatásaitól, így helyenként a patak szabályozásának igénye merül fel. Ez szintén több problémát okoz, például a patak hosszirányú átjárhatóságának kérdését veti fel. Az utak védelme érdekében elvégzett eseti jellegű beavatkozások is jelentősen megváltoztathatják a hidrológiai állapotokat, illetve alkalmanként az itt-ott megjelenő vizek csapdát jelenthetnek a kételtűfajok petéinek számára. A nagyobb területet érintő fakitermelés, közelfűtő utak létesítése jelentős eróziót eredményezhet akár az egész vízgyűjtőn, amely megnövelheti a vízfolyás hordalékmennyiségét, illetve kedvezőtlen irányba változtathatja meg a hidrológiai állapotokat. Az erdő fogalma napjainkban nemcsak az erdőgazdálkodással társul, hanem egyre inkább a turizmussal is, ami új fejlesztési irányokat követel meg az erdőgazdálkodók részéről. A kialakított pihenőhelyek, szálláshelyek, szórakozási lehetőségek – itt elsősorban a horgászatra gondolunk – szintén hatással lehetnek a patak élővilágára. Az erdei kisvízfolyások legfontosabb ökológiai sajátosságait néhány, az élőhelyre jellemző, természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű fajon keresztül mutatjuk be, majd ezek tükrében értékeljük az egyes erdészeti tevékenységek hatásait.

kulcsszavak: erdei kisvízfolyás, patak, hidroökológia, erdőgazdálkodás ökológiai hatásai

Jellemző fajok és az élőhely bemutatása

A fajok bemutatása

Az erdei vízfolyások általános leírásával találkozhatunk BARTHA és KOVÁCS (2000) munkájában, ahol a legfontosabb fajok említésre kerülnek. A következőkben részletesebben tárgyaljuk a természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű fajokat, illetve azokat, amelyek számára a patak állapota alapvetően meghatározó. Az erdei kételtűekre nem térünk ki, mivel azzal külön fejezet foglalkozik. Egy kisvízfolyásban – különösen a gyakorlat szempontjából – igen nehéz elkülönítve tárgyalni az egyes fajok ökológiai igényeit, mivel azok jelenlegi ismereteink szerint több szempontból is átfedik egymást. A fajok ismer-

tetése során kiemeljük azokat az ökológiai igényeket, amelyek a patak medrének morfológiai állapotára, a víz áramlási sajátosságaira, vagy a minőségére vonatkoznak, így gyakorlati szempontból kiemelkedő jelentőségük van.

Kövi rák (*Austropotamobius torrentium*)

A kövi rák Közép-, Kelet- és Dél-Európában él. Előfordulása kizárólag tisztavízű patakokra, erdei kisvízfolyásokra korlátozódik. Amint a nevében a „torrentium” szó is utal rá, erősen ragaszkodik a gyors áramlású élőhelyhez. A víz minőségére érzékeny, a szennyezéseket nehezen tolerálja, kitűnő bioindikátor, jelenléte kiváló vízminőségre utal (ROGOVSZKY 1996). Jobbára éjszakai életmódot folytat, ezért napal nagyon nehéz megfigyelni. Ezt támasztja alá a 2013. szeptember 21-én a pilismaróti Malom-patak

egy 100 m-es szakaszán végzett vizsgálat is. Napközben a patakban gázolva mindössze egy beteg és három elpusztult állatot figyeltünk meg, míg ugyanezen a szakaszon a sötétedés után 102 élő, egészséges példánnyal találkoztunk, ugyanitt elektromos halászgéppel nappal 2 élő példány jelenlétét sikerült igazolni. Más esetekben is megfigyeltük, hogy a faj előfordulásának/hiányának vizsgálatára az éjjeli lámpázás a leghatékonyabb módszer. Az a tény, hogy nappal még elektromos halászgéppel is nehezen találjuk meg egy maximum 15–20 cm-es mélységű tisztavízű patakban, amelyben a látási viszonyok kiválóak, még egy érdekes és fontos dologra hívja fel a figyelmet. A kövi rák rendkívül ügyesen bújlik meg a patak vizében található üregekben, amelyek jórészt a patakmederben lévő kövek, illetve nagyobb méretű növényi törmelék között alakulnak ki. Az elektromos áram ugyan hat az állatra, és a halakhoz hasonlóan a pozitív pólus felé próbálna elmozdulni, azonban az üreg falába ütközve rejtve marad. A kövi rák mindenevő, táplálékát főleg a vizekben élő gerinctelen állatok alkotják, de egyéb állatokat és dögöt is fogyaszt, sőt előfordul a kannibalizmus is. Szaporodási időszaka őszi esik, ilyenkor nappal is megfigyelhető. A nőstények a petéket a potrohuk alsó oldalán hordozzák a kelésig, ami tavasztól nyár elejéig is eltarthat. A petékből kész rákocskák kelnek ki, melyek még egy darabig anyjuk védelmét élvezik, ezután kezdenek csak önálló életet. A fiatal állatok évente 7–8 alkalommal vedlenek, az idősebbek egyszer. Vedléskor különös jelentősége van a búvóhely jelenlétének, mivel ilyenkor páncéljuk puha és nem nyújt megfelelő védelmet. Innen ered a „vajrák” elnevezés. Mivel izomzatuk is a páncélhoz rögzül, ilyenkor mozgásuk is korlátozott, búvóhely hiányában különösen érzékenyek például az elsodródásra.

A kövi rák jelenleg az egyik legveszélyeztetettebb faj Európában. A vízszennyezések, az élőhelyek átalakítása, illetve a terjedő rákpestis komoly károkat okozott állományaikban (MARTIN és mtsai 2008). Hazánkban a Kőszegi-hegységből, a Soproni-hegységből, a Börzsönyből, a Visegrádi-hegységből és a Pilis kisvízfolyásaiból, illetve a Marcal, Rakaca-völgy, Aggteleki-karszt és Bakony vidékéről van dokumentált előfordulási adata. Az Aggteleki-karszt Kecső-patakjából kipsztult (KOVÁCS és mtsai 2005). Bár a fajjal kapcsolatos kutatások meglehetősen eseti jellegűek, általánosan elterjedt vélemény, hogy a faj eltűnésben van a Börzsönyben, a Pilisben és Visegrádi-hegységben (Rogovszky Zoltán szóbeli közlése, 2007). ROGOVSZKY és HERÉNYI (2005) az Apátkúti-patakból történő teljes kipsztulását egy konkrét vízszennyezési eseménnyel magyarázza (ROGOVSZKY és HERÉNYI 2005), a börzsönyi Szén-patakban korábban élő populáció 2005-re szintén eltűnt. Sajat nem publikált vizsgálataink alapján a Bükkös-patakból is eltűnt a faj az utóbbi 5–10 évben. Megjegyezzük, hogy pont ebben az időszakban helyeztek üzembe egy házi szennyvíztisztító rendszert Siká-

ros-pusztán, amelynek tisztított vize a Bükkös-patakba folyik.

A kövi rákot Európa szerte veszélyeztetett fajként tartják számon. Hazánkban védett.

Tiszai ingola (*Eudontomyzon danfordi*)

A körszájúak közé tartozó tiszai ingola a Kárpát-medence bennszülött faja, így rendkívül szűk elterjedési területű (WILHELM 2000). Biológiájáról keveset tudunk. A víz minőségére igényes, ivása április-május hónapokban zajlik a kisvízfolyások felsőbb szakaszán (KOTTELAT és FREYHOF 2009). Ilyenkor a nőstény speciális tapadókorongjának segítségével szilárd aljzathoz tapad, miközben a hím kipréseli és megtermékenyíti az ikrát (PINTÉR 2002). Más szerzők csendes öblözetek aljzatát jelölik meg ívóhelyeként. A kikelt lárvák 4–5 évig a folyóvizek pangó részein kialakult iszapba fúródva fejlődnek, szerves törmeléket fogyasztanak (HARKA és SALLAI 2004). A metamorfózis útján kifejlődött adult egyedek élősködő életmódot folytatnak, nagyobb testű halakra tapadnak és vérüket szívják, de náluk is megfigyelték törmelékfogyasztását is (PINTÉR 2002).

Kizárólag a Tisza vízgyűjtőjén található meg. A hazánkban hatályos jogszabályok szerint fokozottan védett, endemikus faj (GUTI 1993), és szerepel az élőhelyvédelmi irányelv II. mellékletében is.

Kövi csík (*Barbatula barbatula*)

A kövi csík (1. ábra) élőhelyei az oxigénben gazdag, kemény aljzatú gyors áramlású patakok. Hazánkban leginkább hegyi patakokban és kisebb folyókban találkozunk vele. SÁLY és mtsai (2009) szerint a tipikus kövicsíkos élőhelyeken más kisvízes élőhely-típusokkal összehasonlítva jellemző a nagyobb áramlási sebesség, nagyobb a parti fás szárú borítottság, illetve több a mederben található farönk. KOTTELAT és FREYHOF (2009) szerint homokos aljzaton is előfordul. Ez utóbbit saját tapasztalataink is igazolják, ugyanis a nagyrészt iszapos-homokos aljzatú Domony-völgyben és a Hajta-patak tóalmási szakaszán is megtalálható a faj. A parti sáv ezeken a területeken is fával borított. ERŐS (1998a) kor és méret szerinti különbségeket figyelt meg az egyes élőhelytípusok között a Bükkös-patakon. A kemény aljzatú gyorsabb folyású részeken az idősebb egyedek, míg a lágyabb aljzatú, lassabb áramlású szakaszokon a fiatalabb egyedek dominanciája volt jellemző. A víz szennyezettségére kevésbé érzékeny, mint a pisztráng. Ivása április és június között zajlik 17–20 °C hőmérsékletű vízben. Ikráját az elöntött parti növényzetre, algaszőnyegre, vagy a belógó gyökerekre helyezi el (PINTÉR 2002, HARKA és SALLAI 2004). A plankton fogyasztó ivadék hónapokig a sekély szélvizekben fejlődik, ahol az aljzat homokos, az áramlás lassú (KOTTELAT és FREYHOF 2009). A kövi csík táplálkozási spektruma

1. ábra. Kövi csík (fotó: Tóth Balázs)



igen tág. Az élőhelyén megtalálható minden táplálék-ként felhasználható anyagot elfogyaszt. Fő táplálékát a bentikus szervezetek, illetve a zooplankton alkotják, de egyéb állati és növényi eredetű törmeléket, a víz által sodort szerves üledéket is elfogyaszt. Alkalmi jelleggel ikrafogyasztó (PINTÉR 2002). Ez utóbbit ERŐS (1998b) a Bükkös-patakon végzett vizsgálatai során nem igazolta, azonban a többi szerzőhöz hasonlóan a faj opportunista táplálkozását figyelte meg.

A kövi csík elterjedési területe Európa és Szibéria (HARKA és SALLAI 2004), hazánkban is stabil állományok találhatók kisvízfolyásaink felsőbb szakaszain. Hazánkban védett és ritka fajként tartjuk számon (GUTI 1993).

Fürge cselle (*Phoxinus phoxinus*)

A fürge cselle (2. ábra) az erdei patakok jellemző gyakori lakója, nagyon kis vízhozamú patakokban is megél (HARKA és SALLAI 2004). Tipikus „rajhal”, általában nagyobb csoportokban mozog. Az Alpokban 2000 méteres tengerszint feletti magasságon is találkozhatunk vele. A hideg, oxigénben gazdag vizeket kedveli, ilyen jellegű tavakban is előfordul. Hazánkban a kisvízfolyások felsőbb szakaszának hala. Nagy populációi élnek a Börzsönyben. A Pilis és a Visegrádi-hegységben az 1950-es években még gyakori faj volt, SEVCSIK és MOLNÁR (2007) azonban már csak a Maróti-pataokban (Pilismarót) találkozott vele a két hegységet magában foglaló komplex halfaunisztikai

vizsgálatuk során. Saját nem publikált adataink alapján a faj ebben a pataokban jelenleg (2015) is megtalálható.

Íváskor csapatban vonul a patak felsőbb szakaszain található ívóhelyekre (a tavi populációk is a patakokba vonulnak ilyenkor). Május-júniusban ívik erős sodrású 10–15 cm mélységű köves aljzatú élőhelyeken. A ragadós ikra a meder köveire tapad. A kikelő lárva a kövek közötti üregekbe hullik és a szikzacs-kó felszívódásáig ott fejlődik. A felnőtt állatok is a kövek között keresnek menedéket, ha megzavarják őket. Táplálékát a különféle bevonatlakó szervezetek, apró rovarlárvák, a víz felszínére hulló rovarok, növényi részek teszik ki (PINTÉR 2002, HARKA és SALLAI 2004).

A fürge cselle Eurázsiai elterjedésű faj (HARKA és SALLAI 2004), hazánkban kizárólag a hegy- és dombvidéki kisvízfolyások felsőbb szakaszán él. Noha ott helyenként kifejezetten tömeges, védett, veszélyeztetett fajunk (GUTI 1993). Veszélyeztetettsége az élőhelyének érzékenységevel magyarázható.

Kárpáti márna (magyar márna) (*Barbus carpathicus*)

A korábban Petényi-márna (*Barbus meridionalis petenyi*, syn.: *Barbus peloponnesius petenyi*) néven ismert endemikus halunk (3. ábra) kizárólag a Kárpátok térségében él. Szívesen választja élőhelyéül az erdei kisvízfolyások alsóbb szakaszát, ugyanakkor megél nagyobb vízfolyásokban is. Egy-egy példány



2. ábra. Fürge cselle (fotó: Tóth Balázs)



3. ábra. Kárpáti márna (korábban pectényi márna) (fotó: Tóth Balázs)

előfordul a Tiszában (STERBETZ 1958) és a Dunában is (TÓTH és mtsai 2007). Nagyobb állományai hideg, jó oxigénellátottságú, áramló vizekben élnek. Alapvetően nem vándorló faj, azonban íváskor rövid, sodrással szembeni vándorlás megfigyelhető. Május és augusztus között, a megközelítőleg 18 °C hőmérsékletű vízben történő íváskor ikráikat kavicsok közötti üregekbe rakják (KOTTELAT és FREYHOF 2009, ECONOMIDIS és mtsai 2003). STERBETZ (1959) a kárpáti márna akváriumában történő ívását figyelte meg. A folyamat leírása önmagában is rendkívül érdekes, szempontunkból pedig fontos, hogy adatokat közöl néhány fontosabb ökológiai igény vonatkozásában: „...Az ikrás hal először nyugtalanul, több ízben körbepásztázta a növénymentes kavicsfelületet, majd a megfelelő helyen, ahol könnyebben mozdítható, kisebb köveket talált, a hangyaleső homokcsapdájához hasonlítható szabályos kis tölcséert ásott a kavicszemek között...” itt az ívási aktus néhány, a mi szempontunkból nem releváns részlete következik, majd a szerző így folytatja: „...Az ikrás 8–10 cm magasságban az előzőleg ásott tölcsérszerű mélyedés felé úszott és igen érdekes módon potyogtatta el szemenként aláhulló, gyöngyszerű apró ikráit.” PINTÉR (1975) beszámol egy másik akvárium megfigyeléséről is. Ennek leírása hasonló, bár a tölcsérszerű mélyedés nem szerepel benne. Az ikrás azonban itt is minden esetben kavicsos aljzatra szórta az ikrát, növényzettel

borított részre soha. VÁSÁRHELYI (1958) a lillafüredi pisztrángos tavak feltöltő árkának kavicsos részén történő ívásról számol be. A kavicsokra ragadt ikrából pár nap után kelt ki az ivadék. KOTTELAT és FREYHOF (2009) szerint ugyanakkor az ikrák nem ragadós. A kikelő lárvák egy ideig a kavicsok között fejlődnek, majd a sekély, lassabb áramlású parti zónába vándorolnak. A felnőtt egyedek általában gyorsabb áramlású 0,5–0,8 m mélységű élőhelyeken tartózkodnak. Ősszel mélyebb vizeket keresnek (hazai kisvízfolyásokban a medencékben vannak ilyen körülmények), ahol a telelés lehetőségei adottak és csak tavasszal térnek vissza a gyors folyású vízbe (ECONOMIDIS és mtsai 2003). PINTÉR (1975) szerint a kárpáti márna mindenevő, fő táplálékát a kövek élőbevonata, csigák és rovarlárvák képezik, VÁSÁRHELYI (1958) szerint inkább állati eredetű táplálékot fogyaszt.

A faj taxonómiai helyzete többször változott. A hazánkban hatályos jogszabályok szerint fokozottan védett, veszélyeztetett faj (GUTI 1993), illetve szerepel az élőhelyvédelmi irányelv II. és V. mellékletében.

Fenekjáromó küllő (*Gobio gobio*)

A fenékjáromó küllő (4. ábra) jellemzően az erdei kisvízfolyások alsóbb, akár síkvidéki szakaszán, illetve kisebb folyókban is előfordul. A homokos zátonyokat, parti zónákat kedveli, ahol folyamatosan rendel-



4. ábra. Fenékjáromó küllő (fotó: Tóth Balázs)

5. ábra. Sujtásos küsz (fotó: Tóth Balázs)



kezésre áll egy táplálékban gazdag vékonyabb hordalékréteg. Táplálékát a hordalékban sodródó szerves törmelék, fenéklakó szervezetek, algák, elhullott állati részek, esetenként ikra alkotja. Sekély szelvízekben ívik, ikrája növényzetre vagy kövekre tapad (PINTÉR 2002). Megfigyeltek már tavi populációkat is, azonban ívni ezek is a tavakba torkolló kisvízfolyásokba járnak. Ettől eltekintve alapvetően nem tekinthető vándorló halfajnak, noha az egyes évszakokban különböző élőhelytípust preferál. Késő tavasz és kora ősz között inkább a sekély vizeket keresi, míg a többi időszakban, vagy ha a hőmérséklet kivételesen magas, mélyebb vizekbe húzódik. A kedvezőtlenebb vízminőséget jól tolerálja. Ez a tulajdonság kompetitív előnyt jelent a többi *Gobio*-fajjal szemben. A fenékjáró küllővel ellentétben a homoki küllő (*Gobio kessleri*) és a halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*) a folyók alsóbb szakaszán jellemző, ám amint ezek a szakaszok elszennyeződnek itt is a fenékjáró küllő szaporodik el, míg a másik kettő eltűnik. Hasonló jelenséget figyelhetünk meg a patakokon létesített völgyzárógáták hatása esetén is. Mivel a lassú áramlást, vagy akár az álló vizet és a változó hőmérsékleti viszonyokat is jobban tolerálja a többi küllő-fajnál, a patakok belépcsőzése is előnyös versenyhelyzetbe hozza velük szemben. Az Olt folyón több völgyzáró gát megépítését követően a felpillantó küllő (*Gobio uranoscopus*) és a homoki küllő visszaszorulását követően a fenékjáró küllő lett a leggyakoribb halfaj (BANARESCU és mtsai 1999). Hazánk vizeiben is jól tűri az erősen módosított állapotokat, saját nem publikált adataink alapján a Szilas-patak egyhangú, szabályozott szakaszain is találkozhatunk vele.

A fenékjáró küllő őshonos halunk, az Amur vidéke és Nyugat-Európa között fordul elő. Hazánkban védett, GUTI (1993) szerint tömeges előfordulását. Korábban (2002 előtt) nem volt védett, jelenlegi védelmét elsősorban az indokolja, hogy a többi küllő-fajtól történő megkülönböztetése nagy tapasztalatot igényel. Amíg nem volt védett, a horgászok szívesen használták csalinak, ami félrehatározás esetén problémákat vetett fel.

Sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*)

A sujtásos küsz (5. ábra) elterjedése Kelet-Franciaország és az Urál közé tehető. Hazánkban bővizű patakok hegy- és dombvidéki szakaszain jellemző (HARKA és SALLAI 2004), ahol van áramlás és jó a víz oxigénellátottsága (KOTTELAT és FREYHOF 2009). PINTÉR (2002) szerint ugyanakkor a nagyon gyors vizeket kerüli. Táplálékát a fenék közelében gyűjti. A táplálkozására vonatkozó vizsgálatok szerint a sujtásos küsz különböző vízi gerinctelenek (rovarlárvák, férgek, csigák, zooplankton) mellett növényi táplálékot is fogyaszt, de a vízbehulló rovarok is szerepet kaphatnak táplálkozásában. Ívása május-június hónapokra esik. Csapatosan több részletben ívik kavicsos, esetleg homokos aljzatú mederszakaszokon.

A sujtásos küsz őshonos halfajunk. Kisebb patakok alsóbb szakaszain (pl. a borszönyi Kemence-patak), illetve dombvidéki jellegű folyókban (pl. Ipoly, Dráva, Rába, Hernád) él. Hazánkban védett, GUTI (1993) szerint veszélyeztetett faj.

Az élőhely bemutatása

Az erdei patakok vízgyűjtője

A patak – mint élőhely – több szintű rendszernek tekinthető (1. táblázat). Általánosságban elmondható, a hierarchia felsőbb kategóriáinak legkisebb változásai is jelentős módosulásokat okozhatnak az alsóbb kategóriákban, azonban ez fordítva nem működik (ALLAN és CASTILLO 2007). Például egy nagyobb kiter-

1. táblázat. Az erdei folyóvizek rendszerének hierarchikus szerveződése (ALLAN és CASTILLO 2007 nyomán)

Megnevezés	A hosszúság nagyságrendje
Vízgyűjtő-rendszer	10^3 m
Vízgyűjtő-szegmens	10^2 m
Vízfolyás-szakasz	10^1 m
Gázló-Medence rendszer	10^0 m
Mikroélőhely-rendszer	10^{-1} m

jedesű tarvágás a vízgyűjtő területen az egész patak hordalékviszonyait megváltoztathatja.

A hosszirányú átjárhatóság kérdése inkább a szegmensek és szakaszok közötti vándorlás lehetőségét érinti különösen azokon a vízfolyásokon, ahol vándorló fajok élnek. Az átjárhatóság hiányában a patak alsó szakasza felől történő rekolonizáció nem történik meg, azaz ha egy kedvezőtlen (akár természetes) esemény miatt a patak felsőbb szakaszáról eltűnnek fajok, akkor a későbbiekben nem lesz lehetőségük a visszatelepedésre, populációjuk mérete így korlátozódik, fennmaradásuk veszélybe kerül.

A vándorlás lehetőségein túlmenően az egyes fajok konkrét ökológiai igényei az alacsonyabb hierarchiai szinteken értelmezhetők. A 2. táblázat a fent ismertetett fajok ökológiai igényeit foglalja össze címszavak-

2. táblázat. A bemutatott fajok ökológiai igényeinek összefoglalása

ÁLTALÁNOS
mederben található farönk jelenléte
parti fás szárú borítottság
erős áramlás
kemény aljzat, növényzetmentes kavicsfelület
lassabb áramlás, csendes öblözetek
lágyparti aljzat
sekély lassabb áramlású parti zóna
zátonyok
mélyebb vizek
pangóvízes részekben kialakult iszap
patak vizében található üregek
kövek, szilárd aljzat
VÍZMINŐSÉG
„tisztá” víz
jó oxigénellátottság
TÁPLÁLKOZÁS
növényi törmelék jelenléte
vizekben élő gerinctelen állatok
bevonatkozó szervezetek,
a víz felszínére hulló rovarok, növényi részek
táplálékban gazdag vékonyabb hordalékréteg
ÍVÁS
előtött parti növényzetre, algaszőnyegre, vagy a belógó gyökerek
sekély szélvizek, ahol az aljzat homokos, az áramlás lassú
vonulás a patak felsőbb szakaszain található ívóhelyekre
sodrott 10–15 cm mélységű köves aljzatú élőhelyek
ikrák és zsengeivadék a kavicsok közötti üregekben
csendes öblözetek aljzata
kavicsos, homokos aljzatú mederszakaszok
TELELÉS
mélyebb vizek jelenléte

ban, mely egyben bemutatja a természetes állapotú patakok jellemzőit, azaz a természetvédelmi szempontból kívánatos állapotokat.

A táblázatot áttekintve rögtön szembevetjük, hogy egymásnak ellentmondó címszavak is találhatóak benne; „erős áramlás – lassabb áramlás”. Valójában azonban nincs ellentmondás. A felsorolt tényezők térben elkülönülő, ám egyidejű megléte szükséges, ami a közhelyként emlegetett „változatosság” szóval foglalkozható össze a legegyszerűbben. A meder strukturális változatossága – a meder morfológia, az aljzat minősége, az áramlási sajátosságok – a legfontosabb abiotikus tényezőket foglalja egybe, amelyek alapvetően meghatározhatják egy kisvízfolyás élővilágának sorsát. Az áramlást, az aljzat minőségét és alakját alapvetően a vízfolyás hidrológiai sajátosságai és hordalékviszonyai határozzák meg.

Hidrológia

A vízgyűjtő terület vízmérlege a völgyekben húzódozó patakok vízmennyiségére jelentős hatással van. Egyszerűen összefoglalva a lehulló csapadék és a párolgás (beleértve a párologtatást) különbözete az a vízmennyiség, amely részben a talajban, részben pedig a nyílt felszínen, patak vízfolyás formájában vezetődik el. Hazánk éghajlatának szárazabbá válása köztudott tény (www1). Az egyre szárazabb éghajlatnak köszönhetően kisvízfolyásaink egyre kevesebb vízutánpótlást kapnak. A víz utánpótlása nem egységes, hanem évszakonként erősen változó képet mutat. A tavaszi hóolvadás árhullámokat eredményez, a gyakori augusztusi szárazság következtében pedig egyes kisvízfolyások kisebb nagyobb szakaszai vízhiányos állapotba kerülnek. A köznyelv szívesen használja a „kiszárad” szót ebben a helyzetben, azonban ez gyakran nem fedti a valóságot. Természetes körülmények között a medermorfológiai állapotok lehetővé teszik a kisebb-nagyobb medencék kialakulását, ahol ilyenkor még sokáig megmaradhat a víz. Ezeken a helyeken a vízi állatok képesek átvészelni a kedvezőtlen időszakot. Egy kisvízfolyás faunájának életében jelentősek a véletlenszerű hatások. Természetes körülmények között erősen változó az ívás sikere vagy az ivadék túlélése. Egy rendkívüli áradás a patak medrének teljes átrendeződését, az érzékenyebb ivadék elsodródását eredményezheti, míg egy forró száraz nyár hatása is jelentős változásokkal, akár pusztulással járhat. Egy kedvezőtlen év akár az egész évi szaporulatot elpusztíthatja, ám természetes körülmények között van valószínűsége annak, hogy a következő év kedvezőbb alakul. Az egy éven belüli sztochasztikus hatások kivédése ellen sikeres stratégia lehet az időben elnyújtott, szakaszos ívás, amely a különböző testnagyságú szaporulat egyidejű jelenlétét biztosítja. A nagyobb testhosszúságú ivadék túlélési esélyei nagyobbak, illetve az áradási eseményt követő ívásból származó ivadék

biztosítja a faj túlélését a patakban. A különféle szaporodási stratégiák akár fajon belül is nagyobb variációt mutathatnak az élőhelyi sajátosságok függvényében. Ezt a jelenséget részletesen tárgyalja ERŐS (1998a) a kövi csík esetében.

A hordalékviszonyok

A hordalékképződés vízgyűjtő-szintű kérdés, elsősorban a víz által okozott erózió következménye. A kisvízfolyások életében jelentős szerepe van a hordalék mennyiségének és minőségének. A hordalék mozgásának sajátosságait fizikai tényezők határozzák meg. A nagy sebességű víz nagyobb mennyiségű talajszemcsét képes hordalékként magával szállítani. A lemosódó talajszemcsék hordalékként jelennek meg a patakban is, ahol a vízfolyás energiáját háromféle módon befolyásolja.

1. szállítása mechanikai munkát fogyaszt, ami csökkenti a vízfolyás energiáját
2. a hordalékos víz viszkozitása nagyobb, ami további energiafogyasztást jelent
3. a hordalék növeli a víz tömegét és ezzel arányosan a mozgási energiáját is

Az első kettő csökkenti, míg a harmadik növeli a vízfolyás energiáját, ám összességében az első kettő összege minden esetben nagyobb a harmadik pont által meghatározott értéknél, azaz a hordalék szállítása minden esetben energiafogyasztással jár (BOGÁRDI 1955). Egy folyóvíz hordalékszállító képességét a vízfolyás elragadó erejével jellemezhetjük, amely arányos a víz áramlási közepsebességének négyzetével (TÖRNY 1952). A vízáramlási sebessége, így hordalékszállító képessége függ az aktuális vízállástól is. A víz minden körülmények között az elragadó erejének megfelelő mennyiségű görgötett és lebegtetett hordalékot szállít. Az ezen felüli mennyiséget lerakja, így alakulnak ki a homok- vagy kavicszátonyok. Árvízkor a hordalék sodródásnak indul, így a meder anyaga a vízzel együtt vándorol, a fenéken görgötett hordalék kopik. A vízfolyás hossz-szelvénye mentén a mederanyag egyre finomabb lesz. A finomabb hordalék jellemzően az alacsonyabb áramlási sebességű helyeken, pl. a nagyobb keresztmetszetű szakaszokban – a medencékben – ülepszik ki dombvidéki és hegyvidéki vízfolyásokban is. A különböző hordalékfrakciók keveredése az adott szakaszra jellemző abiotikus állapotokat határoz meg. A vízfolyások alsóbb szakaszain a feliszapolódás természetes jelenség, a lassú áramlás, a síkvidéki jelleg természetes jellemzője, a legtöbb síkvidéki faj számára elengedhetetlen az iszap jelenléte. A magasabb fekvésű, jellemzően erdős területeken a köves-kavicsos aljzat a jellemző, itt nagy mennyiségű finom szemcsés anyag kiülepedése kedvezőtlen hatású lehet. A talajerózió másik hatása a megváltozott hidrológiai helyzet, ami a lehullott csapadék és az áradás gyorsabb, ám nagyobb vízszintekkel történő levezetését eredményezi az egész

vízgyűjtőn. Ez a jelenség fogalmazza meg az árvízi védekezés, a patak rendezésének igényét, ami természetvédelmi szempontból kedvezőtlen.

A parti sáv növényborítottsága

A patak partjának növényborítottsága meghatározza a patak fényviszonyait, hőmérsékletét, a bedőlt fák, ágak jelenlétét és a behulló táplálék mennyiségét.

A bedőlt fák, ágak, egyéb növényi törmelék a táplálkozási láncban is megjelenik. Egyes fajok közvetlenül fogyasztják, mások a rajta kialakuló baktériumokból, gombákból, algákból álló biofilm réteget fogyasztják. Észak-Karolinai kisvízfolyásokban végzett vizsgálatok is igazolták a növényi törmelék jelenlétének fontosságát. WALLACE és mtsai (1999, 2001) több évig tartó kutatást folytattak, amely során fokozatosan kizárták a különféle növényi törmelék bejutásának lehetőségét a kisvízfolyásba. A makrogerinctelen szervezetek száma, biomasszája és reprodukciója jelentősen visszaesett. A fa eredetű növényi törmelék a vártnál nagyobb jelentőséggel bírt egyes makrogerinctelen fajok táplálkozásában. EGGERT és WALLACE (2007) azt találták – szintén Észak-Karolina vízfolyásaiban – hogy egyes Plecoptera és Diptera fajok számára a fatörmeléken kialakuló biofilm réteg kedvezőbb táplálkozási lehetőséget biztosít a levél eredetű törmeléknél. Egyes Trichoptera-fajok viszont a leveleken táplálkoznak szívesebben. A nagyobb növényi törmelék jelenlétének vagy hiányának hatása az egyes fajokra különböző lehet attól függően is, hogy a patakban rendelkezésre áll-e más stabil búvóhely (pl. nagyobb kövek), ami megakadályozza az elsodródásukat. A kövi rák is ragaszkodik a nagyobb stabilan fekvő kövekhez vagy ágakhoz, mivel ezek között alakulnak ki olyan üregek, amelyek alkalmas búvóhelyek számukra. Az adott patakszakasz hidrológiai sajátosságai is befolyásolhatják ennek kérdését. Felsőbb szakaszokon, a forrásvidék közelében is előfordul a faj, ahol természetes körülmények között nagyobb esőzések alkalmával sem alakulnak ki kritikus vízhozamok, áramlási sebességek, a patak medre viszonylag stabil. Ezeken a szakaszokon kisebb méretű kövek vagy ágak is képesek biztosítani az elsodródás elleni védelmet.

A növényi törmelék jelenlétének hatását vizsgálta halakra ANGERMEIER és KARR (1984). A halak egyértelmű kötődést mutattak ahhoz a területhez, ahol a növényi törmeléket a patakban hagyták. Megfigyelésük szerint ennek a táplálkozási lehetőségek, illetve az áramlási holtterek hatása mellett leginkább az lehet az oka, hogy ezeken a területeken könnyebb a rejtőzködés.

A vízbe hulló ágak, nagyobb növényi törmelékek nagyobb vízfolyások alsó szakaszán is hatással lehetnek a hordalék mozgására, elrendeződésére (TRISKA 1984). A nagyobb ágak az élőhely jellegzetességeit befolyásolják azáltal, hogy áramlási holttereket hoznak



6–7. ábra. A patakmederben felhalmozódott levelek visszaduzzasztó hatása (fotó: Tóth Balázs)



létre, időszakosan stabilizálják a mederstruktúrákat. A meder egyik legfontosabb morfológiai jellegzettsége a medencék jelenléte, amelyek kialakulását a bedőlt fák, ágak megléte vagy hiánya jelentősen befolyásolhatja (MONTGOMERY és mtsai 1995). Hal-együttesek szerkezetének és funkciójának időbeli változékonyságát vizsgálta ERŐS (2003) a börzsönyi Kemence- és Bernece-patakban. A medencék jellemzően nagyobb fajszámot mutattak, így jelenlétük fokozza a halfauna sokféleségét, hiányuk pedig csökkenti azt. A fa-, levéltorlaszok megnövelik a vízfolyás

keresztmetszetét, lelassítják az áramlási sebességet. Az így kialakult természetes medencéknek is jelentős növényi törmelék visszatartó hatása van, mivel ezeken a helyeken lehetőség adódik a kiülepedésre. Ennek különösen nagyobb vízmennyiségek esetén van jelentősége, amikor a kövek már nem alkalmasak a növényi törmelék visszatartására (SMOCK és mtsai 1989, JONES és SMOCK 1991, RAIKOW és mtsai 1995). Az ősszel vízbe hulló, sodródó levéltömeg is jelentős torlódásokat idézhet elő, így duzzasztóhatással rendelkezik. Kisebb medencék alakulnak ki, illet-

ve a meglévők vízszintje megemelkedik (6–7. ábra), aljzatukon összegyűlik a növényi törmelék. Ez a vízi szervezetek teletelését könnyíti. A Kemence-pataokban 2005-ben egy teljesen befagyott felületű medence jégét feltörve, az aljzaton vastagon felhalmozódott növényi törmelékben (leginkább falevelek) egy 20 cm átmérőjű akváriumi szákkal egy merítés során 1 példány kárpáti márna és 3 példány fürge cselle jelenlétét figyeltük meg.

A növényi törmelék mellett a táplálékláncban jelentős szerep jut a vízbehulló rovaroknak, növényi részeknek is. Az eltérő tájhasználatok eltérő mennyiségű behulló rovar eredményeznek. A behulló rovarok mennyisége nyári időszakban a legjelentősebb. Az erdővel borított területeken ez 11,6–450 mg/m², míg gyepek, legelők és kaszálók mellett mindössze 1,3–29,9 mg/m² (BAXTER és mtsai 2005). A lombhullató erdőkben a behulló rovar mennyiség nagyobb, mint az örökzöld fenyvesekben (MASON és MACDONALD 1982, PICCOLO és WIPFLI 2002, ALLAN és mtsai 2003, WIPFLI és MUSSLEWHITE 2004). Ha ebben a tekintetben természetes gyepeket hasonlítunk össze kaszálókkal, illetve legelőkkel, akkor megállapítható, hogy az utóbbi kettő szegényebb behulló táplálékforrást nyújt a folyóvízi élővilág számára (EDWARDS és HURYN 1995, KAWAGUCHI és NAKANO 2001). A legnagyobb mennyiségű behulló rovar a zárt lombosított lombhullató erdők biztosítják (CLOE és GARMAN 1996, NAKANO és mtsai 1999).

Fény és hőmérséklet

A jellemzően sekély erdei patakok esetén a vízfelszín aránya nagy a térfogatához képest, így az árnyékoltság alapvetően meghatározó jelentőséggel bír a vízfelszín alatt zajló élet vonatkozásában. Egyrészt fokozza az elsődleges produkció mértékét, másrészt növeli a hőmérsékletet. Ezek a hatások az egyébként hideg, tiszta vizű patakok élővilága számára kedvezőtlenek. A hegy-dombvidéki vízfolyások élővilága leginkább a hideg, viszonylag szűk skálán változó hőmérséklet-hez adaptálódott. Megfigyelések szerint, amennyiben a fákat eltávolítják a parti sávból, 13 °C-kal is növekedhet a víz hőmérséklete, a napi hőingadozás pedig elérteti a 7–8 °C-ot (ALLAN és CASTILLO 2007). A hazánkban őshonos, a patakok felsőbb szakaszát kedvelő sebes pisztráng (*Salmo trutta*) tartósan 20 °C feletti hőmérsékleten elpusztul (Horváth Ákos szóbeli közlése, 2015).

Az erdészeti tevékenység hatása a kisvízfolyásokra

Az erdőgazdálkodás patakok élővilágára gyakorolt hatásával kapcsolatos konkrét vizsgálat hazánkban nem született. A témával foglalkozó hazai leírások

inkább általános információkat közölnek, kevés konkrét elemzés áll rendelkezésre a patakokat kísérő erdők történetéről. A patakokat kísérő égeresek tájtörténetét kutatta BARANYAI-NAGY és BARANYAI (2011) a Soproni-hegység területén. Megállapították, hogy a patakok mentén korábban is jellemző volt az égeresek jelenléte, ám ezek nagysága változó volt. A változásokat valószínűleg nem kizárólag erdészeti tevékenység, hanem a spontán beerdősülés is befolyásolta. Az 1884 és 1984 évek között egy kisebb állománynövekedést követően az égeresek területe visszaesett az eredeti szintre, majd 1984 és 2007 között mintegy háromszorosára növekedett a gyepek, legelők rovasára. Ez valószínűleg a legeltetés és kaszálás visszaesésének is köszönhető, ami országos jelenség.

Az egyes fajokkal kapcsolatos ökológiai jellemzések, egyes esetekben konkrét élőhelyi vizsgálatok lehetőséget adnak arra, hogy az erdei patakok élővilágát megismerjük és ennek tükrében az erdészeti tevékenység hatásait értékeljük. Ezek mellett a nemzetközi irodalomban számos releváns vizsgálat leírásával találkozhatunk, amelyek – bár eltérő tájakon születtek – bizonyos mértékig lehetőséget biztosítanak az általánosításokra. Az erdész szakma napjainkban nem pusztán a faanyaggyártással történő gazdálkodást foglalja magában, hanem tevékenységi köre egyre inkább kibővül idegenforgalmi, illetve turisztikai feladatokkal is. Az erdőkben épülő díszes forrásfoglalások, dísztavak, tanösvények, pihenők, szállást adó létesítmények mind az erdőjáró kirándulók érdekében kerülnek kialakításra. Az alábbiakban ezért az ilyen jellegű tevékenységek lehetséges hatásaival is foglalkoznunk kell.

Az erdő jelenlétének hatása a patakokra

Vízmeztartás

Az erdők jelenléte vagy hiánya befolyásolja a hidrológiai állapotokat, illetve a hordalékviszonyokat. A csapadékmennyiséghez tartozó összes párolgási veszteség erdőkben 70%, réten 58%, szántón 35%, vegetáció nélküli talajfelszínen 30%. Az erdő jelenléte által okozott intercepció és evapotranszspirációs veszteség más jellegű területekkel összehasonlítva tehát a legnagyobb, így az erdő alatt a talajba jutó víz mennyisége a legkisebb. Mégis összességében az erdő vízmeztartó-képessége és általános védelmi szerepe kiegyenlíti ezt a számszerűen bemutatott hátrányt. Közismert az erdő szél elleni védőhatása, az árnyékolás révén betöltött hűtő szerepe, illetve az avartakaró evaporációt gátló hatása, amelyek a párolgást jelentősen csökkenthetik. Ez a hatás mindössze 10% (www3). A leesett csapadék lefolyásának késleltetése is jelentős kiegyenlítő hatással bír. Ilyen az erdő talaj-megtartó, talajformáló hatása, az avar-takaró jelenléte.

A talajerózió szélsőséges esetben az erdő újratelepülésének természetes lehetőségét kielégítheti, vagy szüntetheti meg, miközben a növényzet jelentős mértékű gyérülését vagy teljes kipusztulását, az erdőt kísérő kisvízfolyások kiszáradását, időszakossá válását eredményezheti. A növényzettől mentesített felületen a víz a talajszemcséket magával ragadva lerohan, a kopár kőzetre a növényzet nem, vagy csak részlegesen képes visszatelepedni. A végletes talajerózió következményeit jól megfigyelhetjük egyes mediterrán hegyvidéki-dombvidéki területeken. Itt az esőzések ritkábbak, viszont lényegesen intenzívebb lefutásúak. Az egykor a Velencei-köz társasághoz tartozó partvidékek erdőségei jórészt teljesen elpusztultak a mértéktelen fakitermelés következtében. A fa elsősorban a kereskedelmi flotta építéséhez kellett, azonban sok cölöpöt emésztett fel maga Velence városa is. (Gondoljunk csak arra, hogy az 1631–1656 között épült Santa Maria della Salute templom márványépületének megalapozásához 1,2 millió db facölöpre volt szükség (FAJTH 1970). Ez 500 faegyedet számolva hektáronként (ami igen nagy szám), 2400 ha ültetvényszerű gazdasági erdő tarvágását kívánná meg. Elképzelhető mekkora pusztítást jelentett ez egy természetes erdőben.) Az átgondolatlan fakitermelés következményeivel találkozhatunk Kréta szigetén, ahol a kopár hegyek völgyvonulataiban jobbra csupán időszakos vízfolyások találhatók. Kréta még a Római időkben is híres volt fájáról (HOOD 1983), azonban a Velencei időkben a fák kitermelése, majd később a török hódoltság idején az őslakosság kifüstölésére gyűjtött erdőtüzek azt eredményezték, hogy napjainkra a sziget teljes területének mindössze 2%-át borítja erdő (IATRIDIS 1988). Vízigyűjtő-rendszer szintű kezelés csak hosszú távú gondolkodással valósítható meg. Az erdősítéseket és vágásokat az egész vízigyűjtő-re kiterjedő egyidejű tervezés során lenne szükséges meghatározni a hidrológia és az erózióvédelem szempontjainak figyelembevételével.

Hordalékosság

Az erózió alapvetően természetes folyamat, amely idő szerint változik és nagysága is különböző lehet különböző viszonyok között. A természetes növénytakaró megváltoztatásával az erózió mértéke módosítható. Az erdészeti tevékenységek közül leginkább a tarvágások okozhatják az adott vízigyűjtő terület eróziójának megváltozását. Az esőzések talajeróziós hatását a növénytakaró jelenléte erősen befolyásolja. Egyrészt mechanikailag csökkenti a becsapódó esőcseppek energiáját, másrészt a talaj mikro-domborzati változatosságának megőrzésével csökkenti a lezúduló víz sebességét. A növényzetről lehulló szerves törmelék (avar, gallyak) jelenléte is mérsékelheti az eróziót a lefolyás sebességének csökkentésével. A sűrűn álló fák és cserjék, valamint a lágyszárú nö-

vényzet a lejtőn lefelé elinduló talajrészeket szállító vizet megszüri, a hordalékot lerakódásra készíti, így módon az erdő alatt több talaj maradhat vissza. A lehulló csapadék 4%-a jelenik meg elfolyás alakjában a lejtő alján, ha a területet erdő borítja, 15%-a, ha legelő fedi, míg 60%-a, ha a területet szántóként hasznosítják és az év nagy részében fedetlenül áll. Mátrafüred környékén Szónyi László erdei hordalékmérő segítségével mérte a hordalékképződés jellegzetességeit. Eredményei szerint – ha az összes lemosott hordalékot 100%-nak vesszük – a lemosódott hordalékmennyiség 99,5%-a szántóról, 0,5%-a legelővel borított területről érkezett, míg az erdő alól gyakorlatilag nem jutott le hordalék a gyűjtőbe (www2). A talajerózió következtében megnő a patakok hordalékterhelése, ami a feliszapolódás jelenségének veszélyét idézi elő. Szélsőséges esetben az iszap a patak egyes szakaszain teljes mértékben feliszapolhatja a medencéket, eltömheti a kövek, kavicsok közötti apró üregeket, (intersticiális) tereket, amelyek a kisebb testű gerinctelen szervezetek, lárvák vagy halakra helyben maradásának, túlélésének szempontjából kulcsfontosságú jelentősége van. GAYRAUD és PHILIPPE (2001) a felső Rhone folyón az intersticiális üregek mennyisége és a makrogerinctelen szervezetek száma közötti összefüggést vizsgálta. Az eredmény azt mutatta, hogy az 5–10 mm testnagyságú egyedek sűrűsége pozitívan korrelál az üregek számával. Nyilvánvaló, hogy nem hagyható figyelmen kívül a medret alkotó kövek, kavicsok nagysága sem. Hasonló összefüggés megfigyelhető a lényegesen nagyobb testű kövi rák esetén is, amely szintén olyan szakaszokon képes nagyobb állományokat alkotni, ahol a számára megfelelő méretű üregek rendelkezésre állnak (Darányi László szóbeli közlése, 2015, illetve saját nem publikált megfigyelések). A patakba jutó hordalék mennyiségének növekedését idézheti elő a gépekkel történő mozgás a vízjárta területek térségében. A 2014–2015. évi jégtörést követően a Börzsönyben nagy volumenű munkálatok kezdődtek meg a letört fák, ágak kiszállítására a Kemence- és a Bernece-patakok vízigyűjtőjén. Saját nem publikált megfigyelés szerint a Bernece-patak esetén egyetlen, a felsőbb szakaszon dolgozó gép munkája olyan mértékű iszaplesodródást eredményezett, hogy a munkavégzés helyétől még mintegy 5–6 km-rel lejjebb is zavaros volt a patak vize. A hordalékosság növekedésének elkerülése érdekében javasolható, hogy vízjárta területeken, különösen az élő patakok völgyében az ilyen jellegű munkálatok inkább fagyott talajon történjenek. A jelentős erózióval érintett szakaszokon megoldást jelenthet a hordalékfogók létesítése, ami a jelenlegi gyakorlatban is megfigyelhető. A hordalékfogók helyét úgy kell meghatározni, hogy a hordalékot még a patakba való betorkollás előtt megfogja. Az ideiglenes vízü völgyekben levő hordalékfogó a patak hosszirányú átjárhatóságát sem csökkenti.

8. ábra. Bedőlt fa egy kibetonozott patakmederben (fotó: Tóth Balázs)



Fák jelenléte a patak partján

A patakparti fák biztosítják az árnyékoltságot, a behulló táplálékot és növényi törmelékot, illetve a bedőlt fák, ágak jelenlétét. A fent leírtak ismeretében könnyű belátni, hogy a parti fák eltávolítása jelentősen károsítja a patakot, illetve annak élővilágát.

GRIBOVSKÍ és mtsai (2014) a holt fák patakokban való megjelenésének előnyös hatásait az alábbiakban foglalják össze.

1. Mederstabilizáló hatás
2. Élőhely létrehozása
3. Táplálékforrás és szaporodóhely
4. Javítja a víz minőségét
5. Jó rekolonizációs alap
6. Nagyobb vízfolyások esetén elősegítheti a kanyarulatfejlődést

A fentiekkel kapcsolatban jegyezzük meg, hogy ökológiai szempontból a mederstabilizáló hatás jelentősége időszakos. Íváskor, különösen az ikra fejlődésekor kedvező, ha a meder nem változik, mert az az ívás sikerét ronthatná, ugyanakkor a patak természetes dinamikájához a meder hosszú távú állandó változása hozzátartozik. A bedőlt holtfa nem csak nagyobb vízfolyások esetén van kedvező hatással a meder morfológiájára. BROOKS és mtsai (2011) nagyobb farönköket helyeztek az ausztráliai Williams folyócskába élőhely-rekonstrukciós céllal. Elképzelésük igazolódott; a mederben elhelyezett rönkök megváltoztatták az áramlási viszonyokat, változatosabb medermorfológiai és hidraulikai állapotok alakultak ki, megnövekedett a meder strukturális sokfélesége. A 8. ábrán láthatjuk, hogy egy teljes mértékben tönkretett (lényegében kibetonozott) patakmederben, akár egyetlen bedőlt fa változatosabbá teheti a medret.

A véletlenszerűen bedőlt, majd a patakban elkorhadó és végül törmelék formájában elsodródó fák időben elhúzódó, különböző, ám a patak életében igen fontos szerepeket töltenek be. Megjegyezzük, hogy egy-egy nagyobb bedőlt fa időszakosan a meder hosszirányú átjárhatóságát kedvezőtlenül befolyásolhatja, azonban a fa – a hasonló problémát okozó betonlétesítményekkel szemben – idővel elkorhad.

A part menti erdősáv árnyékoltságot biztosít és stabilizálja a hőmérsékletet. Az erdészeti vonatkozásokat illetően a nemzetközi irodalomban található ajánlás szerint a parton meghagyandó erdősáv szélessége minimum a fák magasságával legyen egyenlő (ALLAN és CASTILLO 2007). A hazánkra jellemző erdei kisvízfolyások esetén ez általában a teljes patak völgyet magában foglalja.

SÁLY és HÓDI (2011) Tarna-menti vizsgálatai szerint a patak hossz-szelvénye mentén szerveződő halközösségek hasonlósága, illetve különbözősége – alkalmanként az egyes szakaszok egymáshoz viszonyított távolságától függetlenül – a parti sáv fás növényzetének meglétével vagy hiányával magyarázható. A szerzők felhívják a figyelmet arra, hogy a vízfolyások mentén levő puhafás társulások tarrá vágása kedvezőtlen hatású a dombvidéki halfajok lokális fennmaradására nézve. A patakot érintő élőhely-rekonstrukciók tervezésekor figyelembe kell venni, hogy a part természetes fás szárú növényzetének felújulása, szükség esetén telepítése elősegítheti a természetes dombvidéki halegyüttesek újraszerveződését.

A fentiek alapján javasoljuk, hogy a patakmenti erdősáv minimum a jellemző fafaj maximális magasságának megfelelő szélességben ne legyen tárgy az erdőgazdálkodásnak. Ott a spontán erdősülés, illetve az egyéb természetes körülmények biztosítanak

megfelelő környezetet a patak, illetve annak élővilága számára. Viszonylag kis területről van szó, amelynek kiesése nem okoz jelentős veszteséget, ugyanakkor a meghagyott erdő csökkenti a patakmeder, így a környező területek erózióját is.

Egyéb, járulékos hatások

Vízrendezés, mederszabályozás

Hazánkban az erdős környezetben végzett patak-szabályozási munkálatok csak kisebb szakaszokat érintenek, jellemzően azokon a helyeken, ahol konkrét létesítmény (pl. út, híd, erdészház, erdei vasút) árvíz, vagy elmosódás elleni védelme válik szükségessé. Ez a gyakorlat kedvező, mivel a patakoknak csak elenyésző százalékát érinti, a patak erdei szakaszának legnagyobb része természetes úton folyhat, az adott szakasz jellegének megfelelően. Zátonyokat építhet, partokat moshat el, bizonyos határok között a medrének helyét is változtathatja. Ezt az állapotot javasoljuk fenntartani, az erdős területeken teljességgel kerüljük a patak rendezését. A szabályozott medrek strukturális diverzitása lényegesen kisebb a természetes vízfolyásokénál, ami nyilvánvalóan kisebb biológiai sokféleséget mutat, illetve az érzékenyebb, így ritkább fajok eltűnését eredményezheti. Az egyhangú csatorna-jellegű medrek kevesebb növényi törmelék tartanak vissza a természetes medreknél. A rendezéseket követően a rekolonizáció lassú. Meg kell említeni a vízrendezés során nagymértékben sérülő vízparti mohaszőnyeg detrituszvisszatartó képességét, továbbá azt, hogy árvizes időszakban ez az élőhely nyújt menedéket számos vízi szervezet számára az elsodródás ellen (MUOTKA és LAASONEN 2002).

Javasoljuk, hogy az erdei szakaszokon ne a patak medrét stabilizáljuk, hanem a védendő műtárgyat. Ez a gyakorlatban azt jelenti, hogy a stabilizáló gabionfalat nem a patak éppen aktuális medrének részsüjéhez helyezzük el, hanem a védendő műtárgy mellett (a patak felőli oldalán) ássuk a talajba. Ebben az esetben a patak természetes mederváltozásai során megközelítheti a védendő műtárgyat, azonban annak közvetlen környezetében a beleütközik a gabion falba, így kárt tenni nem tud.

Víztározók, mederküszöbök létesítése

Erdeinkben számos állandó víztározó, mederküszöb található, amelyek a vízfolyás egyes szakaszai és szegmensei közötti hosszirányú átjárhatóságot akadályozza. A patakok eredetileg egybetartozó szakaszait elszigetelik, az élőlények populációit megbontják. A tározó területén a folyóvízi élettér állóvízi élettérre alakul, ahol egészen más fajok válnak uralkodóvá. Eltűnnek a viszonylag szűk élőhelyi sajátosságokhoz ragaszkodó, specialista, áramláskedvelő fajok (kövi csík, fűrges cselle, kárpáti márna) helyettük generalis-

ta, közönséges fajok (bodorka, sügér) rosszabb esetben inváziós fajok (ezüstkárász, kínai razbóra) jelennek meg.

Az erdei kisvízfolyásokon tározók, illetve egyéb a hosszirányú átjárhatóságot gátló műtárgyak ne létesüljenek. A meglévő műtárgyak létjogosultságát szükséges volna felülvizsgálni. Ahol megtartásuk indokolt ott meg kell vizsgálni egy – a patakhoz teljesen hasonló – megkerülő csatorna kialakításának lehetőségét. Ilyen megkerülő csatornát építtetett a Pilisi Parkerdő Zrt. Pilismaróton a Miklós-deákvölgyi patakon a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság szakembereinek tanácsára.

A tározók a víz fizikai és kémiai sajátosságait is megváltoztatják. A tóvá alakított élőhelyen a hőmérséklet magasabb, a biológiai produkció mértéke nagyobb, mint egy kisvízfolyásban, így a tározó alvízi részén a patakba folyó víz minősége kedvezőtlen. A tározók létesítése gyakran jár együtt valamilyen hasznosítási formával, például halgazdálkodással.

Halgazdálkodás

Napjainkban minden potenciális bevételi forrás élénk figyelmet kelt, így a horgász-turizmus fejlesztési lehetősége is gyakori téma. Az erdei kisvízfolyások természetes állapotban kizárólag a pisztráng horgászatát teszik lehetővé, azonban némi átalakítással, duzzasztással más típusú halas vizek is létrehozhatók. (Ilyen tározót láthatunk a visegrádi Apátkúti-patakon, illetve a Pilismaróti Miklós-deákvölgyi vízfolyásokon.) THURÁNSZKY (1962) a hazai kisvízfolyások gazdasági kihasználhatóságát tárgyalja és az akkoriban elkészült országos patakkataszter adatai alapján mintegy 1200–1400 km hosszúságú patakmedret tart alkalmasnak arra, hogy abban „jó pisztrángállományt nevelhessünk”. „... telepítések már a közelmúltban is történtek, de nem rendszeresen és a patakmedrek javítása nélkül” – írja a szerző példáját mutatva annak a kizárólagosan gazdasági megfontolásokat szem előtt tartó szemléletmódnak, amely azóta sem múlt el nyomtalanul, és amely egyes erdei kisvízfolyásaink állapotát jelenleg is veszélyezteti, rontja. THURÁNSZKY (1971) mintegy 10 évvel később be is számol a pisztrángos patakjaink telepítési sikereiről. Leírja, hogy az erdőgazdaságok mintegy 40 patakba (700 km) helyeztek ki pisztrángivadékokat, a telepítések sikeresek voltak, ám gazdaságilag nem térültek meg. A pisztráng telepítése jelenleg is előfordul kisvízfolyásainkon. Ezekben az esetekben a telepítés a különféle jogi aktusok nélkülözése mellett, ismeretlen időben és megfontolásból történik. A patak mesterséges úton megnövelt pisztrángállománya a kisvízfolyás faunájára hatással lehet. VÁSÁRHELYI (1958) arról számol be, hogy a Lillafüreden megfigyelt kárpáti márna ívást követően a pisztrángok jelentős mennyiségű kárpáti márna ivadékokat faltak fel. A Morgó-patakon 2014 májusában egy elpusztult szivárványos pisztráng

(*Onchorinchus mykiss*) gyomrában 1 példány kövi csík is volt (Török Júlia és Béres Tibor szóbeli közlése, 2014). Kerüljük a kisvízfolyásaink mesterséges telepítését, ott aktív halgazdálkodást ne folytassunk, különösen ne a patak medrének vagy partjának átalakításával.

A víz minőséget befolyásoló egyéb erdészeti tevékenységek

E címszó alatt elsőként szokás említeni az erdészeti gépek által okozott olajszennyezést. Tapasztalataink szerint azonban ez nem, vagy csak igen kis mértékben jelentkezik a gyakorlatban. A hazánkban működő erdészeti gépek jelentős része ugyan meglehetősen koros, azonban karbantartásuk a gazdálkodó elemi érdeke. Gyakran láthatunk olyan gépeket, amelyek alatt kisebb olajfoltok vannak, ezt azonban okozhatja egy nagyobb eső, ami a motorházból, illetve a különféle kenést igénylő alkatrészekről lemos némi olajat. A nagyobb mértékű olajfolyást a gép kezelője azonnal észreveszi és – mivel a hiányzó olaj a gép károsodását is okozhatja – azonnal leállítja a gépet. Erdei kisvízfolyásaink esetén az eddigi munkánk során nem tapasztaltunk olajszennyezés által okozott kárt.

Sokkal nagyobb problémát jelent a turistaházak, szállások (amelyek közül több erdészeti kezelésben van) szennyvízkezelésének kérdése. A megnövekedett turistaforgalom nagyobb terheléssel jár. A többletszennyvíz kezelésének gyakori módja a házi szennyvíztisztítók beépítése, majd a tisztított szennyvíz élővízbe történő bevezetése.

A szennyvizek tisztítása és élővízbe való bevezetése várhatóan változást fog előidézni erdei patakjainkban is. A korábbi állapot szerint a szennyvíz nagy része a kerti emésztő gödrökbe került. Az esetek nagy részében ezek a gödrök összeköttetésben voltak a talajvízzel, így azt állandóan szennyezték. A talajvíz koncentrációja az egyes szennyező anyagok tekintetében többé-kevésbé állandó volt. A talajvizek lassú áramlással (hosszú tartózkodási idővel) a felszíni vízfolyásba jutottak és állandó koncentrációjú diffúz szennyező forrást jelentettek az összes szennyező anyag tekintetében. A talajban a hormon- és mosószermaradványok a hosszú tartózkodási idő miatt nagyobb eséllyel bomlottak el. A tisztítók megépítésével ez a folyamat megváltozik: A szennyvíz a tisztítóba kerül, ott néhány komponens (pl. foszfor, nitrogén, KOI) vonatkozásában nagy hatásfokú tisztításon megy keresztül, majd igen gyorsan bevezetésre kerül a legközelebbi élővízbe. Fontos megjegyezni, hogy hormonszármazékok és vegyszermaradványok tekintetében jelenleg egyik tisztító sem tisztít. A szennyvíztisztítók az éppen aktuális igények szerint ingadozó vízhozammal működnek. Nagy igénybevétel esetén az átfolyás nagy. Ilyenkor nagymennyiségű szennyvíz kerül a befogadó vízfolyásba, ami azt eredményezheti, hogy ott a hormon- és vegyszermaradványok koncentráci-

ója hirtelen megnő. Nemzetközi tapasztalatok voltak már arra, hogy erősen szennyezett vízfolyásban egyes fajok ivararányát befolyásolta a jelenség. A problémával kapcsolatban a National Geographic 2009. évi márciusi számában található konkrét adatokat (ANONYMUS 2009). A tisztítatlan szennyvíz talajba történő szikkasztása sem tekinthető jó megoldásnak. Az előrelépést a tisztított szennyvizek szikkasztása jelenthetné, ami így nem közvetlenül kerülne a befogadó vízfolyásba.

A szennyvíztisztítók problémájához tartozik, hogy még szabályos működés esetén is a potenciális veszély mértéke nagy. Időnként hibák, havária esetek fordulnak elő. Ilyenkor az élővízbe jutó, lényegében tisztítatlan szennyvíz akár 1 óra alatt mértéktelen pusztulást okozhat a befogadó élővilágában. Egy ilyen szennyezést nagyon nehéz tetten érni, a tisztító működése gyakorlatilag ellenőrizhetetlen.

Javasoljuk, hogy az erdei kisvízfolyások vízgyűjtőjén található szennyvíztisztítók ne működhesseken olyan szűrők nélkül (membrán vagy aktív szén), amelyek a vegyszer- és hormonmaradványokat is kiszűrik. Minden szennyvíztisztító mellé szükségesnek tartjuk továbbá puffertározó létesítését, amely havária esetén – a hiba kijavításának időtartama alatt – képes a szennyvizet ideiglenesen befogadni és tárolni.

Utak, feltáróutak létesítése

Az erdőben található utak vonalas létesítmények, jelentősen meg tudják változtatni egy patakszakasz hidrológiai sajátosságait. A völgy hosszirányában húzódó út átveheti a víz levezetésének szerepét, ami a patakban az áradás hiányát eredményezheti. Az áradás meder átalakító, hordalék átmozgató hatása nem érvényesül, a törmelék bemosódása elmarad. Az utat védő árokrendszer ezt a helyzetet még kedvezőtlenebbé teheti, továbbá csapdaként működik számos kételtű faj számára, amelyeket a víz jelenléte arra ösztönöz, hogy iderakják petéiket. Az árokrendszerek a víz levezetésére készültek, ezt a szerepet be is töltik, így a peték, vagy az abból kikelt lárvák szárazon maradnak, elpusztulnak.

Az aszfaltozott út poláros fénycsapdaként működhet a vízirovarok számára (HORVÁTH és mtsai 2009). Több fajnál igazolták, hogy a vizet a felszínről visszavert fény vízszintes polarizációjáról ismerik fel. Ugyanilyen fényt bocsájt ki az aszfaltfelület is. A szitakötők esetén megfigyelték, hogy a pozitív polarotaxis a legfontosabb tényező, ami az élő- és petézőhely választást irányítja (FALUSI és TÓTH 2009). KRISKA és mtsai (1998) kérészeket és állkérészeket figyeltek meg, amelyek a patakkal szomszédos aszfaltút felett pártottak, majd petéiket az aszfaltra helyezték. A szaporulat így jelentős mértékben csökkenhet. A vízirovarok, illetve azok különféle fejlődési alakjai fontos részei a patak élővilágának, jelenlétük vagy hiányuk hatással van az ökológiai állapotra, így kijelenthető,

hogyan az aszfaltutak hatása kedvezőtlen a patakok élővilágára.

Javasoljuk, hogy a patak völgyekben aszfaltút ne épüljön, a hosszirányában húzódó utak mentén a lehető legsűrűbben, de minimum 300 méterenként legyenek az út alatt szivárgó csatornák kialakítva (olajfogó berendezéssel ellátva), amelyek a lehulló csapadékot a patakba vezetik. Így a patak hidrológiai állapota és az ezzel együtt járó természetes folyamatok nem változnak meg, a patak faunájának nagyobb esélye marad a túlélésre.

Javaslatok

Az erdei patak rendkívül érzékeny élőhelytípus. Nagyon rövid idő elegendő ahhoz, hogy élővilága végzetes károkat szenvedjen. A vizet érintő kedvezőtlen hatás – pl. egy mérgezés – igen hosszú szakaszon érvényesül és ott maradandó, de legalábbis hosszú távú károkat okozhat. A patakban élő vízi szervezetek számára nincs meg a menekülés lehetősége. Az erdészeti tevékenység jelentős hatással lehet a patak élővilágára. Az alábbiakban megfogalmazott javaslatok célja az, hogy ez a hatás a lehető legkisebb mértékű legyen.

Az erdőgazdálkodás tervezése során a vízgyűjtő-rendszer egészére legyünk tekintettel. A tarvágások a talajerózió és a hordalékosság növekedése miatt rendkívül kedvezőtlen hatásúak. Kerüljük az egy vízgyűjtőn történő nagyobb volumenű rövid időszakon belüli tarvágásokat. A vízgyűjtő szintű kezelés csak hosszú távú gondolkodással valósítható meg. A vágásokat és felújításokat az egész vízgyűjtőre kiterjedő egyidejű tervezés során lenne szükséges meghatározni a hidrológia és az erózióvédelem szempontjainak figyelembevételével.

A hordalékosság növekedésének elkerülése érdekében a vízjárta területeken, különösen az élő patakok völgyében a gépek mozgását korlátozzuk, az ilyen helyeken a munkavégzés lehetőleg fagyott talajon történjen. A gépek a patak medrében hosszirányban ne mozogjanak.

A hordalékfogók helyét úgy kell meghatározni, hogy azok a patak hosszirányú átjárhatóságát ne befolyásolják, javasolható, hogy a hordalékfogók ideiglenes vízű árkokban kerüljenek kialakításra.

Javasoljuk, hogy a patakmenti erdősáv legalább a patakokat kísérő jellemző fafaj maximális magasságának szélességében ne legyen tárgy a erdőgazdálkodásnak. A hazánkra jellemző erdei kisvízfolyások esetén ez általában a teljes patak völgyet magában foglalja. Ott a spontán erdősülés, illetve az egyéb természetes körülmények biztosítanak megfelelő kör-

nyezetet a patak, illetve annak élővilága számára. Viszonylag kis területéről van szó, amelynek kiesése nem okoz jelentős gazdasági veszteséget, ugyanakkor a meghagyott erdő csökkenti a patakmeder, így a környező területek erózióját.

Fenn kell tartani azt a kedvező gyakorlatot, miszerint a kisvízfolyások erdei szakaszain viszonylag kis számban történnek mederrendezési munkálatok. Ahol feltétlenül szükség mutatkozik valamely műtárgy védelmére, ott ne a patak medrét stabilizáljuk, hanem a védendő műtárgyat. Ez a gyakorlatban azt jelenti, hogy a stabilizáló gabionfalat nem a patak éppen aktuális medrének rézsűjéhez helyezzük el, hanem a védendő műtárgy mellett (a patak felőli oldalon) ássuk a talajba. Ebben az esetben a patak természetes mederváltozásai során megközelítheti a védendő műtárgyat, azonban annak közvetlen környezetében beleütközik a gabion falba, így kárt tenni nem tud benne.

Az erdei kisvízfolyásokon tározók, illetve egyéb a hosszirányú átjárhatóságot gátló műtárgyak ne létesüljenek. A meglévő műtárgyak létjogosultságát szükséges felülvizsgálni. Ahol megtartásuk indokolt, ott meg kell vizsgálni egy – a patakhoz teljesen hasonló – megkerülő csatorna kialakításának lehetőségét.

Kerüljük a kisvízfolyásaink haltelepítését, bízzuk ezt a természetes szaporulatra. Halgazdálkodást ne folytassunk, különösen ne a patak medrének vagy partjának átalakításával.

A házi szennyvíztisztítók, illetve azok vizének élővízbe történő bevezetése rendkívüli veszélyforrást jelent kisvízfolyásainkra, az ilyenek létesítését kerülni kell. Ahol építésük elkerülhetetlen, ott a tisztított szennyvíz talajba történő szikkasztása kedvezőbb. Javasoljuk ugyanakkor, hogy az erdei kisvízfolyások vízgyűjtőjén található szennyvíztisztítók ne működjenek olyan szűrők nélkül (membrán vagy aktív szén), amelyek a vegyszer- és hormonmaradványokat is kiszűrik. Minden szennyvíztisztító mellé szükségesnek tartjuk továbbá puffertározó létesítését, amely havária esetén – a hiba kijavításának időtartama alatt – képes a szennyvizet ideiglenesen befogadni és tárolni.

Javasoljuk, hogy a patak völgy hosszirányában húzódó utak mentén a lehető legsűrűbben, de minimum 300 méterenként legyenek az út alatt szivárgó csatornák kialakítva, amelyek a lehulló csapadékot a patakba vezetik. Így a patak hidrológiai állapota és az ezzel együtt járó természetes folyamatok nem változnak meg, a patak faunájának nagyobb esélye marad a túlélésre. A feltáróutak létesítése során ideiglenes hordalékfogók kialakítása szükséges. Aszfaltozott utakat ne építsünk a patak völgyekbe.

Irodalomjegyzék

- ALLAN, J. D., WIPFLI, M. S., CAOUILLE, J. P., PRUSSIAN, A. és RODGERS, J. (2003): Influence of streamside vegetation on inputs of terrestrial invertebrates to salmonid food webs. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**: 309–320.
- ALLAN, J. D. és CASTILLO, M. M. (2007): *Stream Ecology Structure and function of running waters*. – Springer, Dordrecht, 436 pp.
- ANGERMEIER, L. P. és KARR, R. J. (1984): Relationships between Woody Debris and Fish Habitat in a Small Warmwater Stream. – *Transactions of the American Fisheries Society* **113**(6): 716–726.
- ANONYMUS (2009): Gyógyszerezett folyóvizek. – *National Geographic* **7**(3): 19.
- BANARESCU, P., SORIC, V. és ECONOMIDIS, P. (1999): *Gobio gobio* – In: BANARESCU, P. (szerk.): The freshwater Fishes of Europe 5/1 Cyprinidae 2(1), AULA-Verlag, Wiesbaden, pp. 81–134.
- BARANYAI-NAGY, A. és BARANYAI, Zs. (2011): A patakmenti égerligetek tájtörténeti kutatása a Soproni-hegység területén. – *Tájökológiai Lapok* **9**(2): 375–403.
- BARTHA, D. és KOVÁCS, T. (2000): *Források és kisvízfolyások jellemző növény- és állatvilága*. – In: FRANK, T. (szerk.): Természet–Erdő–Gazdálkodás. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 108–112.
- BAXTER, C. V., FAUSCH, K. D. és SAUNDERS, W. C. (2005): Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. – *Freshwater Biology* **50**: 201–220.
- BOGÁRDI, J. (1955): *A hordalékmozgás elmélete* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 18 pp.
- BROOKS, A. P., ABBE, T. B., JANSEN, J. D., TAYLOR, M. és GIPPEL, C. J. (2011): Putting the wood back into our rivers: An experiment in river rehabilitation. – *Third Australian Stream Management Conference, Brisbane* 27–29.
- CLOE, W. W. I. és GARMAN, G. C. (1996): The energetic importance of terrestrial arthropod inputs to three warmwater streams. – *Freshwater Biology* **36**: 105–114.
- ECONOMIDIS, P., SORIC, V. és BANARESCU, P. (2003): *Barbus peloponnesius Valenciennes 1842* – In: BANARESCU, P. és BOGUTSKAYA, N. (szerk.): The Freshwater Fishes of Europe 5/II Cyprinidae 2, AULA-Verlag, Wiesbaden, pp. 301–337.
- EDWARDS, E. D. és HURYN, A. D. (1995): Annual contribution of terrestrial invertebrates to a New Zealand stream. New Zealand. – *Journal of Marine and Freshwater Research* **29**: 467–477.
- EGGERT, S. L. és WALLACE, J. B. (2007): Wood biofilm as a food resource for stream detritivores. – *Limnology and Oceanography* **52**: 1239–1245.
- ERŐS, T. (1998a): A kövi csík (*Orthrias barbatulus* L.) növekedése és populációbiológiájának struktúrája a Bükkös-patakban. – *Halászat* **91**(1): 33–40.
- ERŐS, T. (1998b): A kövi csík (*Barbatula barbatula* (L.)) tápláléka a Bükkös-patakban. – *Halászat* **91**(3): 121–124.
- ERŐS, T. (2003): Halegyüttesek szerkezetének és funkciójának időbeli változékonysága középhegységi patakok mentén. – *Hidrológiai Közlöny* **83**: 42–44.
- FAJTH, T. (1970): *Velence* – Panoráma kiadó, Budapest, 221 pp.
- FALUSI, E. és TÓTH, A. (2009): Napjaink környezetszennyezője, a poláros fényszennyezés. – *Tájökológiai Lapok* **7**(1): 1–8.
- GAYRAUD, S. és PHILIPPE, M. (2001): Does subsurface interstitial space influence general features and morphological traits of the benthic macroinvertebrate community in streams? – *Archiv für Hydrobiologie* **151**: 667–686.
- GRIBOVSKZI, Z., KALICZ, P. és KUČSARA, M. (2014): *A holt faanyag hatása a vízfolyásokra* – In: CSÓKA, Gy. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. Silva naturalis Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 191–195.
- GUTI, G. (1993): A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értérendszer. – *Halászat* **86**(3): 141–144.
- HARKA, Á. és SALLAI, Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. – Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, 269 pp.
- HOOD, S. (1983): *The Minoans. Crete in the Bronze age* – Thames and Hudson, London – fordítás: A Minozi Kréta – Gondolat, Budapest, 23 pp.
- HORVÁTH, G., MALIK, P. és KRISKA, Gy. (2009): *Poláros fényszennyezés. Környezetfizikai módszerek laboratóriumi gyakorlat* – (<http://atomfizika.elte.hu/akos/orak/kmod/ml/pol.pdf>)
- IATRIDIS, Y. (1988): *Flowers of Crete* – Spectrum, Athén, 17 pp.
- JONES, J. B. és SMOCK, L. A. (1991): Transport and retention of particulate organic matter in two low-gradient headwater streams. – *Journal of the North American Benthological Society* **10**: 115–126.
- KAWAGUCHI, Y. és NAKANO, S. (2001): Contribution of terrestrial invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream. – *Freshwater Biology* **46**: 303–316.
- KOTTELAT, M. és FREYHOF, J. (2009): *Handbook of European Freshwater Fishes*. – Kottelat, Cornol, Switzerland 31–300 pp.
- KOVÁCS, T., JUHÁSZ, P. és AMBRUS, A. (2005): Adatok a magyarországon élő folyami rákok (Decapoda, Astacidae, Cambaridae) elterjedéséhez. – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **29**: 85–89.
- KRISKA, Gy., HORVÁTH, G. és ANDRIKOVICS, S. (1998): Why do mayflies lay their eggs en masse on dry asphalt roads? Water-imitating polarized light reflected from asphalt attracts Ephemeroptera. – *Journal of Experimental Biology* **200**: 2273–2286.
- MARTIN, P., PFEIFER, M. és FÜLLNER, G. (2008): First record of the stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) (Crustacea: Decapoda: Astacidae) from Saxony (Germany). – *Faunistische Abhandlungen* **26**: 103–108.
- MASON, C. F. és MACDONALD, S. M. (1982): The input of terrestrial invertebrates from tree canopies to a stream. – *Freshwater Biology* **12**: 305–311.
- MONTGOMERY, D. R., BUFFINGTON, J. M., SMITH, R. D., SCHMIDT, K. M. és PRESS, G. R., (1995): Pool spacing in forest channels. – *Water Resources Research* **31**: 1097–1105.
- MUOTKA, T. és LAASONEN, P. (2002): Ecosystem recovery in restored headwater streams: the role of enhanced leaf retention. – *Journal of Applied Ecology* **39**(1): 145–156.
- NAKANO, S., MIYASAKA, H. és KUHARA, N. (1999) Terrestrial-aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. – *Ecology* **80**: 2435–2441.
- PICCOLO, J. J. és WIPFLI, M. S. (2002): Does red alder (*Alnus rubra*) in upland riparian forests elevate macroinvertebrate and detritus export from headwater streams to downstream habitats in southeastern Alaska. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**: 503–513.
- PINTÉR, K. (1975): A petényi márna (*Barbus meridionalis petényi* HECKEL). – *Halászat* **21**(3): 081 melléklet.
- PINTÉR, K. (2002): *Magyarország halai* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 202 pp.
- RAIKOW, D. F., GRUBBS, S. A. és CUMMINS, K. W. (1995): Debris dam dynamics and coarse particulate organic matter retention in an Appalachian Mountain stream. – *Journal of the North American Benthological Society* **14**: 535–546.

- ROGOVSZKY, Z. (1996): Csak az érdekes ami ehető is? – *Madár-távlát* 3(2): 10–12.
- ROGOVSZKY, Z. és HERÉNYI, M. (2005): Összefoglalás a Duna–Ipoly Nemzeti Park Börzsönyi Tájegységében végzett kövi rák (*Austropotamobius torrentium*) vizsgálatokról – kutatási jelentés, Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 10 pp.
- SÁLY, P., ERŐS, T., TAKÁCS, P., KISS, I. és BÍRÓ, P. (2009): Kisvízfolyások halegyüttestípusai és karakterfajai a Balaton vízgyűjtőjén: Élőhelytípus-indikátorok és fajegyüttes-indikátorok. – *Pisces Hungarici* 3: 113–146.
- SÁLY, P. és HÓDI, B. K. (2011): A Tarna felső és középső vízgyűjtőjének pataki halegyüttesei. – *Pisces Hungarici* 5: 83–94.
- SEVCSIK, A. és MOLNÁR, J. L. (2007): A Visegrádi-hegység és a Pilis patakjainak halfaunisztikai vizsgálata. – *Halászat* 100: 147–152.
- SMOCK, L. A., METZLER, G. M. és GLADDEN, J. E. (1989): Role of debris dams in the structure and functioning of low-gradient headwater streams. – *Ecology* 70: 764–775.
- STERBETZ, I. (1958): Hol tanyázik a petényi márna. – *Halászat* 5(3): 49.
- STERBETZ, I. (1959): Hogyan ívik a petényi márna. – *Halászat* 6(3): 59.
- TRISKA, F. J. (1984): Role of wood debris in modifying channel morphology and riparian areas of a large lowland rivers under pristine conditions: a historical case study. – *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 22: 1876–1892
- THURÁNSZKY, Z. (1962): Pisztrángos patakjainkról. – *Halászat* 8(55): 75.
- THURÁNSZKY, Z. (1971): Pisztrángos patakjaink népesítése. – *Halászat* 26(64): 143.
- TÓTH, B., SEVCSIK, A. és ERŐS, T. (2007): Natura 2000-es fajok előfordulás a Duna hazai szakaszán. – *Pisces Hungarici* 2: 83–94.
- TÖRY, K. (1952): *A Duna és szabályozása* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 454 pp.
- VÁSÁRHELYI, I. (1958): Ismét terítéken a petényi márna. – *Halászat* 5(5): 92.
- WILHELM, S. (2000): *Halak a természet háztartásában Édesvízi halaink biológiája* – Kriterion Kiadó, Kolozsvár, 88 pp.
- WIPFLI, M. S. és MUSSLEWHITE, J. (2004): Density of red alder (*Alnus rubra*) in headwaters influences invertebrate and detritus subsidies to downstream fish habitats in Alaska. – *Hydrobiologia* 520: 153–163.
- WALLACE, J. B., EGGERT, S. L., MEYER, J. L. és WEBSTER, J. R. (1999): Effects of resource limitation on an eutrital-based ecosystem. – *Ecological Monographs* 18: 409–442.
- WALLACE, J. B., WEBSTER, J. R., EGGERT, S. L., MEYER, J. L. és SILER, E. R. (2001): Large woody debris in a headwater stream: Long-term legacies of forest disturbance. – *International Review of Hydrobiology* 6(4–5): 501–513.
- www1: http://mta.hu/tudomany_hirei/az-aszaly-es-a-szarazodas-magyarorszagon-88741/ (2015.09.03.)
- www2: <http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tkt/erdeszeti-okologia/ch06s03.html> (2015.09.03)
- www3: http://ramet.elte.hu/~ramet/oktatas/OkologiaBiogeografiaII/Matyas_1996_erdeszet_Okologia.pdf (2015. 09.03.)

The effects of forest management on streams

Balázs Tóth¹ & Zoltán Szalóky²

¹Danube–Ipoly National Park Directorate, Költő u. 21, H–1121 Budapest, Hungary
E-mail: zingelzingel@gmail.com

²MTA Centre for Ecological Research, Danube Research Institute, Karolina út 29, H–1123 Budapest, Hungary
E-mail: szaloky@gmail.com

Streams only take up a small space in forests, but they have a high ecological value, since they shelter rare, habitat-specific, narrow-tolerance species. Streams have dynamic landscape and habitat forming impacts on forests and forests react in many different ways to streams in natural situations. Forests are the sources of nutrition for stream communities (woody debris, insects falling into the water), the trees provide shade. The presence of large woody debris can even influence hydromorphology. It is evident that forest management activities can change the ecological situation in forest streams. Logging, flood protection, river bed stabilization, sediment-trapping have many effects on hydrology, flow rate, sediment transport and hydromorphology – just to mention the most important abiotic factors of waterflows. Infrastructural development (including touristic facilities) can have serious impacts on a stream's wildlife. In this paper, we focus on stream ecology and forest management highlighting the most valuable species of creeks and forming proposals for forestries to improve the ecological status of streams.

Key words: forest streams, creeks, hydroecology, effects of forest management

Az erdőgazdálkodási gyakorlat hatása közösségi jelentőségű kétéltű- és hüllőfajokra

Halpern Bálint¹ és Harnos Krisztián²

¹Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 1121 Budapest, Költő u. 21.

E-mail: halpern.balint@mme.hu

²Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, 3304 Eger, Sánc út 6. E-mail: harnoskrisztian@yahoo.com

Az erdőgazdálkodási gyakorlat, valamint a kétéltűek és hüllők kapcsolatát tudományos módszerekkel Európában kevesen, hazánkban pedig egyáltalán nem vizsgálták. Az Észak-Amerikában, mérsékelt égövi viszonyok között folytatott vizsgálatok eredményei, illetve számos hazai (faunisztikai és ökológiai vizsgálatokból, természetvédelmi gyakorlatból származó) megfigyelés alapján azonban értékelhető ismereteink vannak a közösségi jelentőségű fajaink és az erdőgazdálkodás viszonyáról. A hazai erdők döntő többségében jelenleg alkalmazott vágásos üzemmód, ahogy a legtöbb élőlény-csoportot, a herpetofaunát is több vonatkozásban negatívan érinti, felerősítve az erdőgazdálkodási infrastruktúra hatásaival. Több fajt nyílt élőhelyeik beerdősítése, illetve inváziós fásszárúak spontán terjedése is veszélyeztet. Magyarországon a közösségi, illetve kiemelt közösségi jelentőségű kétéltű- és hüllőfajok közül a széles elterjedésűek (dunai tarajosgöte, vöröshasú unka, mocsári teknős), valamint a rákosi vipera nem kötődnek erdőszült tájakhoz, védelmüknek azonban vannak erdőgazdálkodási vonatkozásai, így megőrzésük érdekében számos javaslatot tudunk megfogalmazni. Szűkebb elterjedésű, hegy- és dombvidéki jelleget mutató közösségi jelentőségű fajaink (közönséges és alpesi tarajosgöte, sárgahasú unka) esetén az erdőgazdálkodás fontosabb szerepet játszik, így javaslataink nagyobb hangsúlyt kapnak e fajok természetvédelmi helyzetének fenntartásában, javításában. A közösségi jelentőségű fajok tárgyalását kiegészítettük további, hazánkban természetvédelmi szempontból jelentős fajokkal (foltos szalamandra, alpesi göte, pannongyík, keresztes vipera), melyek fennmaradását komolyan befolyásolja az erdőgazdálkodás. Az egyes fajoknál kidolgozott javaslatok reményeink szerint a természetvédelmi erdőkezelés és a természetközeli erdőgazdálkodás gyakorlatában egyaránt figyelembe vehetők.

Kulcsszavak: erdőgazdálkodási gyakorlat, herpetofauna, közösségi jelentőségű fajok, természetvédelmi erdőkezelés, természetközeli erdőgazdálkodás

Bevezetés

Az erdei ökoszisztémákban a kétéltűek és hüllők fontos szerepet töltenek be, mind a vízi, mind a szárazföldi anyagforgalomban, táplálkozási hálózatokban nagy jelentőségük lehet. Ugyanakkor az erdőkezelési technikák élőhely zavaró hatására nagy érzékenységet mutathatnak (MACNEIL és mtsai 2013).

Az erdőgazdálkodás kétéltűekre és hüllőkre gyakorolt hatására, mérsékelt égövi viszonyok között elsősorban az észak-amerikai irodalomban találunk kutatási eredményeket. A hozzáférhető európai vizsgálati eredmények hiánya miatt ezek az amerikai viszonyok között felhalmozott ismeretek, megfelelő adaptációval, hazai viszonyok között is hasznosíthatók.

Az erdőkezelés és a kétéltű-ökológia közötti kapcsolatokra vonatkozó, észak-amerikai irodalmat áttekintő ismertetés (DEMAYNADIER és HUNTER 1995) alapján a kétéltű-védelem leginkább vitás kérdései közé tartozik az erdőkezelés kétéltűekre gyakorolt hatása. SEMLITSCH és mtsai (2008) összegzése szerint számos tanulmány dokumentálta a kétéltű állományok fakitermelés következtében végbement hanyatlását.

POPESCU és HUNTER (2011) egy erdőlakó észak-amerikai békafaj (*Lithobates sylvaticus*) fiatal korosztályának szétszóródási képességét vizsgálta különböző korú vágásos erdőkben. Vizsgálataik eredményeként azt találták, hogy a tarvágás tartós negatív hatást gyakorol a fiatal *L. sylvaticus* egyedek migrációs sikerére. A faállomány eltávolításával járó erdőgazdálkodási gyakorlat, valamint a természetes erdők fenntartásának alakítása a populációk életképességére regionális szinten hatással lehetnek, a sikeres szétszóródás akadályozásával (POPESCU és HUNTER 2011). ROTHERMEL és SEMLITSCH (2002) három észak-amerikai kétéltűfaj (*Ambystoma maculatum*, *A. texanum*, *Bufo americanus*) fiataljainak szétszóródási sikerét vizsgálva arra az eredményre jutottak, hogy a nyílt élőhelyeken magasabb a mortalitás, mint a zárt erdei élőhelyeken, ami a szerzők szerint a kiszáradásnak vagy a ragadozók nagyobb sűrűségének tulajdonítható. PATRICK és mtsai (2006) egy észak-amerikai kétéltű-közösségen vizsgálták az erdészeti kezelés hatásait, és eredményeik megerősítették számos, általuk hivatkozott szerző korábbi eredményeit: a vágásterületeken a kétéltűek ala-

csenyebb egyedsűrűséget mutattak, mint az egyéb módon kezelt erdőkben. A tanulmány felhívja a figyelmet a vizsgált kétélűfajok fiataljainak érzékenységre a vágásos erdőkezeléssel szemben. A negatív hatások enyhítésére alkalmasnak találja a faállomány részleges meghagyását, valamint vastag fekvő holtfa visszahagyását.

SEMLITSCH és mtsai (2008) erdőlakó, állóvízben szaporodó kétélű fajokon vizsgálták Észak-Amerikában a vágásos erdőgazdálkodás hatását. A tarvágásos mintaterületeken a kétélűek egy része elpusztult, illetve menedékhelyekre húzódtak, jelentős részük azonban (különösen az *Ambystoma* fajok egyedei) elhagyta a vágásterületet és kedvező élőhelyet keresett. A szerzők erdőkezelési javaslatokat fogalmaznak meg, miszerint kisméretű vágásterületek alkalmazásával biztosítható az erdőlakó kétélűek élőhely-váltása és későbbi rekolonizációja, illetve vastag fekvő holtfa visszahagyásával a vágásterületen csökkenthető a kétélűekre gyakorolt negatív hatás (SEMLITSCH és mtsai 2008).

MACNEIL és mtsai (2013) az USA északnyugati régiójára a következő javaslatokat fogalmazzák meg a herpetofauna védelmét biztosító erdőkezeléshez:

- Időzítés: Számos kétélű- és hullófaj tömeges vándorlást, illetve növekvő aktivitást mutat a tavaszi időszakban, illetve a heves esőzéseket követően. Az erdőgazdálkodási munkák időzítésével (szüneteltetés a tömeges vándorlások idején), illetve az erdőgazdálkodásban dolgozók kiemelt figyelmével (gázolások csökkentése) elkerülhető, hogy ezen időszakokban nagyobb mérvű pusztulás alakuljon ki.
- A munkaterület térbeli elhelyezése: A fakitermeléssel indokolt elkerülni a szaporodóhelyként ismert álló- és folyóvizeket, megfelelő pufferzóna fenntartásával.
- A faállomány eltávolításának mértéke: A lécek, illetve vágásterületek mérete, alakja a herpetofaunára gyakorolt negatív hatások minimalizálásával történjen. A faállomány részleges eltávolításával járó fahasználatok esetén, a faállomány 50%-ának visszahagyása javasolt, a kétélűek számára megfelelő árnyékoltság, illetve az avar és holtfa pótlódásának biztosításához. Vágásos gazdálkodás esetén a hagyásfa-csoportok megtartása kedvezőbb a kétélűek szempontjából, mint a nagy térközzel visszamaradó hagyásfák.
- Fakitermelés és szállítás: A fakitermelés és anyagmozgatás munkaműveletei közvetlen pusztítást okozhatnak. Az erdőgazdálkodást kiszolgáló utak izolálhatják a kétélűek és hullók populációit, növelhetik a vízfolyásokban az üledéklerakódást. Az utakon kialakuló pocsoltyúk ugyan szaporodóhelyet biztosítanak több kétélűfaj számára, de kiszáradásuk gyors és fokozott zavarásnak kitettek. Az erdőgazdasági munkák szüneteltetése esős időszakokban, illetve az utak megfelelő tervezése (víz-

folyások keresztezésének minimalizálása, felszíni lefolyás csökkentése, pufferzóna fenntartása az út és a vizes élőhely között) csökkentheti az üledékbejutást a vizekbe.

- „Biológiai hagyatékok”: A fekvő és álló holtfa egyaránt fontos, mint menedék- és táplálkozóhely a herpetofauna tagjai számára, ezért végvágások esetén is fontos a visszahagyásuk.
- Nyílt vízfelületek, így állandó vizű kis tavak, időszakos víztestek megőrzése egyaránt fontos a kétélűek és hullók szempontjából.
- Kivágott, értéktelen fatörzsekből halmok létrehozása zavartalan helyeken főként a hullófajok védelmét segíti.

DODD (2010) globális perspektívából végzett áttekintése szerint az erdőgazdálkodás legszélsőségesebb formája a kétélűekre nézve a faállomány és az erdei növényzet teljes eltávolítása (ez a hazai szóhasználatban megfeleltethető a tarvágásos véghasználatnak). Számos szárazföldi kétélű, különösen a szalamandrafélék és a talajlakó trópusi békák eltűnnek vagy állománycsökkenést szenvednek a tarvágás után, és a túlélt populáció is csak évtizedek elteltével állhat vissza a korábbi egyedszámra (DODD 2010). Szerző fenti problémák megoldásának egyik módját az élőhely-mozaikok kezelésében (a szaporodóhelyeken és pufferzónájukban a vágás korlátozása, más területeken különböző korú állományfoltok kialakítása), másik módját a szelektív vágásban látja (DODD 2010). (Ez utóbbi hazai megfelelőjeként a szálaló üzemmódot tekinthetjük.)

GENT és GIBSON (2003) Britanniában a kétélű- és hullófajok általános veszélyeztető tényezői között említi egyes, fontosabb szárazföldi élőhelyek (csarabosok, homokdűnék) fenyővel történő mesterséges beerdősítését.

SMITH és SUTHERLAND (2014) a bizonyíték-alapú természetvédelmet megalapozó könyvsorozat részét képező kötetükben, a természetvédelmi beavatkozások kétélűekre gyakorolt hatásait összegzik. Globális áttekintésükben 107 kétélűek védelmét szolgáló beavatkozási típust határoztak meg, melyből 8 típus kapcsolódik közvetlenül az erdőgazdálkodáshoz. Az erdőgazdálkodás kétélűekre gyakorolt hatásainak vizsgálatához 46 esettanulmányt dolgoztak fel, melyek mindegyike (egy indonéziai kivétellel) észak-amerikai.

Az összegzések eredményeinek európai alkalmazásához bizonyos módosítások szükségesek, bemutatásuk (beavatkozási típusonként) azonban mindenképpen hasznos lehet.

A faállomány gyérítése

A gyérített és a fakitermeléssel nem érintett erdő kétélű faunáját összehasonlító tanulmányok különböző eredményre jutottak. Két tanulmány a gyérítés

óta eltelt időtől és fajtól függő vegyes hatást mutatott ki, egy tanulmány szerint a kétéltűek abundanciája (kivéve egy szalamandra fajtát) a gyérítés hatására nőtt, egy másik tanulmány szerint általánosan negatív hatása volt, egy harmadik vizsgálat nem mutatott ki hatást a kétéltűek abundanciájára. A gyérítés és a tarvágás hatásait összehasonlító tanulmányok közül kettő szerint a gyérítésre kevésbé negatívan reagáltak a kétéltűek, mint a tarvágásra, két vizsgálat szerint vegyes választ adtak (fajtól, életszakasztól és a beavatkozás óta eltelt időtől függően). Egy 24 tanulmány meta-analíziséből született munka szerint a gyérítés negatív hatással volt a vizsgált szalamandra populációkra, de ez a hatás kisebb volt, mint a tarvágás esetén. Egy vizsgálatban kimutatták, hogy a vándorló kétéltűek hasonló mértékben (egy faj nagyobb mértékben) használták a gyérített erdőt, mint a fakitermeléssel nem érintettet, a vándorló szalamandrák pedig szignifikánsan többet használták a gyérített, mint a tarvágott erdőket. Egy további vizsgálat során azt találták, hogy a gyérítés negatív hatást gyakorolt egy szalamandra faj egyedének kondíciójára, a beavatkozás után 10 évvel. Egy tanulmány szerint kimutatták, hogy az erdőben meglévő, nagy mennyiségű holtfa megakadályozta a kétéltű állományoknak az erdő gyérítését követő csökkenését.

Fák kitermelése kis (néhány század és néhány tized hektár közötti kiterjedésű) csoportokban

Három tanulmányban a fák kis csoportban történő kitermelését összehasonlítva a tarvágással, nem találtak különbséget a kétéltűek, illetve szalamandrák abundanciájában. Egy 24 tanulmány meta-analíziséből született dolgozat szerint a fák kis csoportban történő kitermelése kisebb mértékben csökkentette a szalamandrák állományait, mint a tarvágás. Két tanulmány a szalamandrák abundanciájának csökkenését és fajösszetétel változását közli a fák kis csoportban történő kitermelését követően, fakitermeléssel nem érintett állományokkal összehasonlítva. Egy további tanulmány szerint egy szalamandra populáció szaporodási képességét jelző tulajdonságai hasonlóak vagy kissé rosszabbak voltak a fák kis csoportban történő kitermelésével kezelt erdőben, mint a fakitermeléssel nem érintettekben.

Erdőfoltok visszahagyásával végzett fakitermelés

A témakörben talált egyetlen tanulmány egy észak-amerikai békafaj kísérleti célból szabadon engedett állományán vizsgálta a visszahagyott erdőfoltok használatát. A dolgozat szerint a békák nem mutattak a területen belül szignifikáns mozgást a visszahagyott erdőfoltok felé, azonban a nagyobb méretű (0,8 ha) erdőfoltokat kisebb arányban hagyták el, mint a kisebb (0,3 ha) erdőfoltokat.

Véghasználat hagyásfák, illetve kisebb hagyásfa-csoportok visszahagyásával

Két tanulmány kis sűrűségben visszahagyott hagyásfák esetén nem talált különbséget a szalamandrák abundanciájában a tarvágással összehasonlítva. Másik két tanulmány szerint, a szórványosan visszahagyott hagyásfák ellenére a véghasználat a szalamandrák kisebb abundanciáját és a fajösszetétel változását eredményezte. Egy további kutatás szerint egy szalamandra populáció szaporodási képességét jelző tulajdonságai hasonlóak vagy kissé rosszabbak voltak a hagyásfák megtartásával kezelt, fakitermeléssel érintett erdőben, mint a fakitermeléssel nem érintettekben.

Fokozatos felújítógások (angol megfelelőjeként az idézett tanulmányban a „Shelterwood” rendszer szerepel)

Három tanulmányban, a tarvágással összehasonlítva a fokozatos felújítógás egy esetben magasabb, egy esetben hasonló, egy esetben pedig előbb magasabb, majd hasonló szalamandra abundanciát eredményezett. Egy 24 tanulmány meta-analíziséből született dolgozat szerint a fokozatos felújítógás kisebb mértékben csökkentette a szalamandrák állományait, mint a tarvágás. Három tanulmányból, melyek a fokozatos felújítógás hatásait hasonlítják össze fakitermeléssel nem érintett állományokkal, kettő szerint a fokozatos felújítógás a szalamandrák abundanciájának csökkenését és fajösszetételük változását eredményezte, míg egy tanulmány szerint a fokozatos felújítógás nem volt hatással a szalamandrák abundanciájára. Egy további vizsgálat szerint egy szalamandra populáció szaporodási képességét jelző tulajdonságai hasonlóak vagy kissé rosszabbak voltak a fokozatos felújítógással kezelt erdőben, mint a fakitermeléssel nem érintettekben.

Álló holtfa meghagyása az erdőben

Egy tanulmány szerint 12 álló holtfa meghagyása 2 ha-os mintaterületen, a teljes tarvágással érintett területekhez képest nem eredményezte a szalamandrák magasabb abundanciáját. Két kutatás eredményei azt mutatták, hogy álló holtfa meghagyása a tarvágás során nem küszöbölte ki a szalamandrák abundanciájának csökkenését és a fajösszetétel változását. Egy másik tanulmány szerint a kétéltűek fajszáma és abundanciája is hasonló volt az álló holtfa eltávolítása, illetve létrehozása esetén. Egy további vizsgálat szerint egy szalamandra populáció szaporodási képességét jelző tulajdonságai hasonlóak vagy kissé rosszabbak voltak az álló holtfa megtartásával kezelt, fakitermeléssel érintett erdőben, mint a fakitermeléssel nem érintettekben.

Földön fekvő vastag holtfa meghagyása az erdőkben

Két tanulmány alapján kilencből nyolc kétéltű faj abundanciájában nem volt szignifikáns különbség a földön fekvő vastag holtfa meghagyásával és ennek eltávolításával végzett tarvágás között. Két vizsgálat során azt találták, hogy a földön fekvő vastag holtfa eltávolítása lábön hagyott erdőben nem csökkentette a kétéltűek diverzitását és abundanciáját, de egy másik vizsgálat a fajgazdagságuk csökkenését mutatta ki. Egy tanulmány szerint a vándorló kétéltűek többet használták a tarra vágott területet a földön fekvő vastag holtfa visszahagyása, mint eltávolítása esetén. Egy vizsgálat esetén tarra vágott erdőben a fiatal kétéltűek túlélése szignifikánsan magasabb volt a földön fekvő holtfa halmaival rendelkező, mint az e nélküli területeken.

Pufferzóna megtartása a felszíni vizek parti sávjában a fakitermelés során

Hat tanulmányból, mely a kétéltűek számosságát vizsgálta tarra vágott területeken parti pufferzóna megtartásával és anélkül, ötben vegyes hatásokat mutattak ki, a kétéltű fajoktól és a puffer szélességétől függően. Mindössze egy tanulmányban találták a kétéltűek abundanciáját szignifikánsan magasabbnak pufferzóna alkalmazása esetén. Tizenegy kutatás során hasonlították össze a kétéltűek számosságát fakitermeléssel nem érintett, illetve parti pufferzóna visszahagyásával végzett fakitermeléses területeken. Hatban találtak vegyes hatásokat a fajtól és a földön fekvő holtfa mennyiségétől függően. Négy tanulmány azt mutatta, hogy az abundancia és a fajösszetétel a fakitermeléssel nem érintett erdőkéhez hasonló volt. Két vizsgálatban alacsonyabb fajszámot és abundanciát mutattak ki a fakitermeléssel nem érintett erdőkhez képest. Négy tanulmányból kettő azt mutatta, hogy a kétéltűek fajszáma és abundanciája magasabb volt szélesebb pufferzóna esetén, két tanulmányban azonban nem volt ilyen különbség a pufferzónák szélessége szerint.

A fentiekben összefoglalt tanulmányokban, természetvédelmi beavatkozásokként vizsgált eljárások többnyire megegyeznek a hazai természetközeli erdőgazdálkodás elemeivel. A vizsgálatok eredményei esetenként ellentmondásosak, azonban kirajzolódik belőlük néhány olyan beavatkozási típus, melyek hazai körülmények között is alkalmazhatók a kétéltűek védelméhez. Ide sorolhatjuk a tarvágás helyett alkalmazott fokozatos felújítógátásokat, még inkább a kis csoportokban történő fakitermelést (átalakító vagy száraló üzemmód), a vágásterületeken facsoportok, hagyásfák, illetve a fekvő holtfa megtartását és a felszíni vizek mentén kijelölt pufferzóna kíméletét.

A hazai, természetközeli erdőgazdálkodást, illetve napjainkban már a természetvédelmi erdőkezelést is tárgyaló munkák csak röviden, vagy egyáltalán nem

érintik az erdőgazdálkodás herpetofaunára gyakorolt hatásait. A témát részletesen feldolgozó könyv (FRANK 2000) több fejezetében is találunk rövid leírást az erdőgazdálkodás, valamint a kétéltű- és hüllőfajok kapcsolatáról. Az erdei kisállóvizek jellemző állatvilágát tárgyaló részben (KOVÁCS és mtsai 2000), többek között megemlíti a tarajos gőtét (*Triturus cristatus*) és a sárgahasú unkat (*Bombina variegata*). Az erdei kisvizet veszélyeztető tényezők között a lecsapolásokat, feltöltéseket (erdészeti útépités, útkarbantartás során), az erdőgazdálkodással járó tevékenységeket (pl. nagygépek taposása, olajszenyezések) és a tarvágásokat említi (KOVÁCS és mtsai 2000). A könyv a holtfát, mint gerincesek élőhelyét tárgyaló fejezetében (CSÓKA és mtsai 2000) néhány kétéltű- és hüllőfaj (köztük a gőté) búvó- és telelőhelyeként közli a földön fekvő és álló holtfát.

A témában legújabban megjelent, átfogó munka (FRANK és SZMORAD 2014) az erdei vizes élőhelyek tárgyalása során nem említi ezek herpetológiai vonatkozásait.

Az erdei holtfával kapcsolatos ismeretanyagot széles körűen bemutató munka (CSÓKA és LAKATOS 2014) külön fejezetet szentel a kétéltűek, hüllők és a holtfa kapcsolatának (RENDES és VELEKEI 2014). A témakört a tanulmány elsősorban a gazdagabb észak-amerikai irodalom alapján tárgyalja, kiegészítve két európai publikáció adataival. A tanulmány a hazai kétéltűek és hüllők holtfa használatához értékelő táblázatot is közöl.

Közösségi és kiemelt közösségi jelentőségű kétéltű- és hüllőfajok

Tarajosgöte fajcsoport (*Triturus cristatus* superspecies):

- közönséges tarajosgöte (*Triturus cristatus*),
- dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus*),
- alpesi tarajosgöte (*Triturus carnifex*)

A tarajosgöte fajcsoport három hazai tagja élőhely-választásában különböző mértékben kötődik az erdősült területekhez.

JEHLE és mtsai (2011) több európai országból közölt irodalom alapján a közönséges tarajosgöte szárazföldi élőhelyei között az erdők fontos, de az elterjedési területen változó jelentőségű szerepét jelzik. KUZMIN (1999) szerint Oroszországban a közönséges tarajosgöte tipikus erdei faj. EDGAR és BIRD (2006) a közönséges tarajosgöte élőhelyei között lombos- és fenyőerdőket, a dunai tarajosgöte esetén kis erdőket és ligeteket, az alpesi tarajosgöte élőhelyeként pedig többek között lomboserdőket említi. Közönsé-

1. ábra. Fatörzs alatt telelő dunai tarajosgőték (fotó: Halpern Bálint)



ges tarajosgőtére vonatkozó svédországi vizsgálatok eredményei kiemelik a lomboserdők (főleg az idős állományok) fontos szárazföldi élőhelyi szerepét a fenyőerdőkkel szemben (GUSTAFSON és mtsai 2011). SCHABETSBERGER és mtsai (2004) egy alpesi tarajosgőte állományon végzett megfigyelései szerint a gőték szaporodóhelyükről főként fenyőerdőbe vándoroltak, amely (az intenzíven legeltetett gyepon kívül) az egyedüli elérhető élőhely volt.

Hazai viszonyok között a közönséges és az alpesi tarajosgőte magas erdősültségű tájegységekben (előbbi az Aggteleki-karszton, utóbbi az Őrségben, a Soproni- és a Kőszegi-hegységben) fordulnak elő. Szaporodóhelyeik elsősorban erdők közvetlen közelében találhatóak, ezért feltételezhetően az erdők fontos szárazföldi élőhelyeik. A dunai tarajosgőte túlnyomórészt kisebb erdősültségű, síkvidéki tájegységeinkben él, ahol szárazföldi élőhelyeként a gyepterületek mellett elsősorban az ártéri ligeterdők, mocsár- és láperdők funkcionálnak. Telelőhelyeként a

vizes élőhelyekhez közeli magaslatok természetserű és kultúrerdei játszanak szerepet. Utóbbi faj hegyvidéki előfordulásai erdei és erdővel érintkező kis tavakhoz kötődnek, ahol szárazföldi élőhelyeit nagy valószínűséggel középhegységi bükkösök és gyertyános-tölgyesek adják.

DELY (1967) szerint a tarajosgőték téli álmukat „odvas fák gyökerei között, talajrepedésekben, avar, kő, moha stb. alatt” töltik (1. ábra). JEHLÉ és mtsai (2011) szerint a tarajosgőték többek között gyökerek közti üregekben, földön fekvő fatörzsek alatt, korhadó facsonkokban, fakéreg alatt találják meg szárazföldi menedékhelyeiket. Franciaországban, közönséges tarajosgőtén végzett rádió telemetriás vizsgálat során a legtöbb megtalált állat lombavar alatt, illetve kisemlős járatokban tartózkodott, kisebb arányban kerültek meg füves növényzet, fatörzsek és kőrakások alól (JEHLÉ és ARNTZEN 2000).

EDGAR és BIRD (2006) a közönséges tarajosgőte veszélyeztetető tényezői között az erdőirtást (az erdő,



2. ábra. Dunai tarajosgőte hím (fotó: Harnos Krisztián)

mint vegetációs forma megszüntetését jelenti, nem tévesztendő össze a véghaszálattal) és a holtfa eltávolítását, az alpesi tarajosgöte esetén pedig az erdőirtást említi. Hazánkban a közönséges és az alpesi tarajosgöte esetén VÖRÖS és HARMOS (2014a,c) a faj számára kedvezőtlen erdőkezelést, a dunai tarajosgöte (2. ábra) esetén az intenzív erdőgazdálkodási módszereket és az inváziós növényfajok terjedését (VÖRÖS és HARMOS 2014b) nevesíti a veszélyeztető tényezők között.

Az erdőgazdálkodás és a közönséges tarajosgöte védelmének kapcsolatát LATHAM és mtsai (1996) vizsgálták Nagy-Britanniában és kimutatták, hogy a götek szempontjából magas értékű lomboserdők beavatkozás nélküli vagy hosszú vágásfordulójú sarkasztatásos kezelése előnyösebb, mint a gyakori beavatkozásokkal járó vagy a tarvágásos gazdálkodás. A dunai tarajosgöte esetén HARMOS (2013a) szerint elsősorban az ártéri ligeterdőkben, mocsár- és láperdőkben folyó gazdálkodás a releváns, ahol a tarvágásos kezelés helyett természetközeli erdőgazdálkodási módok (lehetőleg folyamatos erdőborítást biztosító üzemmódok) alkalmazása ajánlott. Fontos a faj számára a földön fekvő, méretes holtfa, valamint a vastag avartakaró jelenléte, ezért ezek kíméletére kiemelt figyelmet kell fordítani.

JEHLE és mtsai (2011) összegezték a tarajosgöte fajok migrációs távolságára vonatkozó irodalmi adatokat. Megállapításaik szerint, a hosszú távú (1000 m-t meghaladó) vándorlás ritka esemény, az állományok egyedeinek túlnyomó többsége 500 m alatti migrációs távolságot mutat. A közönséges tarajosgöte védelmével foglalkozó publikációk (lásd pl.: LANGTON és mtsai 2001) a szaporodóhely 500 m-es körzetét javasolják a szárazföldi élőhely védelmének helyszínéül.

A hazai információk hiánya miatt, indokolt a fenti javaslatot figyelembe véve kialakítani a természetvédelmi szempontjainkat, melyek a megfelelő mikroklimatikus viszonyok, búvóhely-, illetve táplálék-ellátottság biztosításán keresztül szolgálják a tarajosgötek védelmét.

Javaslatok a tarajosgöte fajok ismert szárazföldi élőhelyein, telelőhelyein, valamint ismert szaporodó helyek 500 méteres körzetében folyó erdőgazdálkodáshoz/erdőkezeléshez:

- Javasolt a természetközeli erdőgazdálkodás, illetve fokozottan védett természeti terület, valamint nemzeti park igazgatóság vagyongazdálkodása esetén FRANK és SZMORAD (2014) által leírt természetvédelmi erdőkezelés folytatása. Különösen fontos a folyamatos erdőborítás és nagy mennyiségű földön fekvő holtfa biztosítása.
- Javasolt minimalizálni az erdőgazdálkodási munkák során a talaj, az avartakaró, a gyep- és cserjeszint bolygatását, támogatandó a természetkímélő anyagmozgatási módszerek alkalmazása.
- Kerülendő tájidegen fafajok állományainak létre-

hozása, támogatandó a már meglévők átalakítása tájhozonyos fafajokból álló elegyes állományokká.

- Kerülendő az erdőterületeken meglévő felszínalkatani és hidrológiai változatosság uniformizálása (felszíni mélyedések és kiemelkedések, időszakos kisvizek felszámolása).
- Kerülendő a teljes talajelőkészítésen alapuló erdő-sítési módszerek alkalmazása.
- Kerülendő az erdei vízállások (állandó és időszakos vizek) erdőgazdálkodási (ideértve a közlekedést is) célú megszüntetése, gépjárművekkel történő zavarása, erdőgazdálkodási célú igénybevétele (faanyagmozgatás, rakodás, vágástéri hulladék elhelyezése stb.). Ezek a korlátozások a vizes élőhelyek kiszáradt állapotában is érvényesek.

Vöröshasú unka és sárgahasú unka (*Bombina bombina*, *B. variegata*)

A vöröshasú unka alapvetően síkvidéki faj, de több helyen felhatol egészen a középhegységi régióig. A történelmi időkben elterjedési területének növekedését az erdőirtások is elősegítették (GOLLMANN és mtsai 2004a). Bár vízi élőhelyei között a fátlan területek játszanak domináns szerepet, erdei élőhelyeit sem szabad figyelmen kívül hagyni. Említik előfordulásait erdőszegélyek napsütésnek kitett sekély vizeiből (ARNOLD 2002), erdei tisztások időszakos vízállásaiból (MARIÁN 1988), középhegységi erdőségeken létrehozott kis tavakból (GOLLMANN 1987). Az utóbbi években sikeres szaporodását figyelték meg az Északi-középhegység erdeiben, illetve a Duna, Tisza, Ipoly és Sajó folyók völgyében lévő, ártéri erdőkben található természetes és mesterséges kis tavakban, holtágakban, keréknyomok vízállásaiban (szerzők személyes megfigyelései). Észak-európai vizsgálatok a vöröshasú unka esetén szezonon belüli, illetve fejlődési stádiumok és nemek szerint is részben eltérő élőhely-használatot mutattak ki (NÆSBORG 2011). Az erdei vizes élőhelyek elsősorban a szaporodási időszak után, mint táplálkozó területek játszanak fontos szerepet. A láperdők, mocsárerdők és az ártéri ligeterdők ilyen jellegű funkciójára hazánkban is figyelmet kell fordítani (HARMOS 2013b). A vöröshasú unka telelési célra gyakran erdei élőhelyeket keres fel, ahol fatörzsek és kéreg alatt, gyökerek között, az avartakaró alatt, rágcsálójáratokban, kövek alatt húzódhat meg (NÆSBORG 2011, ARNOLD 2004, NEČAS és mtsai 1997, DELY 1967, VÖRÖS és HARMOS 2014d). A faj vándorlása mind a szárazföldi telelőhely és a vizes élőhely, mind a szaporodó és táplálkozó területek között jellemző. NÖLLERT és NÖLLERT (1992) szerint vándorlási sugara 500 m. Dániai vizsgálatok szerint hosszabb távolságú (300 m) migrációja ritka esemény, de 800 m-re történő vándorlását is tapasztalták (NÆSBORG 2011).

A sárgahasú unka elterjedési területén az alfölditől a magashegységi régióig fordul elő, de elsősorban a dombvidéki és középhegységi területek állata. Jelen-

3. ábra. Földutak keréknyomaiban összegyűlő vízállások kiváló szaporodóhelyei a sárgahasú unkáknak és az alpesi gőtének (fotó: Harmos Krisztián)



léte erős kapcsolatot mutat az erdei élőhelyek előfordulásával (NEČAS és mtsai 1997), tipikus élőhelyei erdei vagy erdőközeli, napsütötte időszakos kisvizek (GOLLMANN és mtsai 2004b). Hazai élőhelyei is főként kis erdei tavak, tócsák, keréknyomok (3. ábra), útarok (MARIÁN 1988, PUKY és mtsai 2005). Egyedei gyakran megfigyelhetők hegyi patakokban, azok lefűződő, állóvízű ágaiban, patak menti pocsolyákban. Ezek az élőhelyek sokszor éger-, kőris- vagy fűzligetek részét képezik, de szaporodóhelyként nem, vagy csak korlátozottan funkcionálnak, inkább száraz időszakok menedékhelyei. Egyes szaporodóhelyei között a sárgahasú unka rendszeres átmozgást végez, amely kedvező csapadékviszonyok mellett elérheti egy éven belül a 250 métert (HARTEL 2008). Telelő-



4. ábra. Sárgahasú unka (fotó: Harmos Krisztián)

helyeit fatörzsek és kövek alatt, a mély avarban, talajüregekben, gyökerek között találja meg (ARNOLD 2004, DELY 1967, MARIÁN 1988).

A sárgahasú unka (4. ábra) hazai állományai többnyire kis egyedszámúak és sérülékeny élőhelyekhez kötődnek, az erdős tájakat érintő antropogén hatások negatívan érintik védelmi helyzetüket. Jelenleg az állományok jelentős része szaporodik az erdőgazdasági feltáró hálózat földútjain, stabilizált utak árkaiban, erdészeti rakodók keréknyomaiban megállt vizekben. Ezeket az élőhelyeket a természetes korai kiszáradásuk mellett, az utak karbantartása, a rakodók használata is rendszeresen megsemmisíti (a petéikkel és lárvákkal együtt). A járművek mindennapos zavaró és mortalitást növelő tényezőként jelentkeznek, mind a szaporulatra, mind a szaporodó helyek között mozgó egyedekre nézve (VÖRÖS és HARMOS 2014e).

A két unka faj Közép-Európában hosszan elnyúló, foltokra tagolódó keskeny hibridzónát alkot, amely hazánkon is végighúzódik (VÖRÖS és MAJOR 2007). Hazánkban, bár elterjedési súlypontjaik eltérnek, hegy- és dombvidéken a két unka faj előfordulásai gyakran átfednek. Számos esetben közös élőhely-használat figyelhető meg, hibrid állományaiknál pedig különösen nem választhatók el faji szinten a természetvédelmi tennivalók. Fentiek miatt a két fajt a természetvédelem és erdőgazdálkodás viszonyrendszerében közösen tárgyaljuk.

Javaslatok az unka fajok ismert élőhelyein folyó erdőgazdálkodáshoz/erdőkezeléshez:

A tarajosgőték esetén megadott valamennyi természetvédelmi javaslat érvényes az unka fajok ismert telelőhelyein, valamint az ismert szaporodó helyek 500 méteres körzetében. A vöröshasú unka gyakorisága (ezzel összefüggésben kisebb természetvédelmi értéke)

gyakrabban indokolhat a fenti korlátozásokra vonatkozóan enyhébb természetvédelmi álláspontot. A legfontosabb mindkét unkafaj esetén, hogy a populációik által élőhelyként használt, ismert vízterek közötti, valamint a szaporodó- és telelőhelyek közötti migrációs útvonalak mentén (minél szélesebb sávban) teljesüljenek a fenti javaslatok. Ezeken túl a következő, unkákra vonatkozó természetvédelmi ajánlások fogalmazhatók meg (különösen a sárgahasú unka élőhelyein):

- Javasolt, ahol ezt a körülmények lehetővé teszik, az erdőgazdálkodási célú közlekedésre, rakodásra, készletezésre aktuálisan használt utakon, rakodókon található vízállásokat, a konfliktushelyzetek (pocsolyák leeresztése, feltöltése, járművek pusztító hatása) elkerülése érdekében kiváltani biztonságos helyszíneken létesített vizes élőhelyekkel. Ezek nyílt, esetleg félárnyékos helyen készült kisméretű, sekély, időszakos vízterek legyenek, melyek évenkénti/néhány évenkénti kiszáradása is előnyös.
- Javasolt az aktuális használaton kívüli utakon, rakodókon található vízállásokat megtartani, az ilyen utak újra használatba vételét legalább az előző évben megtervezni és értesíteni a természetvédelmi kezelőt.
- Javasolt a használatban lévő utakon, rakodókon található vízállásokat, amennyiben az unkáknak valamely fejlődési stádiuma jelen van bennük, a járművekkel elkerülni. Ez vagy alternatív útvonalak, rakodási helyszínek igénybe vételével, vagy (ha előbbi nem lehetséges) az adott helyszínen belül a víztestek és közvetlen környezetük elkerülésének biztosításával történhet. Ha az elkerülés nem megvalósítható, a természetvédelmi kezelővel közösen át kell menteni az unkáknak valamennyi fejlődési alakját közeli, megfelelő élőhelyre.
- Kerülendő unkáknak élőhelyein az erdészeti feltáró hálózat vízállásos árkain át történő közelítés, az árkokban való készletezés.

Mocsári teknős (*Emys orbicularis*)

A mocsári teknős vízi, illetve vizes élőhelyeinek erdőgazdálkodási vonatkozásaira alig találunk irodalmi adatot. Ez arra utal, hogy a faj elterjedésének észak-európai részén – ahol jellemzőbb erdős tájakban való előfordulása – sem ismertek kellőképpen az erdőgazdálkodással kapcsolatos, vízi és vizes élőhelyeket érintő problémák. A faj telelőhelyeire vonatkozó észak-európai vizsgálatok (MEESKE és SCHNEEWEISS 2009) az égeres mocsárerdők fontos szerepére szolgáltatott bizonyítékokat. Rámutattak, hogy a telelőhelyül szolgáló víztestekben található holtfa, gyökerek és avar lényeges védő funkciót tölt be a faggyal és a szélsőséges hőmérséklet-ingadozással szemben. Felhívják a figyelmet, hogy a fakitermelés és más növényzet-eltávolítás a telelőhelyül szolgáló víztestben és környezetében kerülendő a hibernációs periódus alatt (MEESKE és SCHNEEWEISS 2009).

Egyes hazai előfordulási helyein mocsárerdők, láperdők, illetve ártéri puhafaligetek is részét képezik a faj élőhelyének. Az ezeket érintő erdőgazdálkodási tevékenységek hatással lehetnek az adott populációra. Miután sem az egyes egyedekre közvetlen veszélyt jelentő, sem az élőhely megváltoztatásán keresztül hatások nem ismerjük, indokolt az ilyen szélsőséges termőhelyű, mocsári teknősnek otthont adó erdőkben a legkevesebb beavatkozást igénylő erdőgazdálkodást végezni.

Egy összefoglaló műben (ROGNER 2009) a faj teljes elterjedési területére vonatkozóan, a tojásrakó helyek beerdősítését Németországban (SCHNEEWEISS 2009), illetve Lengyelországban (MACIANTOWICZ és NAJBAR 2004, MITRUS 2009) említik veszélyeztető tényezőként. Hasonló problémát jeleztek napjainkban Spanyolországból, ahol mindezt EU Regionális Alapja támogatásának felhasználásával végzik (Cesar Ayres személyes közlése, 2015). FARKAS (2008) szerint Magyarországon „előfordul, hogy ártéri, vízparti területek fásításával szűnnek meg korábbi fészkelőhelyek”. Miután hazai viszonylatban a szaporodó helyeknek csak töredékét ismerjük, a probléma nagysága sem becsülhető. Mindenekelőtt fontos felmérni az egyes populációk tojásrakó helyeit, hogy (az egyéb védelmi teendők mellett) az érintett területeken végzett erdőtelepítés a természetvédelem céljai közé kerülhessen. Megnehezítheti a védelmi törekvéseket, hogy a tojásrakó helyek olyan parlagokon, fajszegény gyepekben lehetnek, ahol más élőlényekkel nem vagy alig lehet indokolni az erdőtelepítés korlátozását.

Javaslatok a mocsári teknős ismert vízi és vizes élőhelyein, valamint ismert tojásrakó helyein folyó erdőgazdálkodáshoz/erdőkezeléshez:

- Javasolt a mocsári teknős ismert élőhelyeinek részét képező mocsárerdők, láperdők, illetve ártéri puhafaligetek érintett állományait faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódban kezelni.
- Javasolt a mocsári teknős ismert vízi és vizes élőhelyein, illetve azok partján álló faegyedek egy részét, illetve a vízbe dőlt fákat, vízbe hullott ágakat megőrizni. Ahol nincs vízbe dőlt/hullott holtfa, javasolt ennek létrehozása.
- Javasolt a mocsári teknős ismert telelőhelyeit adó vízterek partján, a teknősök nyugalmi periódusában végzett fakitermelés mellőzése. Ezt a szituációt a vegetációs időszakon kívüli fakitermelés általános természetvédelmi kívánalmával össze kell egyeztetni (közvetlenül a vegetációs időszak előtt, illetve után végezve a fakitermelést, a zavaró és károsító hatás minimalizálható).
- Kerülendő a mocsári teknős ismert tojásrakó helyein végzett erdőtelepítés.
- Kerülendő a mocsári teknős ismert tojásrakó helyei mellett vagy azok közelében lévő erdőkben folyó fakitermelés során a tojásrakó helyek igénybevétele szállításra, rakodásra, készletezésre stb.

Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*)

A rákosi vipera a parlagivipera-fajcsoport (*V. ursinii* s. l. complex) síkvidéki, erdőtlen élőhelyekhez kötődő tagja. Jelenlegi élőhelyeit hazánkban a mély fekvésű kiszáradó láprétek és mocsárrétek, valamint a magasabb térszíneken létrejött homoki sztyepprétek, homoki legelők és nyílt homokpusztagyeppek mozaikja adja (PÉCHY és HALPERN 2014). A faj telelőhelyeit adó magasabb térszínnek gyepein a múltban végzett erdőtelepítéseket a legfontosabb veszélyeztető tényezők közé sorolják (MÁTÉ és mtsai 2007, PÉCHY és HALPERN 2014). A téma szakértői a fajcsoport jelenlegi fragmentált elterjedésének magyarázataként is a jégkorszakok utáni felmelegedő, csapadékos időszakok erdősülési folyamatait tekintik az antropogén hatások utáni legfontosabb tényezőnek, melynek következtében a fajcsoport állományai a megmaradt síkvidéki és hegyvidéki fátlan élőhelyeken maradtak fenn (FERCHAUD és mtsai 2012).

Miután a rákosi vipera Magyarország legveszélyeztetettebb gerincese, ismert élőhelyein erdősítés nem elfogadható, ezen felül javasolt az élőhelyein a meglévő idegenhonos fajokból álló erdők gyepeké váló átalakítása. A faj hosszú távú fennmaradása érdekében fontos a jelenlegi gyepes élőhely-foltok közötti természetes összeköttetés kialakítása (PÉCHY és HALPERN 2014), ami a telepített erdőfoltok megszüntetését is igényli.

Javaslatok a rákosi vipera ismert élőhelyein, valamint azok környezetében folyó erdőgazdálkodáshoz/erdőkezeléshez:

- Javasolt a rákosi vipera ismert élőhelyeit elválasztó, jelentősebb természeti értéket nem jelentő (főként idegenhonos fajokból álló) erdők, fásítások gyepterületté alakítása.
- Tilos a rákosi vipera ismert élőhelyein erdőtelepítést végezni.

- Kerülendő a rákosi vipera ismert élőhelyei mellett vagy azok közelében lévő erdőkben folyó fakitermelés során a tisztások igénybevétele szállításra, rakodásra, készletezésre stb.

További, jellemzően erdei élőhelyekhez kötődő, nem közösségi jelentőségű kételtű- és hullófajok

A hazai herpetofauna jelentős része kisebb-nagyobb mértékben kötődik az erdőkhöz. Az erdők természetességi állapotát meghatározó erdőgazdálkodási tevékenység ezen fajok érintett populációinak természetvédelmi helyzetére hatással van. A fajok jelentős részének általános elterjedtsége, kevésbé speciális élőhely-igénye, valamint az erdőgazdálkodási/erdőkezelési vonatkozású ismeretek hiánya miatt sem látjuk indokoltnak, hogy valamennyi erdőlakó hazai faj szerepeltessünk tanulmányunkban. A kiválasztott szűkebb tűrésű (foltos szalamandra), illetve fokozottan védett (alpesi götte, pannonyík, keresztes vipera) fajok mellett, a többi faj védelmét a természetközeli erdőgazdálkodás és a természetvédelmi erdőkezelés eszköztárának számos elemével szolgálhatjuk.

Foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*)

A foltos szalamandra (5. ábra) KUZMIN és mtsai (2009) szerint kötődik az olyan nedves, hűvös lombos-, fenyőelegyes vagy ritkán fenyőerdőkhöz, melyekben jól árnyékolt patakok vannak. GASC és mtsai (2004) szerint a foltos szalamandra elterjedése főként a lomboserdőkre korlátozódik, néhány területen azonban fenyőerdőket is benépesít. Az erdőtlen területeken élő állományok (pl. a Mediterráneumban)



5. ábra. Foltos szalamandra (fotó: Harmos Krisztián)

a korábban erdősült területek maradvány populációinak tekinthetők (GASC és mtsai 2004). PYSANETS (2012) Kelet-Európában az üde lombos- és fenyőelegyes, esetenként fenyőerdők állataként jellemzi, az erdőzónán kívüli hegyvidéki élőhelyeit szintén az erdők korábbi jelenlétével magyarázza. BARAN és ATATÜR (1997) Törökországban hegy- és dombvidéki nedves erdők, ligetek állataként jellemzik. NEČAS és mtsai (1997) Csehországban a lombos- és fenyőelegyes erdők tipikus lakójaként említik. PUKY és mtsai (2005) szerint Magyarországon erősen kötődik a hegy- és dombvidékek főként lomboserdőkkel borított patak-völgyeihez. DOBAY és KISS (2010) a Selmeci-hegységben (Szlovákia) végzett élőhely-preferencia vizsgálat során egy gyertyános-tölgyes állomány előnyben részesítését figyelték meg gyertyános-bükkös, illetve erdeifenyő elegyes gyertyános-tölgyes állományokkal szemben, ennek környezeti hátterét azonban csak további vizsgálatokkal látják magyarázhatónak. VÖRÖS és mtsai (2010) szerint hazai szaporodóhelyei elsősorban bükkösökben, gyertyános-tölgyesekben előforduló források, patakok és különböző állóvizek (pl. erdei kistavak, keréknyomok pocsolyái).

LOUETTE és BAUWENS (2013) Belgiumban a foltos szalamandra állományainak feldarabolódását, izolációját a középkorban kezdődő erdőirtásra vezetik vissza, de az 1970–1994 közötti időszakban kimutatott erős hanyatlás egyik okát is a növekvő erdőirtásban látják. KUZMIN és mtsai (2009) a faj teljes elterjedési területén a fő veszélyeztető tényezők közé sorolják a kedvezőtlen erdőkezelést. VÖRÖS és mtsai (2010) a hazai állományok múltbeli csökkenését, egyes tájegységekből a faj eltűnését az összefüggő erdőállományok fragmentálódásával és az alkalmazott erdőgazdálkodási módszerekkel magyarázzák. PÉCHY és HARASZTHY (1997) a szivárgó vizek megszüntetését (melyet főként az erdőgazdálkodási célú útkarbantartás során végeznek) említik a veszélyeztető tényezők között.

Javaslatok a foltos szalamandra ismert élőhelyein folyó erdőgazdálkodáshoz/erdőkezeléshez:

- Javasolt a természetközeli erdőgazdálkodás, fokozottan védett természeti terület, valamint nemzeti park igazgatóság vagyongazdálkodás esetén a FRANK és SZMORAD (2014) által leírt természetvédelmi erdőkezelés folytatása. Különösen fontos a folyamatos erdőborítás és nagy mennyiségű földön fekvő holtfa biztosítása a foltos szalamandra legfontosabb szaporodó helyeit adó időszakos és állandó vízfolyások és források mentén.
- Javasolt minimalizálni az erdőgazdálkodási munkák során a talaj, az avartakaró, a gyeperes és cserjeszint bolygatását, támogatandó a természetkímélő anyagmozgatási módszerek alkalmazása.
- Kerülendő tájidegen fafajok állományainak létrehozása, támogatandó a már meglévők átalakítása tájhozonyos fafajokból álló elegyes állományokká.

- Kerülendő az erdei vízállások (állandó és időszakos vizek) erdőgazdálkodási (ideértve a közlekedést is) célú megszüntetése, gépjárművekkel történő zavarása, erdőgazdálkodási célú igénybevétele (faanyagmozgatás, rakodás, vágástéri hulladék elhelyezése stb.). Ezek a korlátozások a vizes élőhelyek kiszáradt állapotában is érvényesek.

A foltos szalamandra erdészeti feltáró hálózathoz (utak, útarok, rakodók) kötődő szaporodó helyein a következő javaslatok fogalmazhatók meg:

- Javasolt, ahol ezt a körülmények lehetővé teszik, az erdőgazdálkodási célú közlekedésre, rakodásra, készletezésre aktuálisan használt utakon, rakodókon található vízállásokat, a konfliktushelyzetek (pocsolyák leeresztése, feltöltése, járművek pusztító hatása) elkerülése érdekében kiváltani biztonságos helyszíneken létesített vizes élőhelyekkel. Ezek, ha kifejezetten a foltos szalamandrának szánjuk, árnyékos-félárnyékos helyen készült kisméretű, sekély-középmély, időszakos vízterek legyenek, melyek évenkénti/néhány évenkénti kiszáradása is előnyös.
- Javasolt az aktuális használaton kívüli utakon, rakodókon található vízállásokat megtartani, az ilyen utak újra használatba vételét legalább az előző évben megtervezni és értesíteni a természetvédelmi kezelőt.
- Javasolt a használatban lévő utakon, rakodókon található vízállásokat a járművekkel elkerülni, amennyiben a foltos szalamandra lárvái jelen vannak bennük. Ez vagy alternatív útvonalak, rakodási helyszínek igénybe vételével, vagy (ha előbbi nem lehetséges) az adott helyszínen belül a víztestek és közvetlen környezetük elkerülésének biztosításával történhet. Ha az elkerülés nem megvalósítható, a természetvédelmi kezelővel közösen át kell menteni a lárvákat közeli, megfelelő élőhelyre.
- Tilos a foltos szalamandra élőhelyein az erdészeti feltáró hálózat vízállásos árkain át történő közeli, az árkokban való készletezés.

Alpesi götte (*Ichthyosaura alpestris*)

Elterjedési területének északi részén gyakran előfordul síkvidéki erdők árnyékos tavaiban, forrásokban, keréknyomok vizében, areájának déli részén kifejezetten montán faj, mely az erdei élőhelyeken túl, a fahatár fölé is eljut (ARNOLD 2004). NEČAS és mtsai (1997) szerint Csehországban a faj az erdős élőhelyekhez kötődik. PYSANETS (2012) a Kárpátokban (Ukrajna) patakok, tavak közelében lévő erdők fajaként ismerteti az alpesi götét, szárazföldi élő- és telelőhelyeként avart, sziklákat és fekvő fatörzseket nevez meg.

MARIÁN (1988) szerint „legfőbb tartózkodási helye a lombos erdő”, szaporodóhelyeként ugyanez a szerző „a nagyobb tavaktól az erdei tócsákig, sőt az er-

dei utak mélyen bevágódott keréknyomáig” többféle víztípust nevez meg. DELY (1967) szerint szárazföldi élőhelyén „odvas fák gyökerei között, moha, kő, kéreg, avar, ledőlt fa alatt tanyázik”.

MARIÁN (1988) szerint téli álomra a szárazföldön kidőlt fák, kövek alá, gyökerek közé húzódik.

NEČAS és mtsai (1997) Csehországban a faj egyik fő veszélyeztető tényezőjeként az erdőirtást nevezik meg. A másik fő veszélyeztető tényezőt az erdészeti utak karbantartásához kapcsolódóan az időszakos vizek megszüntetésében látják (NEČAS és mtsai 1997).

Az alpesi götte hazai fajmegőrzési tervében (KISS és mtsai 2005) a leggyakoribb veszélyforrások között szerepel az erdőgazdálkodási tevékenység. Ennek kifejtésében elsősorban az erdészeti feltáróutak negatív hatásait részletezi: felszabdalthatják a faj élőhelyét, megváltoztathatják a terület domborzati, mikroklimatikus és biológiai adottságait, a felszíni vizek folyásirányát. Utóbbi miatt a víz nem a korábban kialakult víztérbe jut, így a faj klasszikus szaporodóhelyeként számon tartott erdei tavacsok egyre több helyen megszűnnek. Az alpesi götök emiatt egyre nagyobb számban keresik fel a feltáróutak pocsolyáit, ahol az erdészeti munkagépek áthaladása, illetve a karbantartási célú pocsolyamentesítések tömeges pusztulásokat okoznak. További gondot jelent az útrétegekben faágak elhelyezése, az árkok feltöltése (KISS és mtsai 2005).

PÉCHY és HARASZTHY (1997) az utak mentén kialakult szaporodóhelyeinek feltöltését (útkarbantartási célból) említik veszélyeztető tényezőként. PUKY és mtsai (2005) szerint az erdészeti utakon kialakult keréknyomokban a járművek a kifejlett egyedek és lárvák pusztulását okozzák. MARIÁN (1988) élőhelyeinek és állományainak fenntartásához erdei pocsolyák, vízzel telt keréknyomok vizének megőrzését, ilyenek létesítését tartja szükségesnek. KISS és mtsai

(2005) a faj és élőhelye védelmének legfontosabb céljai közé sorolják az erdészeti tevékenység összehangolását a természetvédelmi célokkal. Kiemeli a faj élőhelyein a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás szerepét, az erdészeti útfenntartás esetén pedig az őszi-téli pocsolyamentesítést javasolja (KISS és mtsai 2005).

Javaslatok az alpesi götte ismert élőhelyein folyó erdőgazdálkodáshoz/erdőkezeléshez:

Az alpesi götte ismert élőhelyein folyó erdőgazdálkodáshoz/erdőkezeléshez a foltos szalamandra esetén leírtak az irányadók, kisebb módosításokkal: az alpesi götte esetén a források és patakok élőhelyi szerepét kisebb, az erdészeti feltáró hálózat szerepét nagyobb hangsúllyal indokolt figyelembe venni, mint a foltos szalamandránál.

Pannongyík (*Ablepharus kitaibelii fitzingeri*)

LJUBISAVLJEVIĆ és mtsai (2002) szerint a pannongyík (6. ábra) kötődik a sztyepp és erdőssztyepp biotópokhoz, melyek átmeneti jellegűek a dél-európai lomboserdők övezete felé. Fenti szerzők más tanulmányozott populációkat a szubmediterrán lomboserdőkben találtak meg (LJUBISAVLJEVIĆ és mtsai 2002). GASC és mtsai (2004) szerint a pannongyík főként tölgyerdők talajszintjén, az avarban él.

HARMOS és HERCZEG (2003) a Központi-Cserhátban több erdei élőhely típust jellemeznek a pannongyík élőhelyeként. Kiemelt szerepe a mész- és melegkedvelő tölgyeseknek, valamint a molyhos tölgyes bokorerdőknek van, de a cseres-tölgyesek és száraz mészkerülő tölgyesek felnyíló részei, szegélyei szintén részét képezik a faj élőhelyeinek. Idegenhonos fafajok (fekete- és erdeifenyvesek) állományainak szegélyéről ugyancsak jelzik a faj jelenlétét. Az Aggteleki-karsz-



6. ábra. Pannongyík (fotó: Harnos Krisztián)

ton a bokorerdő-lejtősztyepp élőhely-komplexumok szintén legfontosabb élőhelyei között szerepelnek (DROZD és FARKAS 2013). KORSÓS és mtsai (2008) az Ipoly menti dombvidéken és a Börzsönyben molyhos tölgyes bokorerdőből jelzik előfordulását. Horvátországban recens előfordulásai cserszömörccés bokorerdőhöz, illetve molyhos tölgyes erdőfoltokkal rendelkező mozaikos élőhelyhez kötődnek (SZÖVÉNYI és JELIC 2011).

A pannongyík populációit veszélyeztető tényezők között több publikációban (GASC és mtsai 2004, HARMOS és HERCZEG 2003, HERCZEG és KORSÓS 2003, SZÖVÉNYI és JELIC 2011) megjelenik az erdőgazdálkodás. GASC és mtsai (2004) a fő veszélyeztető tényezők között felsorolja az újraerdősítést, valamint az élőhelyek megváltozását, degradációját az erdőgazdálkodás hatására. HARMOS és HERCZEG (2003) szerint a faj élőhelyein a faállomány letermelése (a környezeti tényezők és az életközösség megváltozásán keresztül), a taposásból, faanyag-készletezésből származó degradáció, illetve tájidegen, valamint inváziós fafajok ültetése, ezek további spontán terjedése az erdőgazdálkodás főbb negatív hatásai. SZÖVÉNYI és JELIC (2011) a nem megfelelő erdőkezelést jellemezve említi az eredeti nyílt tölgyesek lecserélését feketefenyő ültetvényekre vagy homogén ültetett tölgyesekre.

Élőhelyeit a jelenlegi erdőgazdálkodás az alábbi módon érinti:

- A jelentős élőhelyei között számon tartott nyílt erdők egy része erdőgazdálkodási tevékenység alatt áll. Ez (megfelelő korlátozások hiányában) a mozaikos élőhely homogenizálásával, a faj számára szükséges élőhely-szerkezeti elemek eltűnésével járhat.
- Erdőtisztásokon és erdőszegélyeken található élőhelyeit az erdőgazdálkodási munkák (közéltetés, készletezés, szállítás) teljesen eltüntethetik vagy degradálhatják.
- A múltban vagy jelenben, erdőgazdálkodási célra behozott idegenhonos, illetve inváziós fásszárúak lerontják, végső esetben megszüntetik a faj számára szükséges élőhely-szerkezetet. Hegy- és dombvidéki erdőtisztások, erdőszegélyek spontán beerdősülése gyakran ezekkel a fafajokkal (pl. feketefenyő, fehér akác, bálványfa) megy végbe.
- A vágásos erdőgazdálkodás következményeként létrejövő, nagy kiterjedésű fiatalosok a nagyvad odavonzásával gyakran szélsőségesen intenzív vadhatást eredményeznek a pannongyík közeli, kis kiterjedésű élőhelyein. A nagyvad legelése, taposása és trágyázása adott intenzitást túllépve a lomb- és fűavar eltűnését, a gypszint borításának erős csökkenését, a gypszerkezet leegyszerűsödését okozza, így az élőhely a pannongyík igényeit nem vagy korlátozottan tudja kielégíteni.
- Sztyepprétek, félszáraz irtásgyepek, löszgyepek erdősítése ezen élőhelyeinek megszűnését, méretcsökkenését okozhatja.

Javaslatok a pannongyík élőhelyein folyó erdőgazdálkodáshoz/erdőkezeléshez:

- Javasolt a pannongyík legfontosabb élőhelyei között szereplő felnyíló erdők lehetőség szerint faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódban történő kezelése.
- Javasolt, ahol a faj élőhelye az erdőgazdálkodási egység (erdőrészlet) kisebb részét érinti és nem indokolt arról leválasztani, az erdőtervezés során érintetlenül maradó állományrészként szerepeltetni. A megőrzendő élőhelyfolt (tisztás, ligetes állományrész) köré legalább 10 méter szélességű puffertérrel indokolt a zártabb állományból kijelölni.
- Javasolt a faj élőhelyein az idegenhonos inváziós, illetve intenzíven terjedő fafajok egyedek irtása, indokolt esetben (élőhely-zavarás minimalizálása) az elhalt fák helyben hagyásával. Javasolt az injekciós vegyszerhasználat alkalmazása.
- Javasolt, ahol idegenhonos faállomány (pl. nem záródott fenyves) áll a faj élőhelyén, a faállomány összetételének átalakítását a természetesen megjelenő újulatra alapozni. Ebben az esetben a szükséges ültetés (pótlás) a legkisebb talajbolygatást okozó módszerekkel történjen.
- Kerülendő a faj élőhelyeként ismert füves vagy ligetes erdőszegélyek, erdőtisztások zavarása az erdőgazdálkodási munkák során.

Keresztes vipera (*Vipera berus*)

A keresztes viperát (7–8. ábra) ugyan Magyarországon nem tekintjük állandó erdőlakó fajnak, de erdőszélek és erdőszegélyek cserjéseit előszeretettel használja, valamint megjelenik még nem záródott fiatal erdőállományokban is, így az erdőgazdálkodási gyakorlat jelentősen befolyásolhatja elterjedését. A keresztes vipera állományai hazánk északkeleti és délnyugati régiójában találhatóak meg. A Somogy és Zala megyében élő populációk a balkáni keresztes viperához *V. b. bosniensis*-hoz, a Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében a Tiszaháton, valamint a Zempléni-hegységben élők a törzsalak *V. b. berus*-hoz sorolandók.

Az egyes szerzők által külön fajként is kezelt, túlnyomórészt keletebbre előforduló alfaj, a Nikolski vipera (*V. b. nikolskii*) elsődleges élőhelyének a lomboserdőket tekintik (ZINENKO és mtsai 2010), de itt is jellemző a szegélyek, tehát a tisztások és erdőszélek használata. Nagy-Britanniában és Hollandiában a keresztes vipera törzsalakjának állományai részben erdős területeket használnak (CORBETT 1989, STUMPEL 2004). Sok esetben az üde rétekről a téli időszakra a magasabb térszíneken található, szomszédos erdőkbe húzódik telelni, ahol rágcsálójáratokban, a gyökerek között vagy sziklarepedésekben vészeli át a telet (VIITANEN 1967, PRESTT 1971, NEUMEYER 1987), akár nagyobb csoportokban.

Mivel a faj már hazánkban is a legkiemeltebb, fokozottan védett kategóriába tartozik, ezért minden egyes állománya nagy jelentőségű, így ha lehetőség van rá,



7. ábra. Melanisztikus színváltozatú keresztes vipera, erdei élőhelyeken gyakoribb (fotó: Halpern Bálint)

akkor az élőhelyi igényeit is figyelembe véve kell megtervezni a beavatkozásokat az előfordulási helyein.

Élőhelyeit a jelenlegi erdőgazdálkodás az alábbi módon érinti:

- Erdőtisztásokon és erdőszegélyeken található élőhelyeit az erdőgazdálkodási munkák (közelítés, készletezés, szállítás) teljesen megsemmisíthetik vagy degradálhatják.
- Ismert telelőhelyeit veszélyeztetheti az adott erdőrészlet véghasználata, illetve a felújítást megelőző teljes talajelőkészítés.

Javaslatok a keresztes vipera élőhelyein folyó erdőgazdálkodáshoz/erdőkezeléshez:

- Javasolt minimalizálni az erdőgazdálkodási munkák során a talaj, az avartakaró, a lágyszárú- és cserjeszint bolygatását, támogatandó a természetkímélő anyagmozgatási módszerek alkalmazása.
- Kerülendő az ismert telelőhelyek közelében a felújítást megelőző teljes talajelőkészítés alkalmazása.

Általános javaslatok a herpetofauna védelmét figyelembe vevő erdőgazdálkodáshoz/erdőkezeléshez

- Javasolt a természetközeli erdőgazdálkodás, illetve fokozottan védett természeti terület, valamint nemzeti park igazgatóság vagyongazdálkodása esetén természetvédelmi erdőkezelés folytatása. Különösen fontos a folyamatos erdőborítás és nagy mennyiségű földön fekvő holtfa biztosítása a kételtűek legfontosabb szaporodó- és élőhelyeit adó időszakos és állandó vízállások, vízfolyások és források környezetében.
- Javasolt a mocsárerdők, láperdők, illetve (ahol a tulajdonosi viszonyok és a védettségi szint lehetővé teszi) az ártéri puhafaligetek és patakmenti ligeterdők állományait természetvédelmi erdőkezeléssel, illetve faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódban kezelni.



8. ábra. Normál mintázatú keresztes vipera (fotó: Halpern Bálint)

- Javasolt erdei vízállások, vízfolyások esetén megkímélni a vízbe dőlt fákat, vízbe hullott ágakat.
- Javasolt minimalizálni az erdőgazdálkodási munkák során a talaj, az avartakaró, a gye- és cserjeszint bolygatását, támogatandó a természetkímélő anyagmozgatási módszerek alkalmazása.
- Javasolt az erdőgazdálkodási célú közlekedésre, rakodásra, készletezésre használt utakon, rakodókon található vízállásokat kiváltani biztonságos helyszíneken létesített vizes élőhelyekkel. Ezek nyílt, esetleg félárnyékos helyen készült kisméretű, sekély, időszakos vízterek legyenek, melyek évenkénti/néhány évenkénti kiszáradása is előnyös.
- Javasolt az aktuális használaton kívüli utakon, rakodókon található vízállásokat megtartani, az ilyen utak újra használatba vételét legalább az előző évben megtervezni és értesíteni a természetvédelmi kezelőt.
- Javasolt a használatban lévő utakon, rakodókon található vízállásokat a járművekkel elkerülni.
- Kerülendő tájidegen fafajok állományainak létrehozása, támogatandó a már meglévők átalakítása tájhonos fafajokból álló elegyes állományokká.
- Kerülendő az erdőterületeken meglévő felszínaktani és hidrológiai változatosság uniformizálása (felszíni mélyedések és kiemelkedések, időszakos kisvizek felszámolása).
- Kerülendő vizes és vízi élőhelyek környezetében a teljes talajelőkészítésen alapuló erdőszítési módszerek alkalmazása.
- Kerülendő az erdei vízállások erdőgazdálkodási célú megszüntetése, gépjárművekkel történő zavarása, erdőgazdálkodási célú igénybevétele (faanyagmozgatás, rakodás, vágástéri hulladék elhelyezése stb.).
- Kerülendő az erdészeti feltáró hálózat vízállások árkaiban át történő közelítés, az árkokban való készletezés.
- Kerülendő a természetyszerű állapotú erdei tisztások igénybevétele szállításra, rakodásra, készletezésre.
- Kerülendő a füves vagy ligetes erdőszegélyek igénybevétele, zavarása az erdőgazdálkodási munkák során.

Irodalomjegyzék

- ARNOLD, E. N. (2002): *Reptiles and Amphibians of Europe*. – Princeton University Press, Princeton and Oxford, 288 pp.
- BARAN, I. és ATATÜR, M. K. (1997): *Turkish Herpetofauna (Amphibians and Reptiles)*. – Republic of Turkey, Ministry of Environment, Ankara, 214 pp.
- CORBETT, K. (1989): *Conservation of European reptiles and amphibians*. – Helm, London, 274 pp.
- CSÓKA, GY., KOVÁCS, T., FRANK, T., DOBROSI, D. és TRÄSER, GY. (2000): *Az elpusztult, korhadó fa szerepe az erdei biodiverzitás fenntartásában*. – In: FRANK, T. (szerk.): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. – MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 85–98.
- CSÓKA, GY. és LAKATOS, F. (szerk.) (2014): *A holtfa. Silva naturalis Vol. 5*. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 261 pp.
- DELY, O. GY. (1967): *Kétéltűek – Amphibia*. – In: Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae), 20, 3. Akadémiai Kiadó, Budapest, 80 pp.
- DEMAYNADIER, P. G. és HUNTER, JR M. L. (1995): The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. – *Environmental Review* 3: 230–261.
- DOBAY, G. és KISS, I. (2010): A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra* L.) populációbiológiai vizsgálata a Selmeci-hegységben (Szlovákia). – *Állattani Közlemények* 95(2): 165–177.
- DODD, C. K. (szerk.) (2010): *Amphibian Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques*. – Oxford University Press, New York, 556 pp.
- DROZD, A. és FARKAS, T. (2013): A pannongyík (*Ablepharus kitaibelii fitzingeri* Mertens, 1952) élőhelyeinek vizsgálata az Aggteleki-karszt területén. – *Természetvédelmi Közlemények* 19: 34–47.
- EDGAR, P. és BIRD, D. R. (2006): *Action Plan for the Conservation of the Crested Newt Triturus cristatus Species Complex in Europe*. – The Herpetological Conservation Trust, Bornemouth, 33 pp.
- FARKAS, B. (2008): *Amit a mocsári teknősről tudni érdemes...* – In: Kovács, Zs. (szerk.): *A mocsári teknős múltja, jelene, jövője – Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest*, pp. 8–67.
- FERCHAUD, A.-L., URSENBACHER, S., CHEYLAN, M., LUISELLI, L., JELIĆ, D., HALPERN, B., MAJOR, Á., KOTENKO, T., KEYAN, N., BEHROOZ, R., CRNOBRNJA-ISAILOVIĆ, J., TOMOVIĆ, L., GHIRA, I., IOANNIDIS, Y., ARNAL, V. és MONTGELARD, C. (2012): Phylogeography of the *Vipera ursinii* complex (Viperidae): mitochondrial markers reveal an east–west disjunction in the Palearctic region. – *Journal of Biogeography* 39: 1836–1847.
- FRANK, T. (szerk.) (2000): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. – MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, 214 pp.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (2014): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek 2*. – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 pp.
- GASC, J.-P., CABELA, A., CRNOBRNJA-ISAILOVIC, J., DOLMEN, D., GROSSENBACHER, K., HAFFNER, P., LESCURE, J., MARTENS, H., MARTÍNEZ RICA, J. P., MAURIN, H., OLIVEIRA, M. E., SOFIANIDOU, T. S., VEITH, M. és ZUIDREWIIJK, A. (szerk.) (2004): *Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe*. – Réédition. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 520 pp.
- GENT, T. és GIBSON, S. (szerk.) (2003): *Herpetofauna Workers' Manual*. – Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 152 pp.
- GOLLMANN, G. (1987): *Bombina bombina* and *Bombina variegata* in the Mátra mountains (Hungary): New data on distribution and hybridization (Amphibia, Anura, Discoglossidae). – *Amphibia-Reptilia* 8: 213–224.
- GOLLMANN, G., PIÁLEK, J., SZYMURA, J. M. és ARNTZEN, J. W. (2004a): *Bombina bombina* (Linnaeus, 1761). – In: GASC, J.-P., CABELA, A., CRNOBRNJA-ISAILOVIC, J., DOLMEN, D., GROSSENBACHER, K., HAFFNER, P., LESCURE, J., MARTENS, H., MARTÍNEZ RICA, J. P., MAURIN, H., OLIVEIRA, M. E., SOFIANIDOU, T. S., VEITH, M. és Zuidrewijk, A. (szerk.): *Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe*. Réédition. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, pp. 96–97.
- GOLLMANN, G., SZYMURA, J. M., ARNTZEN, J. W. és PIÁLEK, J. (2004b): *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758). – In: GASC, J.-P., CABELA, A., CRNOBRNJA-ISAILOVIC, J., DOLMEN, D., GROSSENBACHER, K., HAFFNER, P., LESCURE, J., MARTENS, H., MARTÍNEZ RICA, J. P., MAURIN, H., OLIVEIRA, M. E., SOFIANIDOU, T. S., VEITH, M. és ZUIDREWIIJK, A. (szerk.): *Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe*. Réédition. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, pp. 98–99.
- GUSTAFSON, D. H., MALMGREN, J. C. és MIKUSIŃSKI, G. (2011): Terrestrial habitat predicts use of aquatic habitat for breeding purposes – a study on the great crested newt (*Triturus cristatus*) – *Annales Zoologici Fennici* 48: 295–307.
- HARMOS, K. (2013a): *Dunai tarajosgöte Triturus dobrogicus (Kiritzescu, 1903)*. – In: Sallai R. B. (szerk.): *Veszélyeztetett Natura 2000 fajok egyesületi fajvédelmi tervei*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Túrkeve, pp. 87–109.
- HARMOS, K. (2013b): *Vöröshasú unka Bombina bombina (Linnaeus, 1761)*. – In: SALLAI R. B. (szerk.): *Veszélyeztetett Natura 2000 fajok egyesületi fajvédelmi tervei*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Túrkeve, pp. 111–132.
- HARMOS, K. és HERCZEG, G. (2003): A pannongyík elterjedése és természetvédelmi helyzete a Központi-Cserhátban és környékén. – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* 27: 349–357.
- HARTEL, T. (2008): Movement activity in a *Bombina variegata* population from a deciduous forested landscape – *North-Western Journal of Zoology* 4: 79–90.
- JEHLE, R. és ARNTZEN, J. W. (2000): Post-breeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. – *Journal of Zoology* 251: 297–306.
- JEHLE, R., THIESMEIER, B. és FOSTER, J. (2011): *The Crested Newt*. – Laurenti-Verlag, Bielefeld, 152 pp.
- KISS, I., DANKOVICS, R., FIRMÁNSZKY, G., MOLNÁR, P. és SZITTA, T. (2005): *KvVM Természetvédelmi Hivatal Fajmegőrzési tervek. Alpesi göte (Triturus alpestris)*. – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 23 pp.
- KORSÓS, Z., CSEKÉS, R. és TAKÁCS, E. (2008): New locality records of *Ablepharus kitaibelii fitzingeri* Mertens, 1952 from the area surrounding the River Ipel, in Slovakia and adjacent Hungary. – *North-Western Journal of Zoology* 4(1) 125–128.
- KOVÁCS, T., FRANK, T., BARTHA, D. és BODOR, L. (2000): *A természetes erdei vízfolyások, vízállások, források élővilága és környezetük kímélete*. – In: FRANK, T. (szerk.): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. – MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 108–115.
- KUZMIN, S., L. (1999): *The Amphibians of the Former Soviet Union* – Pensoft, Sofia, 538 pp.
- KUZMIN, S., PAPPENFUSS, T., SPARREBOOM, M., UGURTAS, I. H., ANDERSON, S., BEEBEE, T., DENOËL, M., ANDREONE, F., ANTHONY, B., SCHMIDT, B., OGRADOWCZYK, A., OGIELSKA, M.,

- BOSCH, J., TARKHNISHVILI, D. és ISHCHEKOV, V. (2009): *Salamandra salamandra*. – The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2. <www.iucnredlist.org>
- LANGTON, T., BECKETT, C. és FOSTER, J. (2001): *Great Crested Newt Conservation Handbook*. – Halesworth (Froglife), Halesworth, Suffolk, 55 pp.
- LATHAM, D. M., OLDHAM, R. D., STEVENSON, M. J., DUFF, R., FRANKLIN, P. és HEAD, S. M. (1996): Woodland management and the conservation of the great crested newt (*Triturus cristatus*). – *Aspects of Applied Biology* **44**: 451–459.
- LJUBISAVLJEVIĆ, K., DŽUKIĆ, G. és KALEZIĆ, M. L. (2002): Morphological differentiation of the snake-eyed skink *Ablepharus kitaibelii* (Bibron & Bory, 1833), in the north-western part of the species' range: systematic implications. – *Herpetozoa* **14**(3–4): 107–121.
- LOUETTE, G. és BAUWENS, D. (2013): *Amphibian declines and conservation in Belgium*. – In: HEATWOLE, H. és WILKINSON, J. W. (szerk.): *Amphibian Biology* Vol. 11: Status of Conservation and Decline of Amphibians: Eastern Hemisphere. Part 3 Western Europe. Pelagic Publishing, Exeter, pp. 66–73.
- MACIANTOWICZ, M. és NAJBAR, B. (2004): Distribution and active conservation of *Emys orbicularis* in Lubuskie province (West Poland) – *Biologia, Bratislava* **59**(suppl.) 14: 177–183.
- MACNEIL, J., MACGOWAN, B. J., CURRYLOW, A. és WILLIAMS, R. N. (2013): *Forest Management for Reptiles and Amphibians: A Technical Guide for the Midwest*. – Purdue University, www.the-education-store.com, 23 pp.
- MARIÁN, M. (1988): *A Bakony hegység kétéltű és hüllőfaunája*. – Veszprém megye Múzeumi Igazgatósága, Veszprém, 105 pp.
- MÁTÉ, A., PÁLINKÁS, Cs. és VIDÉKI, R. (2007): *A Kunadacsi Széna-dűlő növényzetének változása a 18. századtól napjainkig és a területen megfigyelt rákosi vipera észlelési adatai*. – In: HALPERN, B. (szerk.): *A rákosi vipera védelme. Tanulmánygyűjtemény*. Rosalia 3. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 143–165.
- MEESKE, M. A.-C. és SCHNEEWEISS, N. (2009): *Hibernation site evaluation*. – In: MEESKE, M., BRIGGS, L., ADRADOS, L. C., SCHNEEWEISS, N., SEEGER, T., KRZYŚCIAK-KOSIŃSKA, R., RESHETYLO, O., ZABLECKIS, N. és BASTYTE, D. (szerk.): „Save Europe's oldest Reptile and Amphibians – Best Practice Guidelines”. „LIFE-NATURE Project LIFE/LT/000094 Protection of the European pond turtle and amphibians in the North European lowlands”. Daugavpils University, Latvia, pp. 35–41.
- MITRUS, S. (2009): *The European pond turtle in Poland*. – In: ROGNER, M. (szerk.): *European pond turtle Emys orbicularis* – Chelonian Library, Edition Chimaira, Frankfurt am Main, pp. 193–195.
- NÆSBORG, R. R. (szerk.) (2011) *Managing Bombina bombina in the Baltic region. Best practice guidelines*. – Amphi Consult/Stiftung Naturschutz Schleswig-Holsten, Odense, 110 pp.
- NEČAS, P., MODRY, D. és ZAVADIL, V. (1997): *Czech Recent and Fossil Amphibians and Reptiles*. – Edition Chimaira, Frankfurt am Main, 94 pp.
- NEUMEYER, R. (1987): Density and Seasonal Movements of the Adder (*Vipera berus* L. 1758) in a Subalpine Environment. – *Amphibia-Reptilia* **8**(3): 259–275.
- NÖLLERT, A. és NÖLLERT, C. (1992): *Die Amphibien Europas. Bestimmung – Gefährdung – Schutz*. – Franckh – Cosmos Verlags GmbH and Corporation, Stuttgart, 382 pp.
- PATRICK, D. A., HUNTER, M. L. JR. és CALHOUN, A. J. K. (2006): Effects of experimental forestry treatments on a Maine amphibian community. – *Forest Ecology and Management* **234**: 323–332.
- PÉCHY, T. és HALPERN, B. (2014): *Rákosi vipera (Vipera ursinii rakosiensis Méhely, 1893)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 486–490.
- PÉCHY, T. és HARASZTHY, L. (1997): *Magyarország kétéltűi és hüllői*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 113 pp.
- POPESCU, V. D. és HUNTER, M. L. JR. (2011): Clear-cutting affects habitat connectivity for a forest amphibian by decreasing permeability to juvenile movements. – *Ecological Applications* **21**: 1283–1295.
- PREST, I. (1971): An ecological study of the viper *Vipera berus* in southern Britain. – *Journal of Zoology* **164**(3): 373–418.
- PUKY, M., SCHÁD, P. és SZÖVÉNYI, G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza/Herpetological atlas of Hungary*. – Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, 207 pp.
- PYSANETS, Y. (2012): *Amphibians of the Eastern Europe. Part I. Order Caudata*. – Zoological Museum NMNH NAS, Kyiv, 208 pp.
- RENDES, N. és VELEKEI, B. (2014): *Kétéltűek, hüllők és a holtfa*. – In: CSÓKA, Gy. és LAKATOS, F. (szerk.): *A holtfa*. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 121–124.
- ROGNER, M. (2009): *European pond turtle Emys orbicularis* – Chelonian Library, Edition Chimaira, Frankfurt am Main, 270 pp.
- ROTHERMEL, B. B. és SEMLITSCH, R. D. (2002): An Experimental Investigation of Landscape Resistance of Forest versus Old-Field Habitats to Emigrating Juvenile Amphibians. – *Conservation Biology* **16**(5): 1324–1332.
- SCHABETSBERGER, R., JEHL, R., MALETZKY, A., PESTA, J. és SZTATECSNY, M. (2004): Delineation of terrestrial reserves for amphibians: post-breeding migrations of Italian crested newts (*Triturus c. carnifex*) at high altitude. – *Biological Conservation* **117**: 95–104.
- SCHNEEWEISS (2009): *The European pond turtle in Germany*. – In: ROGNER, M. (szerk.): *European pond turtle Emys orbicularis*. Chelonian Library, Edition Chimaira, Frankfurt am Main, pp. 175–179.
- SEMLITSCH, R. D., CONNER, C. A., HOCKING, D. J., RITTENHOUSE, T. A. G. és HARPER, E. B. (2008): Effects of timber harvesting on pond-breeding amphibian persistence: testing the evacuation hypothesis. – *Ecological Applications* **18**(2): 283–289.
- SMITH, R. K. és SUTHERLAND, W. J. (2014): *Amphibian conservation: Global evidence for the effects of interventions*. – Pelagic Publishing, Exeter, 279 pp.
- STUMPPEL, A. H. P. (2004): *Reptiles and amphibians as targets for nature management*. – Wageningen Universiteit, Alterra, 2004 – ISBN 9032703390, 211 pp.
- SZÖVÉNYI, G. és JELIĆ, D. (2011): Distribution and conservation status of snake eyed skink *Ablepharus kitaibelii* Bibron & Bory, 1833 in Croatia. – *North-Western Journal of Zoology* **7**(1): 20–25.
- VIITANEN, P. (1967): Hibernation and seasonal movements of the viper, *Vipera berus berus* (L.), in southern Finland. – *Annales Zoologici Fennici* **4**(4): 472–546.
- VÖRÖS, J., DANKOVICS, R., HARMOS, K., DOBAY, G., és KISS, I. (2010): A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*) előfordulása és természetvédelmi helyzete Magyarországon. – *Állattani Közlemények* **95**(1): 121–149.
- VÖRÖS, J. és HARMOS, K. (2014a): *Közönséges tarajosgöte Triturus cristatus (Laurenti, 1768)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 468–470.
- VÖRÖS, J. és HARMOS, K. (2014b): *Dunai tarajosgöte Triturus dobrogicus (Kiritzescu, 1903)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.):

- Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 471–474.
- VÖRÖS, J. és HARMOS, K. (2014c): *Alpesi tarajosgőte Triturus carnifex (Laurenti, 1768)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 475–477.
- VÖRÖS, J. és HARMOS, K. (2014d): *Vöröshasú unka Bombina bombina (Linnaeus, 1761)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 478–481.
- VÖRÖS, J. és HARMOS, K. (2014e): *Sárgahasú unka Bombina variegata (Linnaeus, 1758)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 482–485.
- VÖRÖS, J. és MAJOR Á. (2007): *Kétéltűpopulációk földrajzi szerkezete a Kárpát-medencében*. – In: FORRÓ L. (szerk.): A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 269–282.
- ZINENKO, A., ȚURCANU, V. és STRUGARIU, A. (2010): Distribution and morphological variation of *Vipera berus nikolskii* Vedmederja, Grubant et Rudaeva, 1986 in Western Ukraine, The Republic of Moldova and Romania. – *Amphibia-Reptilia* **31**: 51–67.

Effects of forest management on Natura2000 selection criteria amphibian and reptile species

Bálint Halpern¹ & Krisztián Harnos²

¹Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, Költő u. 21, H–1121 Budapest, Hungary
E-mail: halpern.balint@mme.hu

²Bükk National Park Directorate, Sánc út 6, H–3304 Eger, Hungary. E-mail: harnoskrisztian@yahoo.com

There were no scientific studies in Hungary and only a few in Europe focusing on the relationship between forest management practices and the occurrence of amphibians and reptiles. However, based on the results of North American studies conducted in the temperate climate zone and a number of domestic observations (faunistic and ecological studies, nature conservation practices), we gained valuable knowledge regarding the relationship between Natura 2000 species and forest management practices. The most widespread clear-cutting mode, used in the vast majority of Hungarian forests, amplified by the effects of forest management infrastructure, negatively affects the local herpetofauna and many other organisms. Several species are threatened by the disappearance of open habitats, due to deliberate afforestation or the spontaneous spread of invasive non-native woods. In Hungary, the Natura 2000 amphibian and reptile species with wide distribution areas (Danube crested newt, fire-bellied toad, European pond turtle) and the Hungarian meadow viper are not directly linked to forested landscapes, but their active protection does have forest management aspects. Therefore, in order to protect them we may develop specific silvicultural recommendations. As species with narrower distribution areas (common and Alpine crested newt, yellow-bellied toad) occupy hilly and mountain habitats with larger proportion of forests, their conservation strategies rely more on the development of forest management recommendations. Beside Natura 2000 species, we also included species of conservation significance in Hungary (fire salamander, Alpine newt, snake-eyed skink, common adder). We hope that our recommendations for certain species will be included both in conservation forest management and sustainable forest management practices.

Key words: forest management practices, herpetofauna, species of community interest, nature conservation forest management, sustainable natural forest management

Javaslatok a fokozottan védett nagytestű madárfajok erdei fészkelőhelyeinek védelmére

Pongrácz Ádám¹ és Horváth Márton²

¹Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, 3304 Eger, Sánc u. 6. E-mail: pongracza@bnpi.hu

²Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 1121 Budapest, Költő u. 21.

E-mail: horvath.marton@mme.hu

Napjainkban a fokozottan védett, erdőhöz kötődő nagytestű madárfajok esetében az elmúlt időszakról elmondható, hogy a gyakorlatban alkalmazott természetvédelmi célú (a fészkelőhely megőrzésére és a költés sikerességének biztosítására irányuló) korlátozások jelentős eltérést mutattak az időbeli és térbeli korlátozások mértékében az ország egyes régiói között. Korábban nem volt olyan konkrét adatokat tartalmazó irányelv, amely iránymutatásul szolgálhatott volna. Ennek a hiányosságnak a pótlására a Magyar Ragadozómadár-védelmi Tanács részére előkészítésre és elfogadásra került egy vitaanyag, amely az egyes fokozottan védett madárfajok esetében szakmai alapon ad iránymutatást a szükséges természetvédelmi korlátozások térbeli és időbeli kiterjedésére. A térbeli korlátozás a fészkelőhely megőrzésére irányul, és egész évre kiterjed, az időbeli korlátozás pedig a költés zavartalanágát hivatott biztosítani, és a revírfoglalástól a fiókák kirepüléséig, a fészkelőhely elhagyásáig tart. A fejezetben a következő madárfajokat tárgyaljuk: fekete gólya (*Ciconia nigra*), darázsölyv (*Pernis apivorus*), vörös kánya (*Milvus milvus*), barna kánya (*Milvus migrans*), kis héja (*Accipiter brevipes*), rétisas (*Haliaeetus albicilla*), kígyászölyv (*Circaetus gallicus*), törpesas (*Hieraetus pennatus*), parlagi sas (*Aquila heliaca*), szirti sas (*Aquila chrysaetos*), békászó sas (*Clanga pomarina*), kék vércse (*Falco vespertinus*), vándorsólyom (*Falco peregrinus*), uráli bagoly (*Strix uralensis*), uhu (*Bubo bubo*), császármadár (*Bonasa bonasia*). Az egyes fajokról ismertetjük az elterjedést, hazai állomány nagyságát és trendjét, a fészkelést és vonulást, a táplálkozást, a veszélyeztető tényezőket és konkrét javaslatokat teszünk szakmai iránymutatások alapján az időbeli és térbeli korlátozások kiterjedésére.

Kulcsszavak: fekete gólya (*Ciconia nigra*), darázsölyv (*Pernis apivorus*), vörös kánya (*Milvus milvus*), barna kánya (*Milvus migrans*), kis héja (*Accipiter brevipes*), rétisas (*Haliaeetus albicilla*), kígyászölyv (*Circaetus gallicus*), törpesas (*Aquila pennatus*), parlagi sas (*Aquila heliaca*), szirti sas (*Aquila chrysaetos*), békászó sas (*Clanga pomarina*), kék vércse (*Falco vespertinus*), vándorsólyom (*Falco peregrinus*), uráli bagoly (*Strix uralensis*), uhu (*Bubo bubo*), császármadár (*Bonasa bonasia*), ragadozómadár, erdőgazdálkodás, térbeli korlátozás, időbeli korlátozás, védőzóna

Bevezetés

Hazánkban évtizedek óta aktívan folyik a fokozottan védett madárfajok felmérése és védelme. A ragadozómadarak és még további néhány olyan faj esetében, melyeknek hasonló fészkelési szokásaik vannak (pl. fekete gólya), a védelem érdekében gyakran került sor a költést vagy a fészkelőhelyet veszélyeztető emberi tevékenységek korlátozására. Az eddigi tapasztalatok alapján elmondható, hogy a gyakorlatban alkalmazott természetvédelmi célú időszakos (fészkelés idejére vonatkozó) és hosszú távú (a fészkek és a fészkelőhely megőrzésére irányuló) korlátozások jelentős szórást, eltérést mutattak az időbeli és térbeli korlátozások mértékében az ország egyes régiói között. Nem volt olyan konkrét adatokat tartalmazó irányelv, amely az egyes hatóságok, illetve az állami és civil természetvédelem számára iránymutatásul szolgálhatott volna. Ennek a hiányosságnak a pótlására a Magyar Ragadozómadár-védelmi Tanács (továbbiakban Tanács) részére a 2010-es év folyamán előkészítettünk egy vita-

anyagot, amely az egyes fokozottan védett madárfajok (ragadozómadár- és bagolyfajok, valamint a fekete gólya) esetében szakmai alapon ad iránymutatást a szükséges természetvédelmi korlátozások térbeli és időbeli kiterjedésére. Ezt a javaslatcsomagot a Tanács a 2011. február 25-én tartott ülésén megvitatta, és azt néhány módosítási javaslattal elfogadta.

A javaslatcsomag elkészítésekor az egyik fő szempont az volt, hogy az egyes fajok biológiájáról rendelkezésre álló legpontosabb információk alapján úgy jelöljük ki a javasolt korlátozások időbeli és térbeli kiterjedését, hogy azok betartása esetén az adott emberi tevékenységeknek – az esetek döntő többségében – ne legyen negatív hatása a faj újbóli megtelepedésére, illetve sikeres költésére. Ugyanakkor az is célunk volt, hogy a javaslatok csak a feltétlenül szükséges minimális előírásokat tartalmazzák, hogy a területen élő, gazdálkodó vagy kiránduló embereknek ne okozzanak felesleges kellemetlenséget.

A javaslatok rövidített formában publikálásra kerültek a Tanács és a Magyar Madártani és Természetvé-

delmi Egyesület Ragadozómadár-védelmi Szakosztályának Heliaca című közös évkönyvében (PONGRÁCZ és HORVÁTH 2012). Jelen publikációban a javaslatok alátámasztása céljából részletezzük az egyes fajok biológiájának azon tényezőit, amelyek indokolják, hogy az egyes védőzónák és időszakok mi alapján kerültek kijelölésre. Szükség szerint részletesebben kibontjuk az egyes javaslatokat, hogy elősegítsük azok gyakorlati alkalmazását az illetékes hatóságok és természetvédelmi/erdészeti kezelők részére. Emellett egy további fajként kitérünk a császármadár (Bonasa bonasia) vonatkozó javaslatokra is, mivel a fentiekén kívül ez is egy olyan nagytestű fokozottan védett madárfaj, mely esetében az élőhelyek általános védelme mellett célzott fajvédelmi intézkedésekre van szükség az erdei élőhelyeken.

Jogszabályi háttér

Az alább tárgyalt korlátozások egy része nem csupán szakmai szempontok szerint megfogalmazott javaslat, hozzájuk jogszabályi háttér is tartozik. Ezért fontosnak tartjuk, hogy a jogi háttért részletesen bemutassuk. A korlátozások elrendelésénél az alábbi jogszabályok az irányadóak, melyeket szó szerint idézzük, és az alábbiakban soroljuk fel.

Természetvédelmi vonatkozású jogszabályok:

1996 évi LIII.törvény A természet védelméről.

8. § (1) A vadon élő szervezetek, továbbá ezek állományai, életközösségei megőrzését élőhelyük védelmével együtt kell biztosítani.

(6) A vadon élő szervezetekre vonatkozó rendelkezések kiterjednek a faj minden egyedére, annak valamennyi fejlődési szakaszára, alakjára, állapotára, részére.

13. § (1)24 Ha természeti területen gazdasági tevékenység, így különösen a vadgazdálkodási, vadászati, halászati, horgászati tevékenység gyakorlásának módja a természet védelméhez fűződő érdekeket súlyosan sérti vagy veszélyezteti, a természetvédelmi hatóság a tevékenység korlátozását, megtiltását kezdeményezi.

43. § (1) Tilos a védett állatfajok egyedének zavarása, károsítása, kínzása, elpusztítása, szaporodásának és más élettevékenységének veszélyeztetése, lakó-, élő-, táplálkozó-, költő-, pihenő- vagy búvóhelyeinek lerombolása, károsítása.

44. §125 (5)130 Fokozottan védett élő szervezetek élőhelyén, valamint élőhelye körül – a miniszter által rendeletben meghatározottak szerint – használati, gazdálkodási korlátozást rendelhet el a természetvédelmi hatóság. Az ebből eredő károk megtérítésére a 72. § rendelkezései az irányadóak.

12/2005. (VI. 17.) KvVM rendelet A fokozottan védett növény-, illetve állatfajok élőhelyén és élőhelye körüli korlátozás elrendelésének részletes szabályairól.

A rendelet hatálya

1. § A rendelet hatálya kiterjed

a) a külön jogszabály alapján fokozottan védetté nyilvánított növény-, illetve állatfajok (a továbbiakban együtt: fokozottan védett fajok)

aa) egyedeire, állományaira,

ab) élőhelyén és élőhelye körül elrendelt használati, gazdálkodási korlátozásra (a továbbiakban együtt: korlátozás), továbbá

b) az ab) pont szerinti korlátozás által érintett földterületekre, barlangokra, mesterséges üregekre és víztestekre (a továbbiakban együtt: korlátozással érintett terület).

A korlátozás elrendelése

2. §1 A természetvédelmi hatóság a fokozottan védett faj élőhelyén és élőhelye körül korlátozást rendelhet el, ha a használati mód, gazdálkodási tevékenység a fokozottan védett faj egyedének vagy állományának zavarásával, veszélyeztetésével, károsításával, elpusztulásával járna, és

a) a jogszerűen folytatott hasznosítás, gazdálkodási tevékenység a Tvt. vagy külön jogszabály alapján nincs hatósági engedélyhez kötve, vagy

b) a fokozottan védett faj egyede vagy állománya a természetvédelmi kezelési terv kihirdetését, illetve a természetvédelmi hatósági határozat jogerőre emelkedését követően jelent meg a területen, vagy

c) a kezelési tervben, illetve a természetvédelmi hatósági határozatban meghatározott használati, gazdálkodási feltételekben a faj szempontjából kedvezőtlen változások következtek be.

3. §2 A korlátozás elrendelését megelőzően a természetvédelmi hatóság köteles vizsgálni a korlátozás elrendelésének szükségességét, és a korlátozásra szánt terület kiterjedését.

4. § Korlátozással érintett területként – rendeltetésétől, művelési ágától függetlenül – az adott egyed vagy állomány megfelelő szintű megőrzéséhez az a terület határolható le, amelyik

a) a fokozottan védett faj egyedének élőhelye vagy annak része, illetve

b) az élőhely körül fekszik, és állapota, használata jelentős hatást gyakorol az érintett egyed élőhelyére.

5. § (1)3 A természetvédelmi hatóság a korlátozás elrendeléséről határozatban

a) egyértelmű azonosítást biztosító jellemzőkkel lehatárolja a 4. § szerinti területet, melyet ingatlan-nyilvántartási helyrajzi számmal, erdő esetén erdészeti üzemtervi jellel (helység, tag, erdőrészlet bontásban) jelöl meg,

b) megállapítja, hogy a korlátozással érintett terület a fokozottan védett faj élőhelyének egészét vagy annak csak valamely részét, illetve az élőhely állapotára jelentős hatást gyakoroló környezetet foglalja magában,

- c) meghatározza a terület használatával összefüggő korlátozásokat,
- d) kötelezi a terület használóját a tevékenységtől való tartózkodásra, illetve a gyakorolt tevékenység felfüggesztésére,
- e) meghatározza a korlátozás időbeli hatályát,
- f) utal a korlátozás be nem tartása esetén alkalmazható jogkövetkezményekre,
- g) utal a jogszerűen folytatott tevékenységek korlátozása esetén igényelhető kártalanításra, illetve támogatásra vonatkozó szabályokra.

(2) A korlátozás a tevékenység időtartamára, módjára, módszereire, technológiájára, az alkalmazott anyagokra, eszközökre terjedhet ki.

6. § (1) A korlátozásnak olyan mértékűnek kell lennie, hogy az adott egyedi körülmények figyelembevételével biztosítsa az egyed, illetve az állomány megkülönböztetett védelmét, továbbá e céllal összhangban és arányban álljon. Ennek megfelelően gondoskodni kell arról, hogy az érintett tevékenység a feltétlenül szükséges időtartamra, és a fenntartható használat követelményét szem előtt tartva a lehető legkisebb mértékre korlátozódjon.

(2) Egy-egy korlátozással érintett területen több tevékenységet érintő, továbbá az egyes tevékenységekre vonatkozóan is több, egymástól különböző korlátozás rendelhető el, valamint ugyanazon egyed védelmét is többféle korlátozás szolgálhatja.

A korlátozás ellenőrzése

7. § (1)4 A határozatban foglaltak betartását a természetvédelmi hatóság – a területileg érintett nemzeti park igazgatóság bevonásával – ellenőrzi.

(2)5 A természetvédelmi hatóság a korlátozás időbeli hatálya alatt köteles vizsgálni a korlátozás szükségességét, és amennyiben az a korlátozás időbeli hatályának lejárta előtt megszűnik, köteles haladéktalanul intézkedni annak feloldásáról.

13/2001. (V. 9.) KöM rendelet A védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről

2009. évi XXXVII. törvény Az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról

41. §. (4) Az erdészeti hatóság az erdőgazdálkodási tevékenységeket feltételhez köti, korlátozza, súlyos vagy ismételt jogsértés esetén megtiltja, amennyiben

- a) az erdőgazdálkodó gazdálkodása során e törvényben és az e törvény végrehajtására kiadott jogszabályban előírt szabályokat megszegte,
- b) az erdő állapotában korábban előre nem látható esemény következett be, vagy
- c) a védett természeti területen a védelmi célok megváltozását eredményező, illetve azokat veszélyeztető, korábban előre nem látható esemény következett be.

(9) A működési területe szerint érintett, a védett természeti területek természetvédelmi kezeléséért felelős szerv minden olyan, a körzeti erdőtervezés időpontjában nem ismert adatot, tény, változást haladéktalanul köteles az erdészeti hatóságnak a tudomásszerzést követően bejelenteni, amely a (4) bekezdés szerinti korlátozás elrendelését vonhatja maga után.

73. § (8) Az erdészeti hatóság a Natura 2000 erdőterületen a közösségi és kiemelt jelentőségű fajok kedvező természetvédelmi helyzetének megőrzése érdekében a fakitermelés elvégzésére időbeli és térbeli korlátozást állapíthat meg.

Időbeli korlátozás

A korlátozások egyik típusa az időbeli korlátozás, amely csak a fészkelési időszakokra vonatkozik, és amelynek célja a fészkelés adott évi sikerességének biztosítása. Itt az adott faj költési időszakában, a fészektől mért meghatározott távolságon belül, minden a sikeres költést veszélyeztető emberi tevékenység (fakitermelés, erdőművelés, faanyagszállítás, bizonyos mezőgazdasági munkák, szabadidős tevékenységek stb.) tiltásra kerül. A sikeres költést veszélyeztető emberi tevékenység alatt elsősorban a költési időszakban újonnan jelentkező zavaró tevékenységeket értjük, amelyekre a szülőmadarak nem készülhetnek fel a fészekfoglaláskor, ezért ezek zavaró hatása potenciálisan a költések meghiúsulását okozhatja. Vagyis nem vonatkozik a költés előtt már a területen legeltető pásztorra, a mezőgazdasági munkát végző traktorra, vagy a már korábban meglevő úton rendszeresen közlekedő járművekre. Ide soroljuk az erdővédelmi tevékenységet is. Ez az erdő mint vagyon és élőhely megőrzésére, védelmére (főleg lopással érintett területen) irányuló tevékenység, ami jelentős zavarást nem jelent a fészkelő pároknak.

Erdős területen az időbeli korlátozás elrendelése szükséges mindazon erdőrésztelkeknél, melyek az adott fajra megadott sugarú kör által érintettek. Amennyiben egy adott erdőrésztelket csak részben érint a korlátozás határa, akkor azt meg kell osztani, és csak a szükséges részterületen szükséges elrendelni a korlátozást. Természetesen az érintett terület fészkek körüli elhelyezkedését a domborzati viszonyok jelentősen befolyásolhatják mind negatív, mind pozitív irányban (pl. egy mély völgyben fészkelő parlagi sas esetében), így ezek mérlegelését az adott helyszínen szakembernek kell elvégeznie. Létrehozásához domborzati, erdészeti térképek és terepi tapasztalatok szükségesek, melyek alapján a fészkek védőzónáját kell körbehatárolni és egy digitális állományt kialakítani. Ezt pontosan úgy tudjuk elvégezni, ha a határokat terepen kézi GPS, okostelefon vagy PDA készülékkel pontosan bemérjük. Ezt a digitalizált védőzónát

az üzemtervi vagy helyrajzi számos térképekkel kell elmetszetni. Az így kapott poligonok területének kiszámolásával megkapjuk, hogy mely üzemtervi vagy ingatlan nyilvántartási egységek milyen mértékben érintettek a korlátozással. A poligonok visszatölthetők készülékünkre, így a terepi kijelöléseknél, ellenőrzéseknél használni tudjuk.

Területi korlátozás

A korlátozások másik típusa a területi korlátozás, amely a fészkelőhelyek hosszú távú megőrzésére irányul. Ez biztosítja, hogy a fajok számára fészkelésre alkalmas erdőállomány-részek maradjanak fenn, és ott új fészkek építésére is lehetőség legyen. Ebben az esetben a fészektől meghatározott távolságon belül bizonyos erdészeti munkálatok nem csak a fészkelési időben, hanem azon kívül sem végezhetők. Ide elsődlegesen a véghasználat jellegű beavatkozások tartoznak, melyek jelentősen megváltoztatják az élőhelyet, úgy mint a *felújító vágás bontóvágás, felújító vágás végvágás, szálalóvágás, tarvágás*. Ide soroljuk a véghasználatokat megelőző állomány alatti cserjeirtást is, mivel ez nagyban csökkenti a fészkek rejtettséget, zavartalanságát. A fészkelőhely jelentős megváltoztatása nélkül, a korlátozás által érintett területen elvégezhető erdészeti beavatkozások: *tisztítás, törzskiválasztó és növedékfokozó gyéritések, egészségügyi termelések, szálalás*. Indokolt esetben ezek is korlátozhatóak a fészkek közvetlen közelében, amennyiben az élőhely védelme ezt megkívánja. Fontos kérdés, hogy milyen kezelés indokolt abban az esetben, ha a fészkek inváziós fajokból álló, illetve azzal fertőzött állományban (főként ártereken, síkvidéki területeken gyakori amerikai kőris, zöld juhar stb.) található. Ilyen területeken leggyakrabban az inváziós fajok között található őshonos fák vannak a fészkek. Természetvédelmi szempontból nem lehet cél az inváziós fajok megőrzése, ezért a fészkek megfelelő takarásának biztosítása mellett érdemes elkezdni lékes felújítással az állomány átalakítását, a madárvédelmi célok feltétlen prioritását szem előtt tartva. A fokozott óvatosságot igénylő esetekben javasolt a jóval kisebb zavarással járó vegyszeres injektálási módokat alkalmazni, és a kezelés hatására elpusztuló egyedeket lábön hagyni. A takarás fenntartása érdekében a kétlaki fajoknál (mint amilyen a zöld juhar, illetve az amerikai kőris) a porzós egyedek megtarthatók.

A terület lehatárolása az időbeni korlátozásnál tárgyaltaéhoz hasonlóan történik. A javasolt korlátozások által érintett területek sok esetben nem egy szabályos kört érintenek, hanem azt a domborzati és állományviszonyok jelentősen befolyásolhatják. A korlátozással érintett terület nagysága azonban meg kell, hogy közelítse a javaslatban szereplő területet. Ezeket a korlátozásokat a jelenlegi törvényi keretek között a természetvédelmi kezelőnek (nemzeti park igazgatóságok)

kezdeményezni kell az illetékes természetvédelmi hatóságoknál (Kormányhivatal), amelyek a korlátozást a gazdálkodókkal szemben elrendelik. Továbbá az illetékes erdészeti hatóság felé is tájékoztatási kötelezettség van, akik ezen információkat az eljárásmenetben felhasználják, illetve mint újonnan felmerült körülményt a körzeti erdőtervbe is beépítik.

Veszélyeztető tényezők

Fészkelőhelyek megszűnése

Az idősebb erdőállományokat kedvelő fajok fészkelőhelyeit leginkább az erdőgazdálkodás és azon belül is elsősorban a fakitermelés veszélyezteti. A vágásos erdőgazdálkodás következtében kialakuló jelentős területű véghasználatokkal, az idős erdőállományok arányának csökkentésével és a nagyméretű idős fák eltűnésével az alkalmas költőhelyek csökkenését és beszűkülését eredményezi. Amennyiben az erdőállományok átalakítása elér egy kritikus szintet az adott költő-territórium kiürül, így a költőállomány mérete csökken.

Az erdészeti tevékenységek mellett sok esetben a kis léptékű, vagy illegális fakivágások is komoly problémát jelentenek, különösen a síkvidéki kisebb erdőfoltokban, facsoportokban költő fajok esetében.

Fészkek környezetének zavarása

Több faj kiemelten érzékeny az emberi zavarásra, így a fészkelőhelyek elhelyezkedésétől és a környékbeli tájhasználatától függően az erdészeti vagy vadászati tevékenységek, a mezőgazdálkodási munkák, a bányászat vagy a turizmus sok esetben vezethet a költés meghiúsulásához, vagy folyamatos zavarás esetén akár a fészkelőhely végleges elhagyásához is.

Táplálkozó-területek átalakítása

A mezőgazdasági területek intenzifikálódása és a gyepterületek (különösen a legelő állatállománnyal kezelték) csökkenése negatív hatással van a ragadozó életmódú fajok zsákmányállataira. A cserjeszint gyéritése és kiirtása, valamint a cserje- és gyepszint degradációja a túltartott vadállomány miatt szintén csökkenti a ragadozó madarak táplálékbaszát (kisemlősök állománycsökkenése).

A vizes élőhelyekhez kötődő fekete gólya esetében azok lecsapolása, kiszáradása a közeli költőhelyek végleges elhagyását eredményezheti.

Áramütés

A hazánkban található közép- és magasfeszültségű elektromos hálózat mintegy 700 ezer tartóoszlopának jelentős része még mindig áramütésveszélyt jelent az azo-

kon megpihenni vágyó madarakra, amely a legtöbb fajnál az egyik legjelentősebb pusztulási tényező. Az elmúlt évtizedekben a természetvédelem és az áramszolgáltatók együttműködésében számos kiemelt madár-élőhelyen megtörtént vagy folyamatban van az oszlopok madárbarát átalakítása, de még messze vagyunk a probléma megnyugtató mérséklésétől.

Mérgezés

Az utóbbi évtizedben újra elterjedté vált, hogy egyes érdekcsoportok (apróvad- vagy halgazdálkodók, galamb- vagy háziállattartók) a ragadozók gyérítésére – illegális módon – mérgezett csalétket használnak, amelyek hatalmas pusztítást okoztak a dögevő vagy ragadozó életmódú fokozottan védett madarainkban is. A probléma mérséklésén jelentős összefogással és Európai Unió támogatással dolgoznak a természetvédelmi, rendőrségi, állatorvosi és vadászati szakemberek.

Pusztulás a vonulás során

A hosszú távú vonuló fajok esetében az egyik legjelentősebb pusztulás a vonulás során tőlünk távoli országokban esik meg, ahol sok madár vadászat (legális és illegális), befogás, mérgezés vagy áramütés áldozata lesz.

Szélsőséges időjárási viszonyok

A szélsőséges időjárási viszonyok, egyes években a legjelentősebb pusztulási vagy költési sikert befolyásoló tényezővé válhatnak bizonyos fajok esetében. A fákon költő fajoknál a nagyobb viharok során gyakran leszakadnak a fészkek (különösen az állomány szélén, vagy magányos fákon költő fajoknál), vagy a tartós hideg tavaszi időjárás a költés megghiúsulását okozhatja. A táplálkozó-területek állapotában, és így a zsákmányfajok állományában bekövetkező jelentősebb változások (szárazság, árvíz) a költési sikert csökkenthetik drasztikusan. Ezen események a klímaváltozás következtében egyre gyakrabban okoznak jelentős hatást az állományokra.

A viharok okozta veszteség összefüggésben áll az idős erdőállományok vagy hagyásfák hiányával is, mivel a kényszerből fiatalabb fákra épült fészkek jobban kitéttek a szélnek, és gyakrabban leszakadnak a költési időszakban.

Predáció

A fán vagy sziklafalon fészkelő fajokkal ellentétben a talajon fészkelő császármadár hazai állományát veszélyeztető tényező elsődlegesen az országosan túlszaporodott vaddisznó és róka állomány, melyek a sikeres költések számának drasztikus csökkenését okozhatják. Ezeknek a predátor fajoknak a túlzott

állománynövekedése esetén, a földön fészkelő fajok költései tojásos és kisfiókás korban nagy számban pusztulnak el. A nagyobb számban előforduló ragadozók több eséllyel találják meg a fiókákat és a tojásokat.

Az érintett madárfajok bemutatása és a javasolt védelmi módok

Fekete gólya (*Ciconia nigra*)

Elterjedés és állomány nagyság

Elterjedési területe Európa, Nyugat-Ázsia és Észak-Afrika, monotipikus faj. A költőterület legnagyobb részén természetszerű, idős erdőállományokban, míg Dél-Európában és Észak-Afrikában kizárólag sziklakon költ. Magyarországon az állomány jelentős része nagyobb folyóink árterein, és dombvidéki, középhegységi erdeinkben található. Napjainkban egyre több helyen síkvidéki erdőfoltokban is megtelepszik. Az egész országban elterjedt faj. A költőpárok száma 2013-ban 380–420 pár között volt (KALOCSA és TAMÁS 2013), amely a védelmi tevékenységnek köszönhetően és a faj egyre jobb alkalmazkodóképességének következtében kismértékben nő.

Fészkelés, vonulás

Fészket leggyakrabban zavartalan, idős ártéri kemény- és puhafás ligeterdőkben, tölgyesekben, bükkösökben és ezek konzociációiban építi. Ritkán megtelepszik idegenhonos fafajok állományaiban, nemesnyárasokban található nagyméretű őshonos hagyásfákon is. A fészke jellemzően nagyobb, idős erdőtömbök belsejében található, máskor kisebb erdőfoltok, erőállományok széléhez viszonylag közel, 100 méterre vagy esetleg attól kisebb távolságra költ. Fészket a lombkorona alsó harmadában építi, legtöbbször kinyúló oldalágakon. A madarak márciusban, április elején érkeznek vissza a telelőterületről, és kezdik el fészküket építeni vagy tatarozni. Leggyakrabban 3–5 tojását április elején rakja, a fiókák július végén, augusztus elején hagyják el a fészket. A fiókákat egy ideig még a fészkek közelében etetik, majd egy közeli táplálkozó-területen tanítják vadászni a fiatalokat. A vonulást augusztus második felében kezdik és szeptemberben az állomány jelentős része elhagyja az országot (KALOCSA és TAMÁS 2014).

Táplálkozás

Tápláléka főleg halakból és kétéltűekből áll, ritkán fogyaszt rágcsálókat, egyenesszárnyúakat. Zavarásra

érzékeny faj, bár vannak párok, melyek emberi zavarásnak jobban kitett területen költenek, pl. töltések közelében, de itt is csak a nem célirányos emberi tevékenységeket (pl. autó elhajtása) képesek tolerálni.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység)
- Fészek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)
- Táplálkozó-területek átalakítása (vizes élőhelyek)
- Áramütés
- Pusztulás a vonulás során (vadászati tevékenység, befogás)
- Szélsőséges időjárási viszonyok.

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A költés sikerességének biztosítására a revírfoglalástól a fiókák kirepüléséig március 1. és augusztus 15. között 400 méter sugarú körben (50,2 ha) az erdészeti tevékenységek (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül), míg 200 méter sugarú körben (12,6 ha) a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges.

A fészkelőhely megőrzésére a fészek körül 100–300 méter sugarú körben (3,1–28,3 ha) szükséges az idős erdőállomány-részek fenntartása. Ezzel biztosítható, hogy a fészek megfelelő takarásban legyen, illetve a faj számára még minimálisan elfogadható területű idős erdőállomány-rész maradjon fenn. A vágásos üzemmódban a fokozatos felújító vágás, szálalóvágás és tarvágás, valamint a fészek megfelelő takarásának fenntartása érdekében, az állomány alatt cserjeirtás nem végezhető. A védőzóna nagyságát a fészek erdőállományon belüli elhelyezkedése határozza meg. Azoknál a pároknál, amelyek nagy zárt tömbök belsejében költenek nagyobb területű védőzóna kijelölése szükséges. A cserjeszint és a második lombkoronaszint fontos a fészek takarása szempontjából, ezért állomány alatti cserjeirtás nem végezhető. Az állományban, a fészek körüli 100 méter sugarú körön belül (3,1 ha) beavatkozás nem végezhető, érintetlenül hagyandó. Az ezen kívül eső területen pedig a szálalásra való átállás indokolt, hogy a zárt erdőkép jelentős mértékben ne változzon meg, amely a faj számára elsődleges fontosságú. A 100 méter sugarú körön kívül eső területen mikrolékek alakíthatók ki, maximum 1 famagasság átmérővel. Amennyiben szükséges, ezekben az állomány egyedi védelemmel, bekerítéssel hozható fel. A fahasználatok során el kell kerülni egy egységesen bontott állománykép kialakítását. A záródás nem csökkenhet 70% alá.

Az állományszélhez közel költő párok esetében a fészek körül 100 méter sugarú körben szükséges az idős erdőállomány fenntartása.

Darázsölyv (*Pernis apivorus*)

Elterjedés és állomány nagyság

Monotipikus, palearktikus elterjedésű faj, Észak-Afrikától Európán keresztül Kelet-Szibériáig fészkel. Magyarországi állománya stabilnak tekinthető, 800–1000 pár körüli (BAGYURA és HARASZTHY 2014a) bár pontos állománybecslése – rejtett életmódjából fakadóan – nehéz.

Fészkelés, vonulás

Hazánkban főleg hegy- és dombvidéki idős tölgyesekben, ritkábban bükkösökben költ. A síkvidéki területeken is elszórtan költ, itt is főleg tölgyesekben. Előszeretettel fészkel déli kitettségű oldalakban, ahol legtöbbször táplálékát is szerzi. Az általa használt erdők jelentős része gazdasági célokat szolgál, ritkábban védelmi rendeltetésű vagy örökerdő. Ezeknek az erdőknek a megőrzése a gazdálkodókkal konfliktus forrása lehet.

A legkésőbbben visszaérkező ragadozómadár. Fészket zöld leveles ágakból építi, illetve ezzel tatarozza, melyeket rendszeresen váltogat, újat épít, illetve ritkábban más fajokét foglalja el.

Vonuló faj, későn, április végén, május elején érkezik meg telelőterülről, és szeptember elején vonul el. Általában május közepén rakja le 2 tojásos fészek-alját, majd a kikelt fiókák augusztus közepén hagyják el a fészket. Zavarásra kevésbé érzékeny faj, bár vannak párok, amelyek érzékenyebbek az emberi zavarásra.

Táplálkozás

Tápláléka elsősorban hártyásszárnyúakból, főleg méhek és darazsak lárváiból áll. Hűvös, hideg időben rágcsálókat, röpképtelen madárfiókákat és békát fog. Táplálékát kizárólag a földön szerzi.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység)
- Fészek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)
- Pusztulás a vonulás során

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A költés sikerességének biztosítására a revírfoglalástól a fiókák kirepüléséig április 15-től augusztus 31-ig 200 méter sugarú körben (12,6 ha) az erdészeti tevékenységek (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges.

A fészkelőhely megőrzésére a fészek körüli 100 méter sugarú körben (3,1 ha) szükséges az idős erdőáll-

mány-rész fenntartása. A kis területi kiterjedés miatt erdészeti kezelés nem javasolt. Ezzel biztosítható, hogy a fészkek megfelelő takarásban legyen, illetve a faj számára még minimálisan elfogadható területű idős erdőállomány maradjon fenn.

Vörös kánya (*Milvus milvus*)

Elterjedés és állomány nagyság

Elterjedési területe Nyugat-Európától Kis-Ázsiáig terjed, de Észak-Afrikában is megtalálható, monotypikus faj. Az északi párok nagy része vonuló, dél felé ez a hajlam csökken, a nyugat-európai állomány szintén áttelel költőterületén. Magyarországon 1978 és 1990 között nem volt bizonyított költése a fajnak. 1950-ben 20–25 párba becsülték fészkelőállományát (VÁCZI és BAGYURA 2009). Napjainkban a Duna és a Dráva mentén költ, Baranya, Bács-Kiskun, Győr-Moson-Sopron és Tolna megyékben. 2011-ben az országos állományát 6–10 párba becsülték (BANK és MTSAI 2011). Hazai költőállománya az utóbbi években kis mértékben nő, egyre gyakoribbak a költési időben történt megfigyelések a Duna-Tisza-közén és a Tiszántúlon is. Ezért a fajnak keleti irányú terjedése várható a jövőben.

Fészkelés

Nálunk részben vonuló faj, a revírfoglalás március közepén kezdődik, április elején rakja 2–4 tojását. A fiókák július közepén repülnek ki. Ismert fészkelőhelyein főleg idős erdőállományokban költ. Nem kötődik kifejezetten adott erdőtársulásokhoz, de gyakran tölgyesekben rakja fészket. Nem szükséges számára nagy kiterjedésű, zárt erdőállomány, a kisebb erdőfoltokban, hagyásfa-csoportokban is megtelepszik. Fészket gyakran maga építi, bár más fajok által épített fészket is elfoglal. A haza tapasztalatok alapján zavarásra érzékeny faj.

Táplálkozás

Táplálkozása hazánkban kevésbé kutatott, főleg rágcsálókat, gyíkokat, halat és sokszor dögöt fogyaszt, amelyeket a fészkelőhely közvetlen környezetében kutat fel. Az 1950-es évek elején a debreceni Nagyerdőn fészkelő pár a dolmányos varjú fiataljait is zsákmányolta (Varga Zoltán írásbeli közlése, 2015).

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység)
- Fészkek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)
- Áramütés
- Mérgezés

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A költés sikerességének biztosítása érdekében a revírfoglalás kezdetétől a fiókák kirepüléséig március 1. és július 31. közötti időszakban a fészektől számított 300 méter sugarú körben (28,3 ha) az erdészeti tevékenységek (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges.

A fészkelőhely megőrzése érdekében a fészkek körül 50–100 méter (0,8–3,1 ha) sugarú körben az idős erdőállomány-rész fenntartása szükséges. A védőzóna nagysága a fészkek elhelyezkedésétől függ. Az erdőállomány széléhez közel költő párok esetében kisebb, a távolabb költőknél nagyobb terület meghagyása indokolt. A vágásos üzemmódban a fokozatos felújítóvágás, szálalóvágás és tarvágás, valamint a fészkek megfelelő takarásának fenntartásának érdekében állomány alatti cserjeirtás nem végezhető. A védőzóna kis területe miatt ezen belül semmilyen kezelést nem javasolunk, mert az itt végzett szálalás is megváltoztatja a fészkelőhely jellegét, a fészkek takartságát. Ezért a revírekben 2–3 idős hagyásfa-csoport fenntartása ajánlott, amelyek fészkelési lehetőséget biztosítanak a fajnak. Ezeknél fontos szempont, hogy lehetőleg emberi zavarással kevésbé érintett helyeken legyenek.

Barna kánya (*Milvus migrans*)

Elterjedés és állomány nagyság

Eurázsziában, Észak-Afrikában, Új-Guineában és Ausztráliában elterjedt politipikus faj. Hét alfaja ismert, melyek közül a törzsalak fészkel hazánkban. A magyarországi költőpárok száma 100–150 pár közötti (HARASZTHY és BAGYURA 2014a). Jelentős állományai a Tisza mentén, Somogy és Baranya megyékben találhatóak.

Fészkelés

Főleg nagyobb folyókat kísérő ártéri kemény- és puhafás ligeterdőkben, illetve alföldi és dombvidéki területeken állóvizek, vízfolyások közelében, tölgyesekben telepszik meg.

Vonuló faj, március végén jelenik meg a költőhelyén és augusztus végén, szeptemberben indul el telelőterülete felé. A telet Afrika trópusi részein tölti.

2–4 tojását április végén, május elején rakja, a fiókák pedig július közepén hagyják el a fészket, a fiókákat mindkét szülő eteti. Elsősorban idős erdőállományokban költ, fészket magasan, ágelágazásokban építi, 2–3 váltófészke is lehet.

Táplálkozás

Tápláléka elsősorban rágcsálókból áll, emellett halakat, madárfiókákat, gyíkokat is fogyaszt. Rendszeresen

elszedi más ragadozómadár-fajok zsákmányállatait is, valamint egyes területeken dög- és hulladékfogyasztása is gyakori.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység)
- Fészek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)
- Áramütés
- Mérgezés

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A költés sikerességének biztosítása érdekében a revírfoglalás kezdetétől a fiókák kirepüléséig március 15. és július 31. közötti időszakban a fészektől számított 300 méter sugarú körben (28,3 ha) az erdészeti tevékenységek (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges.

A fészkelő hely megőrzése érdekében szükséges a fészek körül 50–100 méter sugarú körben (0,8–3,1 ha) az idős erdőállomány-rész fenntartása. A védőzóna nagysága a fészek elhelyezkedésétől függ, az erdőállományok széléhez közel költő párok esetében kisebb, a távolabb költő párok esetében nagyobb védőzóna kijelölése indokolt. A vágásos üzemmódban a fokozatos felújítógátás, szálalógátás és tarvágás, valamint a fészek megfelelő takarásának fenntartása érdekében állomány alatti cserjeirtás nem végezhető. A védőzóna kis területe miatt ezen belül semmilyen beavatkozást nem javasolunk, mert az itt végzett szálalás is megváltoztatja a fészkelőhely jellegét, a fészek takartságát, továbbá ennek az ártéri ligeterdőkben alkalmazott technológiája még nem kidolgozott. Ezért a revírekben 2–3 idős hagyásfa-csoport fenntartása ajánlott, amelyek fészkelési lehetőséget biztosítanak a fajnak, ahol a fészkelőhelynél javasolt kezelési korlátozásokat ajánljuk. Ezeknél fontos szempont, hogy lehetőleg emberi zavarással kevésbé érintett helyeken legyenek.

Kis héja (*Accipiter brevipes*)

Elterjedés, állomány nagyság

Költőterülete Délkelet-Európától a Kaszpi-tengerig terjed, délen pedig Iránig húzódik, monotipikus faj. Az európai állományát 3200–7700 közöttire becsülik, ami az utóbbi években csökkent (TÓTH 2009).

Magyarországi becslült állománya 2009-ben 1–3 pár volt (MÉSZÁROS ÉS TÓTH 2009). Az ezt megelőző három évtizedben és a következő években bizonyított hazai költési adata nem volt a fajnak. Az 1960-as és 1970-es években a debreceni Nagyerdőben költött (ARADI 1963, TÓTH ÉS MTSAI 1998).

Fészkelés, vonulás

Az ismert fészkelőhelyeken a faj középkorú vagy idős, elegyes, fejlett cserjeszintű keményfás ártéri ligeterdőkben költött. A faj ezeknek az erdőállományoknak a 10–50 méteres szegélyét választja fészeképítésre. (TÓTH ÉS MTSAI 1998). A faj fészkelésének megszűnéséhez hozzájárulhatott a Körös-közben és Doboz környékén a keményfás ligeterdők és kocsányostölgyesek megritkulása a nem megfelelő védettségi szint következtében (Varga Zoltán írásbeli közlése, 2015). Szarkáéhoz hasonló fészket, a lombkorona felső harmadában rakja. Az egyes párok fészkelőhelyeinek távolságát tekintve nincs szabályosság, ezek egymástól 100–150 méterre, illetve 2–3 kilométerre is lehetnek. Majdnem minden évben új fészket épít, a korábbi fészektől 50–80 méteres távolságon belül (TÓTH ÉS MTSAI 1998).

A faj vonuló, a telelőterületről április végén, május elején érkeznek vissza és augusztus végén szeptemberben indulnak délre (TÓTH ÉS MTSAI 1998). Tojását május közepén, végén rakja le, a fiókák pedig július második felében repülnek ki.

Táplálkozás

Tápláléka kistestű énekesmadarakból, emlősökből, hüllőkből és rovarokból áll. Ezeket nemcsak az erdőben és nyílt területen, hanem lakott területen is fogja (TÓTH ÉS MTSAI 1998).

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység)
- Fészek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)
- Pusztulás a vonulás során

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A költés sikerének védelmére a madarak revírfoglalásától a fiókák kirepüléséig április 15. és július 31. között a fészek körül 200 méter sugarú körben (12,6 ha) az erdészeti tevékenységek (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges.

A költőhely megőrzése céljából a fészektől mért 100 méteres sugarú körön belül (3,1 ha) szükséges az idős, középkorú erdőállomány-részek fenntartása. Ezzel biztosítható, hogy a fészek megfelelő takarásban legyen, illetve hogy a faj számára még minimálisan elfogadható területű erdőállomány-rész maradjon fenn. A párok által tartott territóriumokban ajánlott legalább 2–3 meglévő, vagy korábbi fészke körül az idős erdőállomány-rész megőrzése, fenntartása a fentebb leírt terület nagyságban, hogy legyen alternatív fészkelési lehetőség a pár számára. Ezekben az állományokban nem végezhető vágásos

üzemmódban fokozatos felújítógáz, száalógáz és tarvágás. Mivel ezek az erdőállományok sok esetben rendelkeznek második szinttel is, ezért nem végezhető állomány alatti cserjeirtás. A korlátozással érintett területen át kell térni a száalásra. A fészkek 30 méteres környezetében nem végezhető fakivágás.

Rétisas (*Haliaeetus albicilla*)

Elterjedés, állomány nagyság

Eurázsiai elterjedésű faj, hatalmas költőterülete az Atlanti-óceántól egészen a Csendes-óceánig terjed. A mintegy 5500–6600 páros európai állomány jelentős része Skandináviában, a Baltikumban és Oroszországban található, de Közép-Európában, így Magyarországon, Szerbiában és Horvátországban is számottevő állománya költ (HORVÁTH 2014). A hazai állománya a több évtizedes lassú növekedésnek köszönhetően mára 300 pár körülire emelkedett (HORVÁTH 2015).

Fészkelés, vonulás

Hazánkban állandó faj. A legkorábban költő ragadozómadarunk, a párok akár már novembertől kezdve építik/tatarozzák a fészkeket. A januári nászrepülést követően általában februárban rakják le az 1–3 tojásból álló fészkeljüket. A fiókák általában március végén, április elején kelnek ki a tojásból, és csak júniusban repülnek ki a fészkekből.

Elsősorban vizes élőhelyek, tavak és folyók közelében található erdőben, erdőfoltokban költ, ahol az idősebb és zavartalan erdőállományokat részesíti előnyben. Hazánkban újabban mezőgazdasági területeken, akár magányos fákon is megtelepszik.

Táplálkozás

Leggyakrabban halakat és vízimadarakat zsákmányol, de egyes élőhelyeken rendszeresen fogyaszt mocsári teknőst (*Emys orbicularis*), közepes termetű emlősöket és egyéb madarakat is. Halak közül leggyakrabban pontyot (*Cyprinus carpio*), ezüst kárászt (*Carassius gibelio*), amurt (*Ctenopharyngodon idella*) és busát (*Hypophthalmichthys* spp.), míg vízimadarak közül szárcsát (*Fulica atra*) és a tőkés récét (*Anas platyrhynchos*) fogyaszt (Horváth 2014). Téli időszakban, és különösen a fiatal madarak dögöt is előszeretettel fogyasztanak.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység)
- Fészkek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)
- Áramütés
- Mérgezés

Javasolt kezelési módok

A költés sikerének védelmére a madarak revírfoglalásától a fiókák kirepüléséig január 1. és július 15. között a fészkek körül 400 méter sugarú körben (50,2 ha) az erdészeti tevékenységek (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkélés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges. Az időbeli korlátozás elsődlegesen a folyamatos emberi jelenlétet igénylő munkálatokra (erdőgazdálkodás, földmunkák stb.) terjed ki. A szokványos mezőgazdasági tevékenységek (földművelés, legeltetés) esetében általában nincs szükség korlátozásra, ugyanakkor ezekben esetében is tilos a fészkek megadott körzetében megállni, huzamosabb ideig ott tartózkodni. Egyes példányok (általában a régóta mezőgazdasági területeken költők) jól tűrik az emberi jelenlétet és a fészkek alatt mozgó jármű esetén is a fészken maradhatnak, míg mások (általában a zavartalanabb erdőkben költők) rendkívül érzékenyek.

A költőhely megőrzése céljából szükséges a fészkek körül 100–200 méter sugarú körben (3,1–12,6 ha) az idős erdőállomány-rész fenntartása. A kijelölt védőzóna nagysága a fészkelőhely állományviszonyaitól (záródottságától, korától, erdőterület nagyságától) és a fészkek elhelyezkedésétől (talajtól mért magassága, állományszéltől mért távolsága) függ. A zárt, nagyobb állományokban fészkelőknél nagyobb, míg az állományszélhez közel, nyíltabb állományokban költő pároknál kisebb védőzóna indokolt. A kijelölés során biztosítani kell a fészkek megfelelő takartságát és rejtettséget, így vágásos üzemmódban a fokozatos felújítógáz, száalógáz és tarvágás, valamint az állomány alatti cserjeirtás nem végezhető. A védőzónán belül semmilyen kezelést nem javasolunk, mert az itt végzett száalás is megváltoztatja a fészkelőhely jellegét, a fészkek takartságát, továbbá ennek az ártéri ligeterdőkben alkalmazott technológiája még nem kidolgozott. A revírekben minimum 2–3 idős erdőrészlet, vagy nyíltabb élőhely esetén hagyásfa-csoport fenntartása ajánlott, amelyek fészkelési lehetőséget biztosítanak a fajnak. Ezeknél fontos szempont, hogy lehetőleg emberi zavarással kevésbé érintett helyeken legyenek.

Kígyászölyv (*Circaetus gallicus*)

Elterjedés, állomány nagyság

Monotipikus, nagy elterjedésű faj, Délnyugat-Európától Dél-Ázsiáig és Északnyugat-Afrikában is költ. Közép- és kelet-európai állománya vonuló, az állomány nagy része a Boszporuszon keresztül, kisebb része a Gibraltár-szoroson és a Fekete-tengeren keresztül vonul. A magyarországi állomány az elterjedési terület határán fekszik. A jelentős európai állománya tőlünk délre, főleg a Mediterráneumban található. A környező országokból eltűnt, vagy ritka fészkelőnek tekinthető.

Hazai állománya 2014-ben 39–56 pár közé tehető (SZITTA és mtsai megjelenés alatt). Az elmúlt évtizedekben ennél a fajnál jelentős állományváltozás nem történt, a becsült állománya 50 pár körüli volt 1993-ban is (HARASZTHY 1993). Az 1980-as években illetve előtte feltételeztek jelentősebb állománycsökkenést Magyarországon (BÉRES 2014). A költőpárok főleg hegy- és dombvidéki területeken, néhány pár pedig síkvidéken, a Kiskunságban költ (SZITTA és mtsai 2013). A hazai fészkelőállomány több mint a fele az Északi-középhegységben, ezen belül is a Bükkben és a Zempléni-hegységben, kisebb számban a Dunántúli-középhegységben, főleg a Balaton-felvidéken és a Bakony környékén költ.

Fészkelés, vonulás

Vonuló faj, az első madarak már március közepétől megfigyelhetők hazánkban. Az állomány jelentős része március végén, április elején érkezik vissza a fészkelőhelyeire (BÉRES 2014). Nászviselkedés és fészkepítés után április közepén, végén rakja le egyetlen tojását és kezd költésbe. A fióka augusztus közepén repül ki és egészen a hónap végéig, szeptember elejéig a revírben marad. Ebben az időszakban is etetik a szülőmadarak, ezt követően indulnak el a telelőterület felé.

A fészket leggyakrabban mész- és melegkedvelő tölgyesekben, kocsánytalantölgyesekben, ezek fenővel elegyített állományaiban, illetve homogén erdei- és feketefenyvesekben építi. A fészket a fakorona csúcsi részébe, sokszor fagyöngybe rakja. Innen jó kilátás és jó berepülési lehetőség van. Előfordul, hogy más fajok által épített gallyfészket, és műfészket is elfoglal. Ritkán költ nagyobb, zárt erdőtömbök belsőjében. Elsősorban a hegy- és dombvidéki peremterületekhez közel, a táplálkozó-terület közelében rakja fészket. A fészkek a madár méretéhez viszonyítva igen kicsi, nehezen észrevehető. Egy adott területen általában 2–3 váltófészke is van, melyeket néhány évente váltva használ, vagy teljesen újat épít.

A faj által preferált költőhelyek legtöbbször erdészeti és gazdasági szempontból kevésbé, természetvédelmi szempontból kiemelkedően jelentős erdőállományok. Tájanként változó milyen állományokban építi fészket. Míg a Zempléni-hegységben és a Kiskunságban főleg erdei- és feketefenyőn fészkel, addig a többi hazai előfordulási területén már nem csak fenyőkön, hanem inkább tölgyeken és legtöbbször a rajtuk található fagyöngyökbe fészkel. A fészkepítésre használt erdőállományok legtöbb esetben gyenge termőhelyen állnak, az ezeken kialakult természetes extrazonális társulások, illetve a kopárok fásítására használt erdei- vagy feketefenyvesek. Az idegenhonos fafajok alkotta állományokat kivéve a természetes társulásoknak a megőrzése természetvédelmi szempontból is kiemelt feladat, mivel ezek jellemzően nagyszámú védett természeti értéknek

nyújtanak élőhelyet. Ezekben az erdőtársulásokban a legnagyobb problémát a túltartott vadállomány és ezek károkozása jelenti. Ennek a problémának a megoldása, a nagyvadállomány számának csökkentése, vagy pedig a terület vadkárelhárító kerítéssel történő körbezárása. Természetvédelmi szempontból elsősorban az előbbi az elfogadható, és támogatandó megoldás.

Azok az erdőállományok, melyekhez a faj kötődik legtöbbször fahasználattal nem, vagy csak kis mértékben érintettek. A hazai fészkelőállomány stabilitásai is részben ennek, továbbá a faj által használt táplálkozó-területek fennmaradásának köszönhető.

Táplálkozás

Tápláléka szinte kizárólag hullókból áll (főleg kígyók és gyíkok), tartósan hűvös időben ritkán fog kisebb emlősöket, madarakat is (HARASZTHY 1984). Táplálékát nyílt területeken, gyakran szítálva szerzi. Táplálékszerzés céljából nagy területeken vadászik.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)
- Táplálkozó-területek átalakítása
- Pusztulás a vonulás során

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A költési siker biztosítására költési időben a revírfoglalástól a fióka kirepülésig, március 15. és augusztus 31. között, a fészkek körül 300 méter sugarú körben (28,3 ha) az erdészeti tevékenységek (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges. Továbbá szükséges lehet, ha a közelben 200 méteren belül turistaút is halad, annak a költési időre szóló, vagy végeleges áthelyezése is. Mivel a faj, zavarásra érzékeny (BÉRES 2014), ezért fontos a fent felsorolt területeken az emberi tevékenységek korlátozása. A fészkek sokszor a fa csúcsi részében található, ezért kiemelten fontos a költőhellyel szemben lévő hegyoldalokban is az emberi tevékenységek fentieknek megfelelő korlátozása. Főleg ha fiatalosokról vagy vágás-területekről van szó, az ezekben végzett tevékenység jelentős zavarást jelent a kotló madár számára. Ezért ilyen esetben, ha indokolt, a javaslatban szereplő időbeli korlátozás 300 méteres felső határánál nagyobb védőzóna is kijelölhető, a költés sikerességének biztosítása érdekében.

A költőhelyek megőrzésére pedig a fészkek körül 200 méter sugarú körben (12,6 ha) szükséges az idős erdőállomány-részek fenntartása. Ezzel biztosítható, hogy a fészkek megfelelő takarásban legyen, illetve hogy a faj számára még minimálisan elfogadható területű idős erdőállomány-rész maradjon fenn. Ettől

kiseb területi védőzóna kijelölését csak homogén, nem őshonos fafajú erdőállományokban tartjuk elfogadhatónak. De ilyen állományokban sem lehet kisebb 150 méter sugarú körnél (7,1 ha) a területi korlátozás nagysága. Ennek indoka, hogy a fenyő állományok hosszú távon nem tarthatók fenn. A nem őshonos fafajú erdők esetében érdemes a lékes (max. 1 famagasság átmérőjű) felújítást a fészektől mért 100 méter sugarú körön kívül kezdeni. Itt a célállományt őshonos lombos fafajok alkossák, melybe kevés fenyőelegy is bevihető. A párok által tartott territóriumokban ajánlott legalább 2–3 meglévő, vagy korábbi fészke körül az idős erdőállomány-rész megőrzése, fenntartása, hogy legyen alternatív fészkelési lehetőség a pár számára. Ezeknél az alternatív fészkelőhelyeknél is fontos, hogy ne legyenek jelentősebb emberi zavarásnak kitéve, kerülve a feltáróutakat, vadászati létesítményeket, turistautakat a területi korlátozással érintett területen. Ezeknek az állományoknak a kezelésénél nem végezhető vágásos üzemmódban fokozatos felújítógátás, szálalógátás és tarvágás. Ezekben az állományokban a cserjeszint mellett gyakran kialakul egy alsó lombkoronaszint is. Ezek eltávolítása – a lékek kivételével – nem megengedett. Az érintett területen át kell állni a szálaló üzemmódra. A fészkek körüli 100 méter sugarú körön belül fahasználat nem javasolt. Az erdőállomány lékes felújítása ezen a területen kívül történhet. A lékek mérete nem haladhatja meg az 1 famagasság átmérőjű kört. Ezekben a lékekben amennyiben szükséges alkalmazni kell a lék bekerítését, a mesterséges pótlást, és rendszeres ápolást. A tölgyesek szálalással végzett felújításával kapcsolatos módszerek kidolgozása jelenleg is zajlik.

Törpesas (*Aquila pennatus*)

Elterjedés, állomány nagyság

Monotipikus faj, Észak-Afrikától a Mediterráneumon át egészen a Bajkál-tóig és Mandzsúriáig költ. Magyarország a faj elterjedésének északi határán fekszik, állománya folyamatosan csökkent, napjainkban alkalmi fészkelőnek tekinthető. A hazai állománya 0–2 párra becsült (MME RMV SZ 2009), míg 1993-ban még 10 fészkelő pár is lehetett (HARASZTHY 1993). Napjainkban főleg eseti megfigyelések vannak, amelyek nagyrészt kóborló egyedekre vonatkoznak, és mindösszesen évente egy-egy olyan megfigyelés van, amely költés feltételezésére adhat okot. 2014-ben volt egy bizonyított költése a fajnak Kunpeszér határában, ahol a fészket nem sikerült egyértelműen megtalálni, de kirepült fiókat láttak (Farkas Szabolcs szóbeli közlése, 2014). 2015-ben pedig a Zempléni-hegységben volt egy feltételezett költése a fajnak, itt táplálékkal láttak berepülni egy madarat kotlási időben (Béres István szóbeli közlése, 2015).

Fészkelés, vonulás

A madarak a teletől a területéről áprilisban érkeznek vissza, és augusztus végén, szeptember elején vonulnak el. Általában két tojást rak, a fiókat július végén, augusztus elején hagyják el a fészket.

Fészket idős erdőállományokba rakja, sokszor gerincek közelében, a legnagyobb fákon költ (HARASZTHY 1984). Egy-egy fészket sokszor évekig használ, de előfordul, hogy az egymástól néhány 100 méterre lévő váltófészkeket rendszeresen cserélgetve költ.

A faj Magyarországon bizonyítottan nem költ minden évben, és nem jelölő faja egyik különleges madárvédelmi területünknek sem. Ettől függetlenül, mivel a törpesas az egyik legkritikább költőfaj hazánkban, fészkelőhelyeinek megőrzése fontos.

Táplálkozás

Tápláléka főleg az adott területen előforduló madárfajokból áll, seregélyeket (*Sturnus vulgaris*), galambokat (*Columba* spp.) és énekeseket repülés közben fogja meg. Rendszeresen zsákmányol rágcsálókat, azon belül is főleg pocokokat.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység)
- Fészkek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A költés sikerességének biztosítása érdekében a fészektől mért 300 méter sugarú körön belül (28,3 ha) az erdészeti tevékenységek (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges.

A fészkelőhely megőrzésére pedig a fészkek körül 200 méter sugarú körben (12,6 ha) szükséges az idős erdőállomány-rész megőrzése. Ezzel biztosítható, hogy a fészkek megfelelő takarásban legyen, illetve hogy a faj számára még minimálisan elfogadható területű idős erdőállomány-rész maradjon fenn. A fészkelőhely védőzónájában erdészeti beavatkozás indokolt esetben szálalással történhet. A fészkek körül 100 méter sugarú körön belül fahasználat nem javasolt. Ezen a területen kívül történhet az erdőállomány-rész lékes felújítása. A lékek mérete nem haladhatja meg az 1 famagasság átmérőjű kört. Ezekben a lékekben amennyiben szükséges alkalmazni kell a lék bekerítését, a mesterséges pótlást, és rendszeres ápolást. A véderdőben erdészeti beavatkozás egyáltalán nem javasolt.

Parlagi sas (*Aquila heliaca*)

Elterjedés, állomány nagyság

A faj nagy elterjedési területe az erdőssztyepp zónát követi a Kárpát-medencétől egészen Kelet-Szibériáig. A faj 5000–10 000 közöttire becsült világállományának jelentős része Oroszország és Kazahsztán területén költ, amely állományok hosszú távú vonulók és a telet a Közel-Keleten, Dél-Ázsiában, illetve Kelet-Afrikában töltik. A Közép-Európában, a Balkán-félszigeten, Kisázsiaiában és a Kaukázusban található költőállományai állandók. A kárpát-medencei állomány mintegy 210–230 párból áll Magyarország (150–160 pár), Szlovákia (40–50 pár), Ausztria (5–10 pár), Csehország (5–10 pár) és Szerbia (2–3 pár) területén (DEMERDZHIEV és mtsai 2011, HORVÁTH és mtsai 2015).

Fészkelés, vonulás

A hazai állomány állandó. Az 1980-as évekig a mindössze 15–25 párba zsugorodott állomány fészkelőterületei alapvetően a középhegységi zavartalan erdők voltak, amelyek hegylábi területein jelentős ürge- vagy hörcsögállományok éltek (HARASZTHY és BAGYURA 1993). Az elmúlt három évtizedben a faj folyamatos lassú állománynövekedése és terjeszkedése során megtelepedett az alföldi mezőgazdasági területek fasoraiban, erdőszéleiben és erdőfoltjaiban, amelyek mára a faj fő élőhelyeivé váltak.

Fészket olyan fákra és olyan helyzetbe (facsúcs, oldalág) építi, ahonnan jó rálátása van a környező élőhelyekre (1. ábra). A fészkepítés és nászrepülés a beállt idő pároknál már tél végén megkezdődik, a fészkek március közepére már rendszerint készen van. Általában március végén rakja le a 2–3 tojásból álló fészkealját, amelyből a fiókák május közepén kelnek ki. Mintegy két hónap cseperedést követően a fiatal madarak júliusban hagyják el a fészket, de ezt követően még szeptemberig a szülő madarakkal maradnak a fészkek közelében.

Táplálkozás

Az ürge meggritkulásának és a faj alföldi mezőgazdasági területeken történő terjeszkedésének hatására, mára a parlagi sas fő táplálékállatai hazánkban a mezei nyúl (*Lepus europeus*) és a hörcsög, de mintegy 60 további állatfaj is szerepel rendszeresen a zsákmányok között. Kedvelt táplálékai a varjúfélék (*Pica pica*, *Corvus* spp.), fülesbaglyok (*Asio* spp.), fácán (*Phasianus colchicus*) és a galambfélék (*Columba* spp., *Streptopelia* spp.). Téli időszakban, és különösen a fiatal madarak dögöt is előszeretettel fogyasztanak.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység, illegális fakivágás)
- Fészkek környezetének zavarása (erdészeti, vadászati és mezőgazdasági tevékenység)
- Táplálkozó-területek átalakítása (mezőgazdálkodás intenzifikálódása)
- Áramütés
- Mérgezés
- Szélsőséges időjárási viszonyok (fészkek leszakadása)

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A faj költési sikerének megőrzése érdekében a revírfoglalástól a fiókák kirepülésének végéig február 1. és augusztus 15. közötti időszakban a faj költését veszélyeztető emberi tevékenységek korlátozása a fészektől mért 300–600 méter sugarú körön belül (28,3–113,0 ha) lehet indokolt. Ebben az időszakban a fenti területen minden erdősztyepp tevékenység (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül), a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) és tartós jelenléttel járó mezőgazdálkodási munkák, vagy méhészet tiltása szükséges lehet. Általánosságban a zavarás korlátozása zárt állományban 300 m, nyílt élőhelyen 600 m sugarú körben lehet indokolt. A fészkek közelében történő zavarásra a párok nagyon eltérően reagálhatnak, minden fészeknél eseti jelleggel kel megvizsgálni az emberi jelenlét hatását és így ez alapján kell a javasolt védőzónát kialakítani, amennyiben arra szükség van. Az időbeli korlátozás elsődlegesen a folyamatos emberi jelenlétet igénylő munkálatokra (erdőgazdálkodás, földmunkák stb.) terjed ki. A szokványos mezőgazdasági tevékenységek (földművelés, legeltetés) esetében általában nincs szükség korlátozásra, ugyanakkor ezek esetében is tilos a fészkek megadott körzetében megállni, huzamosabb ideig ott tartózkodni. Egyes példányok (általában a régóta mezőgazdasági területeken költők) jól tűrik az emberi jelenlétet és a fészkek alatt mozgó jármű esetén is a fészken maradhatnak, míg mások (általában a zavartalanabb erdőkben költők) rendkívül érzékenyek. Az ember akár 1 km-re történő megjelenése esetén is leugorhatnak a fészkekről, különösen, ha az emberi tevékenység „célirányos” (fészkek ellenőrzése távcsővel, fényképezés stb.) (HARASZTHY 1996).

A fészkelőhely megőrzése érdekében pedig a fészektől mért 100–200 méter sugarú körben (3,1–12,6 ha) kell a védőzónát kijelölni. Általánosságban a védőállomány meghagyása zárt erdőben 200 méteres, míg nyílt élőhelyen az erdőállomány-rész vagy különálló fák meghagyása 100 méteres sugarú körben szükséges. Territóriumonként (az aktív fészkek 7 km-es körzetében) minimum 5 alternatív fészkelőhely is megőrizendő (korábbi fészkelőhelyek, vagy öreg erdőfoltok, síkvidéken facsoportok).



1. ábra. Kifejlett parlagi sas a Mátrában a készre megrakott fészke mellett februárban (fotó: Horváth Márton)

Szirti sas (*Aquila chrysaetos*)

Elterjedés, állomány nagyság

Holartikus elterjedésű, politipikus faj 11 alfaja ismert Euráziában és Észak-Amerikában. Európában főleg magashegységekben Kelet- és Észak-Európában költ. A környező országok magashegységeiben jelentős állománya költ. Állománya ezeken a területeken kis mértékben nő.

Hazánkban csak a Zempléni-hegységben költ 1986-óta (FIRMÁNSZKY 2009). Az azt megelőző évtizedekből csak szórványos megfigyelési adatai voltak a fajnak. Egy ismert költési próbálkozása volt 2002-ben Békés megyében, de azóta nincs adatunk síkvidéki költésről (BÉRES és FIRMÁNSZKY 2014). Az ezt megelőző időszakból bizonyított költési adata csak a XIX. század végéről a Badacsonyról ismert (FIRMÁNSZKY 2009). 2013-ban az ismert territóriumok száma 5 volt, de ezekben nem volt sikeres költés (FIRMÁNSZKY 2013). Hazai állománya az utóbbi évtizedekben jelentősen nem változott, stabilnak mondható. A költési időszakban az ország más pontjain (Aggteleki-karszt, Bükk) is vannak megfigyelések rendszeresen átnyaraló fiatal egyedekről, ezeken a területeken a faj megtelepedése várható.

Fészkelés, vonulás

Míg a környező országokban főleg sziklafalakon költ, addig hazánkban középhegységi gyertyános tölgyesek és bükkösök költőfaja. A fészkeképítés szempontjából nem a társulás típusa, hanem a fa magassága, és az erdőállomány záródása a meghatározó. Fészket maga épít, de más fajok, parlagi sas (*Aquila heliaca*) és egerészölyv (*Buteo buteo*) fészket is elfoglalja (BÉRES és FIRMÁNSZKY 2014). Fészküket általában a fakorona felső részébe építik.

A revírfoglalás korán elkezdődik, enyhe idő esetén már február közepén, végén elkezdik a fészket rakni vagy tatarozni. A tojásrakás március közepe és április közepe közötti időszakban történik, általában 2 tojást rak. A fiókák augusztus elején, közepén hagyják el a fészket, és ezt követően is egy ideig a revírben marad, majd pedig nagy területeket kóborol be. A szülő madarak egész évben a revír környékén maradnak, csak kisebb távolságokra távolodnak el onnan.

Táplálkozás

Zsákmányállatai az erdei és hegylábi fajok közül kerülnek ki, szinte mindent elfogyaszt, amit képes megfogni. Az őzgida, süldő róka méretig sokféle emlős és madárfaj szerepel táplálékai között.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység)
- Fészkek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)
- Áramütés
- Mérgezés

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A korai revírfoglalás miatt február 1-től a fiókák kirepüléséig, augusztus 15-ig a fészektől mért 300 méter sugarú körön belül (28, 3 ha) minden erdészeti tevékenység (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges. Szükséges lehet, ha a közelben 300 méteren belül turistaút is halad, annak a költési időre szóló vagy végeleges áthelyezése is. A faj zavarásra érzékeny, az emberi jelenlét könnyen a költés meghiúsulását okozhatja.

A fészkelőhely megőrzése érdekében szükséges a fészektől mért 100 méter sugarú körön belül (3,1 ha) az idős erdőállomány-rész megőrzése. Ezek az erdőállomány-részek vágásos üzemmódban nem kezelhetők, nem végezhető bennük fokozatos felújítógátás, szálalóvágás, tarvágás és állomány alatti cserjeirtás. A területi korlátozással érintett területen fahasználat nem javasolt, indokolt esetben az állományba történő belenyúlás szálaló jelleggel történhet.

Békászó sas (*Clanga pomarina*)

Elterjedés, állomány nagyság

Elsődlegesen európai elterjedésű faj, az állomány töredéke költ Ázsia területén. Nyugati elterjedésének határa Németország, északon a Balti államok és Oroszország, délen Horvátország, Bulgária, keleten pedig Törökországon át Iránig húzódik el. Vonuló faj, a telet Afrikában a Szaharától délre tölti.

A környező országokban jelentős fészkelőállománya van (Szlovákia, Ukrajna, Románia), melynek töredéke a magyarországi költőpárok száma, ami 2014-ben 37–42 párra tehető.

Fészkelés, vonulás

Az első madarak március második felében, április elején érkeznek meg hozzánk, és augusztus végén, szeptember elején vonulnak el a költőhelyről.

A faj elterjedési területén leggyakrabban a síkvidéki erdőktől kezdve egészen 1000 méteres magasságig költ. Magyarországon az 1970 éveket megelőző időkben még rendszeresen költött ártéri ligeterdőkben, valamint hegy- és dombvidéki erdeinkben. Az 1970-es évek előtti évtizedekben a költőállományt még 150 párba becsülték. Mára a síkvidéki erdőkben a költések szinte teljesen megszűntek (csak alkalmasszerűen for-

dulnak elő). A faj csak hegy- és dombvidéki erdőkben költ, de állománya itt is több helyen csökkent, illetve eltűnt. A magyarországi költőállomány nagymértékű csökkenése a rendszerváltás idejére, az 1980-as 1990-es évekre tehető. Ez két okra vezethető vissza, egyrészt a fészkelő helyeken, másrészt pedig a táplálkozó területeken bekövetkezett, a faj számára kedvezőtlen változásokra.

A fészkelőhelyek tekintetében negatív változások történtek, mivel Magyarországon a nagy kiterjedésű erdőtömbökben jelentős mértékű, több 100, helyenként 1000 ha összefüggő területet meghaladó végvágások történtek az I. és a II. világháború közötti időszakban. Így ezek az erdők napjainkra érték el a vágásérettségi kort és kezdődött el újra a véghasználatuk. Ennek következtében csökkent a fészkelésre alkalmas idős erdőállományok aránya a táplálkozó-területek közelében.

A fenti időszakban a táplálkozásra használt mezőgazdaságilag művelt területek esetében is jelentős átalakulások mentek végbe az országban. A gyenge termőképességű termőhelyeken jelentősen csökkent a mezőgazdaságilag megművelt területek nagysága, a nagyüzemi gazdálkodás sok helyen megszűnt. A szövetkezeti rendszer itt szűnt meg leghamarabb. Ezek a gyengébb termőképességű mezőgazdasági területek elsősorban hegylábi és dombvidéki részeken találhatóak, melyek a békászó sas számára a legfontosabb táplálkozó-területek.

Ezzel egy időben, a magyarországi haszonállat-állományokban szintén hasonló változások mentek végbe. A legeltetés mértékét leginkább befolyásoló szarvasmarha, ló, juh állomány 1970–2013 között 53%-al visszaesett. Ezzel együtt csökkent a faj számára táplálkozó-területnek alkalmas gyepek nagysága is (KSH 2014).

Az előzőekben felsorolt okok eredményeként a hazai állománya több mint 50%-al esett vissza. Az elmúlt 4–5 évben az állománya kis mértékben nőtt vagy stagnált. A magyarországi költőpárok jelentős része az Északi-középhegységben található, a kisebb része a Dél-Dunántúlon költ. Elsődlegesen a jó természetességi állapotú, idős, nagy kiterjedésű erdőállományokban építi fészket. Romániában végzett felmérések alapján megállapították, hogy a faj számára alkalmas erdők minimum 80 évesek, de a legtöbb esetben attól jóval idősebbek (MILVUS CSOPORT 2013). A fészkek a nagyobb zárt erdőtömbök szélétől mért 1 kilométeres zónán belül találhatóak, az táplálkozó területekhez közel. Fészket általában a lombkorona alsó harmadába építi, ritkábban más fajok előző évi gallyfészkeit foglalja el. A fészket szinte kizárólag idős, zárt erdőállományokban rakja. A fészektartó fafaj az adott élőhelyeken található állományalkotó fafajok szerint változik. Ez hazánkban leggyakrabban a kocsánytalan tölgy és a bükk. Ritkábban más fafajokon is költ, ezek különböző fenyőfajok (erdei-, luc- és vörösfenyő) és fekete dió, cser. A békászó sas-

nak nincs fafaj preferenciája, az adott élőhelyen lévő, fészkepítésre alkalmas bármilyen fafajú egyeden költ (MILVUS CSOPORT 2013). Fészket általában a hegyoldalakban lefutó völgyekben, lápokban építi. Ritkán épül fészkek kitett hegyoldalakba. Külföldi vizsgálatok alapján az évek, évtizedek alatt a költőpár fészkeit általában egy 20–40 hektáros területen belül építi (PAPP és mtsai 2013). Vannak olyan fészkei melyet évekig, évtizedekig használ. Általában 2 tojást rak április végén május elején. A kotlási idő 38–40 nap, a fiókák 55–57 naposon hagyják el a fészket (HARASZTHY és BAGYURA 2014b). A kikelő fiókák közül a korábban kikelő fióka (az országban dokumentált néhány eset kivételével (HARASZTHY 1984, PONGRÁCZ és mtsai 2014) elpusztítja a később kelő, gyengébb fiókát. Ezt a fajra jellemző fiatalkori agressziót nevezzük káinizmusnak.

Táplálkozás

A nevével ellentétben csak eseti jelleggel fogyaszt kételtűeket. A legfontosabb zsákmányállata a mezei pocok (*Microtus arvalis*), illetve kisebb mértékben a hörcsög (*Cricetus cricetus*). A fent részletezett táplálkozó-területi változások ezen táplálékfajok hozzáférhetőségének a csökkenését eredményezte az ideális költőhelyek körzetében. A hörcsög állománya katasztrofálisan visszaesett az országban.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység)
- Fészkek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)
- Táplálkozó-területek átalakítása
- Pusztulás a vonulás során

Javasolt korlátozások és kezelési módok

Emberi zavarásra nagyon érzékeny, ezért nagyon fontos a költési időben a fészkelőhely zavartalanságának biztosítása.

A faj által preferált erdők túlnyomó részt gazdasági erdők, jó természetességi állapotú őshonos fafajú erdőtársulások. Mivel ezek gazdasági célokat is szolgáló erdők, ezért nagyon fontos ezek megőrzése.

A faj költési sikerének elősegítése érdekében a revírfogalástól a fiókák kirepülésének végéig március 15. és augusztus 31. közötti időszakban a faj költését veszélyeztető emberi tevékenységek korlátozása a fészektől mért 400 méter sugarú körön belül (50,2 ha) indokolt. Ebben az időszakban a fenti területen minden erdészeti tevékenység (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges. Ha a közelben 300 méteren belül turistaút is halad, szükséges lehet annak a költési időre szóló, vagy végeleges áthelyezése is. Fontos az emberi zavarások minima-

lizálása a faj számára, mivel sok esetben héja (*Accipiter gentilis*) is költ a közelében. A korábban kirepülő fiatal héják a kisfiókás békászó sas fészket könnyen és rendszeresen kifoszthatják, ha szülőmadár távol van (HARASZTHY 1984).

A fészkelőhely megőrzése érdekében pedig a fészektől mért 300 méter sugarú körben (28,3 ha) kell a védőzónát kijelölni. A faj által használt erdőállományok legtöbbször második lombkorona szinttel is rendelkeznek. Mivel a faj kifejezetten zárt erdőállományokban költ, ezekben az erdőkben nem alkalmazható vágásos üzem mód szerinti fokozatos felújítógátás, szálalógátás és tarvágás. A cserjeszint és a második lombkoronaszint fontos a fészkek takarása szempontjából ezért az állomány alatt cserjeirtás nem végezhető. Az erdőállomány-rész kezelése a fészkek körüli 130 méter sugarú körön belül (5,3 ha) nem végezhető, érintetlenül hagyandó. Az ezen kívüli területen a szálaló üzemmódra való áttérés indokolt, hogy a zárt erőkép jelentős mértékben ne változzon meg, ez a faj számára kiemelten fontos. A 130 méter sugarú körön kívüli területen mikrolékek alakíthatók ki maximum 20 méter átmérővel. Ezekben szükség esetén az állomány egyedi védelemmel vagy bekerítéssel hozható fel. A fahasználatok során el kell kerülni az egységesen bontott állománykép kialakulását. A záródás nem csökkenhet 70% alá, mivel ez a faj számára már nem megfelelő fészkelőhely jelentene.

Kék vércse (*Falco vespertinus*)

Elterjedés, állomány nagyság

Monotipikus faj, fészkelőterülete Közép- és Kelet-Európától a Bajkál-tóig terjed. Magyarországon a Duna–Tisza közén és a Tiszántúlon költ az állomány, de néhány pár megtelepszik a Kisalföldön is. Állományát 1200–1300 párra becsülik (PALATITZ és mtsai 2013), az elmúlt időszakban 2006 óta az állomány megkétszereződött a költőláda kihelyezéseknek köszönhetően (HARASZTHY és PALATITZ 2009).

Fészkelés, vonulás

Vonuló faj, a madarak április közepén, végén érkeznek vissza a telelőterületről, és augusztus végén hagyják el fészkelőtelepeiket, és kezdenek kialakulni gyülekezőhelyeik. Az utolsó madarak szeptember végén, október elején indulnak el a telelőterületek felé. Hazánkban az egyetlen telepesen költő ragadozómadár faj. Főleg vetési varjú (*Corvus frugilegus*), szarka (*Pica pica*) és dolmányos varjú (*Corvus corone cornix*) fészkeiben költ. A hazai állomány múlt évszázadban történt drasztikus csökkenése a vetési varjú (*Corvus frugilegus*) költőpárok és a fészkeletek csökkenésének tudható be. Mivel a faj hazánkban elsősorban kisebb facsoportokban, fasorokban költ, ritkábban

kisebb üzemtervezetlen erdőkben, ezért ennél a fajnál az üzemtervezett erdőkben javasolt korlátozások kevésbé relevánsak.

Táplálkozás

Főleg rovarokat, sáskákat, szöcskéket, szitakötőket (HARASZTHY és BAGYURA 2014c) és kisebb rágcsalókat, pockokat, esetenként békát (különösen barna ásóbékát (*Pelobates fuscus*)) és madarakat is fogyaszt. A Hortobágyon (Szálkahalmi akácos közelében) öszszegyűjtött köpetekben legnagyobb mennyiségben sáskákat, főleg az *Aiolopus thalassinus*-t találták (Varga Zoltán írásbeli közlése, 2015). A táplálékba zisa miatt fontos számára a költőhely közelében található legeltetett gyp.

Saját fészket nem épít, varjufélék fészkeit, és a számára kihelyezett mesterséges költőládákat szívesen elfoglalja. Ezek a fészkek, fészkeletek nem fafajspecifikusak, középkorú, de főleg idős erdőállományokban, facsoportokban, fasorokban található. Ezek a fészkelőhelyek egyaránt lehetnek akácosok, nemesnyárasok, hazainyárasok, ezüsthások és tölgyesek.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (illegális fakivágás)
- Fészkek környezetének zavarása (mezőgazdasági és vadászati tevékenység)
- Táplálkozó-területek átalakítása (legelő állatállomány csökkenése, mezőgazdálkodás intenzifikálódása)
- Áramütés
- Pusztulás a vonulás során

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A faj fészkelőhelyének, és a költések sikerességének biztosítása érdekében az alábbi korlátozásokat javasoljuk.

Vetési varjú (*Corvus frugilegus*) fészkelőtelepen költő párok esetében már a varjak költési idejét is figyelembe kell venni, a költések zavartalanságát már ennek a fajnak is biztosítani kell. Ezért március 1. és augusztus 31. között fészkelőteleptől mért 200 méter sugarú körön belül (12,6 ha) minden erdészeti tevékenység (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges. A nem vetési varjú telepen költő párok esetében április 15. és augusztus 31. között a fészkelőteleptől mért 100 méter sugarú körön belül (3,1 ha) minden erdészeti tevékenység (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges.

A fészkelőhely megőrzése érdekében a minimálisan meghagyandó hagyásfa-csoport nagysága a fészkelőteleptől számított 50 méter sugarú körön belül (0,8

ha) eső terület. Ezekben a hagyásfa-csoportokban felhasználás nem javasolt, mivel ezeknek a síkvidéki őshonos fajjú erdőknek a természetes felújítása nem megoldott. Javasolt az erdőfeltel felújítását 0,8 hektáros területekre osztva végezni, hogy mindig legyen középkorú, és idős állományrész is. Nem őshonos fajú állományok esetén szintén törekedni kell legalább 0,8 hektár területű idősebb feltel megőrzésére, fenntartására a fészkelőhely közvetlen környezetében.

Vándorsólyom (*Falco peregrinus*)

Elterjedés, állomány nagyság

Az egyik legnagyobb elterjedési területű madárfaj a Földön, az Antarktisz kivételével mind a hat kontinensen megtalálható fészkelő fajként. Kozmopolita faj, nem csak természetes élőhelyeken fordul elő, hanem a világ nagyvárosaiban, emberi építményeken is költ. Magyarországon az 1950-es évekig költött, de az 1960-as évekre eltűnt. Ennek legfontosabb oka a túlzott vegyszerhasználat (DDT) volt. Majd az 1990-es években egyre gyakoribbá vált a faj megfigyelése hazánkban. Magyarországon 1997-ben jelent meg újra, mint költőfaj, azóta állománya lassú, de folyamatos emelkedést mutat. Hazai állománya 35 pár körüli (PROMMER és mtsai 2013). Elsősorban az Északi-középhegységben, és a Dunakanyar környékén költ.

Állandó faj, egész évben a fészkelőhely környezetében marad. A párok rendszeresen megfigyelhetők télen is a revírekben, de ilyenkor elsősorban a táplálékban gazdagabb hegylábi területeken, nagyobb települések környezetében tartózkodnak.

Fészkelés, vonulás

Hazánkban eddig főleg hegyvidéki sziklákon telepedett meg, elsősorban azokon a helyeken, ahol az 1960-as évek előtti időszakban költött. Ezek a költőhelyek természetvédelmi szempontból is kiemelkedő jelentőségűek, sokszor unikális társulások előfordulási helyei. Napjainkban fészkelőhely váltás is megfigyelhető a fajnál, mivel a tradicionális sziklai költőhelyek mellett már gallyfészkekben, traverzes költőládákban, és ipari létesítményeken is kerülnek elő újabb fészkelő párok, de az állomány túlnyomó része még mindig erdős területen található sziklákon költ. Magyarországon az Északi-középhegységben és a Dunántúli-középhegységben költ az állomány legnagyobb része. Napjainkban azonban több hegylábi és dombvidéki fészkelő pár is kezd megjelenni.

Saját fészket, mint a sólyomfélék, nem épít, más fajok, főleg holló fészket, vagy alkalmas sziklaüreget foglal el. Ezek a fészkelőhelyek főleg olyan erdőállományokban találhatóak, melyek nem gazdasági célokat szolgáló, kiemelkedő természeti értékű örök-erdők. Gyakran elfoglalja a mesterséges fészkeket, vagy fészkelőüregeket is. 2014–2015 években jelen-

tek meg az első olyan párok is, amelyek gallyfészkekben, vagy elektromos vezeték tartóoszlopaira kihelyezett alumínium költőládákban kezdtek költetni. A gallyfészkekben költő párok esetében, az élőhely preferencia kapcsán még kevés információ áll rendelkezésre.

Táplálkozás

Táplálékát szinte kizárólag madarak alkotják, elsődlegesen galambfélék, seregély és más kisebb énekesmadárfajok, melyeket a fészkelőhelyek közelében zsákmányol.

Zavarásra kevésbé érzékeny faj, a nem célirányos zavarást és az emberi jelenlétet (pl. turistautak közelsége) egyes párok jobban képesek megszokni, tolerálni. Ennek az alkalmazkodó képességének köszönhető, hogy Nyugat-Európában lakott területeken is elterjedt. A hímek már korán, enyhe időjárás esetén február közepétől, március elejétől elkezdik a területüket foglalni. A fiókák pedig június végén, július elején elhagyják a fészket, de az ezt követő hetekben is a fészkek közelében etetik őket a szülők.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkek környezetének zavarása (erdészeti, vadászati és bányászati tevékenység, turizmus)
- Áramütés
- Mérgezés

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A revírfoglalástól a fiókák kirepüléséig február 15. és július 15. közötti időszakban egy 300 méteres sugárú körben (28,3 ha) minden erdészeti tevékenység (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeltetése) tiltása szükséges. Turistautakkal közvetve vagy közvetlenül érintett sziklai fészkek esetében a sikeres költések érdekében az utak lezárása is indokolt a költési időszakban.

A jelenleg ismert magyarországi fészkelőhelyek leginkább erdős területeken található sziklákon vannak. Az érintett sziklákat magába foglaló állományok igen változatosak (pl.: mész- és melegkedvelő tölgyesek, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, bükkösök, és ezek gyertyán konszociációi, szurdokerdők stb.) Ezek az erdők, leggyakrabban meredek, gyenge termőhelyen állnak, de a természetvédelmi értékük igen jelentős, nagyszámú védett értéknek nyújt élőhelyet. Gazdasági szempontból viszont kevésbé értékesek, elsősorban talajvédelmi célt szolgálnak, ezért ezeknél csak kivételes esetben van szükség térbeli védőzóna kijelölésére. Amennyiben az erdőgazdálkodás korlátozására mégis szükség van, a sziklák körül 100 méter sugárú körben (3,1 ha) kell a vágásos erdőgazdálkodást korlátozni. Ezt a területet érintetlenül kell hagy-

ni, fakitermelés rajtuk nem végezhető. Beavatkozás csak az idegenhonos fafajú erdőállomány-részek átalakítása érdekében fogadható el.

Uráli bagoly (*Strix uralensis*)

Elterjedés, állomány nagyság

Palearktikus faj, Japántól Szibérián keresztül Európáig tart az elterjedési területe. Az areáján belül összesen 11 alfaja ismert. Magyarországon az Északi-középhegységben költ az állomány jelentős része, ezen kívül a Dunántúlról, és síkvidéki területekről is ismert néhány költésre utaló szórványadata. A legnagyobb számban a Zempléni-hegységben költ, itt található az országos állomány 70–80%-a. A hazai állomány a megfigyelések alapján folyamatosan terjeszkedik, a költőpárok száma pedig nő. Az egyes években az ismert költések száma között jelentős eltérések mutatkoznak. Ez leginkább a táplálékállatok, főleg a kistestű rágcsálófajok populációdinamikájához, gradációjához köthető. A faj állandó magyarországi megtelepedése 1983-tól ismert (PETROVICS és FIRMÁNSZKY 2009), előtte csak szórványos költési adatai voltak az országból. Ettől kezdve viszont rendszeresen, egyre nagyobb számban kezdett költeni.

A hazai állománya 200–230 pár körülire tehető pocogradációs években (PETROVICS és FIRMÁNSZKY 2009).

Fészkelés, vonulás

Állandó madárfaj, a téli és táplálékszegény időszakokban a költőhelyétől távoli területeken is megjelenik kóborlóként. Egyes helyeken viszont egész évben a revír környezetében maradnak a madarak.

Magyarországon főleg középhegységek, ritkábban dombvidékek költőfaja. Ezek a területek idős, 80–100 éves és ettől idősebb erdőállományokban költ. A faj a főbb erdőtársulásokban, kocsánytalan-tölgyesekben, cseres-tölgyesekben, gyertyános-tölgyesekben, gyertyános-bükkösökben, bükkösökben és kultúrfenyvesekben (főleg lucosokban) egyaránt költ. Ezek az élőhelyek más ragadozómadár fajok elhagyott gallyfészkeiben, nagyobb faodvakban vagy derékba tört fatörzsekben költ legtöbbször. Alkalmas élőhelyeken előszeretettel elfoglalja a számára készített speciális odúkat, a Zempléni-hegységben az állomány jelentős része ezekben költ.

A költőpárok már a tél vége felé, február elején, közepén megjelennek a revírekben és kezdik azokat foglalni. A tojásokat március második felétől április elejéig rakják le és kezdődik a költés. A kiket fiókák június elején elhagyják a fészket, de még röpképtelenül további 1 hónapig a környéken maradnak, és ott etetik a szülők. A fiókák röpképességüket általában július elején érik el, de még az ezt követő hónapokban is együtt marad a család.

Zavarásra közepesen érzékeny faj, amely erősen egyedfüggő, ugyanis vannak egyedek, amelyek egészen közel, néhány 10 méterre is bevárják az embert, sőt a fiókák védelmezése céljából akár meg is támadhatják.

Táplálkozás

Táplálékbázisa eléggé széles spektrumú, más kisebb testű bagoly-, és ragadozómadár fajoktól kezdve a kistestű rágcsálókig szinte minden madár- és emlős-fajt elfogyaszt, melyek fészkelőhelyének közelében előfordulnak.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység)
- Fészkek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)
- Áramütés

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A revírfoglalástól a fiókák röpképessé válásáig február 1. és július 15. közötti időszakban a fészektől mért 200 méter sugarú körben (12,6 ha) a költést veszélyeztető emberi tevékenységek korlátozása szükséges. Ebben az időszakban a fenti területen minden erdészeti tevékenység (az erdővédelmi feladatok ellátásán kívül) és a vadászat (les vadászat, cserkelés, szóró, sózó üzemeletetése) tiltása szükséges. A turistautak mellett költő párok esetében, az eddigi tapasztalatok azt mutatják, hogy a párok képesek megszokni a nem célirányos, zavarást, emberi jelenlétet.

A fészkelőhely megőrzése érdekében a fészektől mért 100 méter sugarú körben (3,1 ha) területen szükséges az idős erdőállomány-rész visszahagyása. Nem végezhető a területen vágásos üzemmódban kezelt erdők esetében fokozatos felújítógátás, szálalógátás és tarvágás, valamint a fészkelőhely takartságának biztosítása érdekében állomány alatti cserjeirtás. Ezekben az erdőkben a fészkek közvetlen közelében 50 méter sugarú körben (0,8 ha) fakitermelés nem javasolt. Ezen kívüli területeken pedig javasolt a szálalásra való átállás.

Uhu (*Bubo bubo*)

Elterjedés, állomány nagyság

Nagy elterjedési területű, Euráziában és Észak-Afrikában költő faj. A legnagyobb testű európai bagolyfaj. Magyarországon az 1980-as években állománya jelentősen visszaesett, ekkor néhány 10 párba becsülték a költőállományt. Az 1985–1991 közötti időszakban Németországból kapott fiatal madarakat telepítettek vissza az ország több pontján pl. a Bükkben. A 2000-es évek elejétől folyamatosan emelkedik a

hazai költőállomány. Ez a szomszédos országok költőállományának megerősödésével magyarázható, így több határ menti területen újra megjelent a faj (pl. Hanság). Míg korábban csak hegy- és dombvidékek szikláin, szurdokerdőkben és a peremterületeken található bányákban költött. Addig napjainkban egy síkvidéki terjeszkedése is megfigyelhető a Hanságban, a Tisza mentén és a Hernád völgyben. 2013-ban 66 ismert költés volt az országban (PETROVICS 2013).

Fészkelés, vonulás

A faj főleg felhagyott és működő kőbányák zavartalanabb részein fészkel. Itt elsősorban sziklaüregekben, a talajon kapart mélyedésekben költ. Napjainkban a síkvidéki terjeszkedésével egyre többször költ más fajok által épített gallyfészkekben, löszfalakban, faodvakban, facsonkokban. A síkvidéki fészkelések főleg ártéri ligeterdőkhez köthetők.

A költés korán elkezdődik, február elején már elkezdik a hímek a revírt foglalni, és március elején már a kotlás is megkezdődik. A fiókák július közepére, végére válnak röpképesé, de a szülők még szeptemberig etetik őket.

Ennél a fajnál jelenlegi ismereteink szerint a legtöbb pár erdőgazdálkodási szempontból nem érintett területen fészkel. Ezek a fák sok helyen erdei- vagy feketefenyők, melyek részben a kopárfásításból maradtak meg, vagy magról keltek a területen. A faj terjeszkedésével főleg ártéri ligeterdők esetében lehet erdőgazdálkodással érintett a költőhely. Ezek a helyeken fontos a fészkek takarását biztosító cserjék, fák, és a közelben a madarak által kiülésre vagy nappali pihenésre használt egyes fák, facsoportok visszahagyása.

Táplálkozás

Táplálkozása rendkívül változatos, a kisemlősöktől a rókáig, vagy a nagyobb nappali ragadozómadarakig és baglyokig számos faj megtalálható a zsákmányai között. Leggyakoribb táplálékát a hörcsög, a vándorpatkány és a keleti sünn jelenti (BAGYURA és HARASZTHY 2014b).

Veszélyeztető tényezők

- Fészkek környezetének zavarása (erdészeti, vadászati és bányászati tevékenység, turizmus)
- Áramütés
- Mérgezés

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A faj mivel korán költésbe kezd február 1. és július 31. közötti időszakban a fészektől mért 50–200 méter sugarú körben (0,8–12,6 ha) kell az erdészeti, vadászati és egyéb gazdálkodói tevékenységeket korlátozni. Az

egy pár zavarásérzékenységében jelentős eltéréseket tapasztalhatunk. Ez attól függ, hogy milyen emberi zavarásnak kitett helyen költenek a madarak. Ennek ismeretében kell a védőzónát megállapítani.

A fészkelőhely megőrzése érdekében, ahol a fészkelőüreg takarásának fenntartása a cél, ott a fészektől mért 50 méter sugarú körben (0,8 ha) a fás, bokros vegetáció meghagyása javasolt. Az erdőben költő párok esetén ettől nagyobb, 200 méter sugarú körben (12,6 ha) kijelölt védőzóna alkalmazható. Annak függvényében mennyire költ zárt erdőállományban, illetve az erdőállomány széléhez közel a pár.

Ezekben az erdőállományokban fahasználatként szálalás lenne célszerű, de ennek az ártéri ligeterdőkben alkalmazott technológiája még nem kidolgozott. Ezért a területen kis területű szálalóvágás javasolt hagyásfákkal.

Császármadár (*Bonasa bonasia*)

Elterjedés, állomány nagyság

Palearktikus elterjedésű faj. Kelet-Szibériától Nyugat-Európáig 4 alfaját írták le. Elsősorban az északi tajga övben és a magashegységekben költ, de lombhullató erdőkben is nagy állományai élhetnek.

Magyarországon napjainkban csak az Északi-középhegységben költ, az utóbbi évtizedekben adatai csak az Aggteleki-karsztról, a Bükkből, a Mátrából, a Tarnavidékről és a Heves–Borsodi-dombságból vannak. Nincs bizonyított adata a Börzsönyben, a Cserhátban, a Cserhátban és a Zempléni-hegységben. A Dunántúlon az 1970-es években még voltak megfigyelési adatai, de erről a területről biztosan kipszult (KALOTÁS 2014).

Állomány nagysága az általános vadállománybecslésekben 1970-ig szerepelt, akkor a hazai állományát 2000 pár körülire becsülték. Ugyanez az adat 1978-ban már csupán 580 pár volt. 2014-ben az országos állomány nem lehet több 50–100 párnál (KALOTÁS 2014).

Fészkelés, vonulás

Az Aggteleki Nemzeti Park területén végzett vizsgálatok kimutatták, hogy a faj által lakott erdők jelentősebb részét alkotja a terület zonális erdőtársulása, a gyertyános-kocsánytalan tölgyes. Az élőhelyeknek csaknem a felén azonban a bokorerdők, melegkedvelő tölgyesek, vagy cseres-kocsánytalan tölgyesek jellemzőek (VARGA 1991). Emelett jelentős részt tesznek ki az extrazonális társulások, a szubmontán bükkösök is (Varga Zoltán írásbeli közlése, 2015), (CZÁJLIK 1978). Mindez a viszonylag fejlett, cserjeszinttel magyarázható, amely a bükkösökkel és gyertyános-tölgyesekkel szemben ez utóbbi erdőtársulásokra jellemző, s ami részben alacsony záródásuknak, részben a tölgyek jobb fényáteresztő

képességének köszönhető. A fejlett cserjeszint a császármadárnak részben búvó helyéül, részben táplálék bázisául szolgál.

A császármadár által lakott erdőrészetek faállományának átlagos kora önmagában szintén nem meghatározó tényező. A madár a friss tarvágások, véghasználatok kivételével gyakorlatilag mindegyik korosztályban előfordul. A hangsúly itt is a változottságon, vegyes korúságon van (VARGA 1991).

Az Északi-középhegységben a császármadár optimális élőhelye az üde, félnedves, nedves bükkösök termőhelyével esik egybe. A legtöbb hazai és külföldi szerző a császármadár elterjedését a lucfenyő elterjedésével tartja azonosnak. Hazánkban a lucfenyő nagyobb arányú monokulturás termesztése nem hogy növelte, hanem éppen csökkentette a császármadár-állományt. Egyes területeken a luc bükkal történt elegyedése, (amikor is az idős kiritkult lucosokban jelent meg a bükk, illetve a bükkösökben jelent meg néhány luc) viszont kimondottan jól tett az ottani császármadár rész-populációknak (CZÁJLIK 1978).

Március vége és május eleje között kezd el költeni. A fészket a földön, a fák gyökerei között, cserjék alatt, vagy aljnövényzetben rendszerint jól elrejtve szoliter módon építik.

Maga a fészek egy kis mélyedés, általában 20 cm átmérőjű és 4–5 cm mély csészéjű. Építéséhez felhasznál füveket, vékony ágakat, leveleket. Csak a tojó építi, magát a mélyedést kikaparja és kifürdi, ebbe 7–11 tojást rak.

A legkevésbé mobilis faj, az európai fajdfélék közül. Némi helyi mozgás megfigyelhető, a táplálék évszakonkénti változásának megfelelően, bizonyos őszi eltolódással. Oroszországban gyűrűzött madarak vizsgálata alapján átlagos mozgása az esetek 88%-ban egy 500 méter átmérőjű körön belül volt megfigyelhető, míg 12%-ban 500–1500 méteres körön belül mozogtak (GAJDAR 1975). A fiatalok (egy Finnországi vizsgálat alapján) a kikelés helyétől egy tíz kilométeres körön belül szóródtak szét.

Az erdőn belüli tartózkodása az elérhető táplálékkal, ezzel együtt az évszakokkal változik. Így tavasz végén, nyáron, és ősszel elsősorban a földön tartózkodik, míg télen és tavasz elején főként a fákon, cserjéken. Jó rejtőzködése ellenére igen óvatos madár, a rendszeres zavarást nehezen tűri.

Táplálkozás

Tápláléka főként növényi eredetű: rügyek, hajtások, levelek, virágok, gyümölcsök és magvak. Emellett rovarokat, főként hangyákat, lárvákat, és hernyókat fogyaszt. Tápláléka télen főként fásszárúakhoz köthető,

nyáron főként a talajon rovarokat és növényi részeket fogyaszt. Decembertől márciusig a fák és a cserjék virágai, rügyei szinte kizárólagos helyet foglalnak az elfogyasztott táplálékban.

Veszélyeztető tényezők

- Fészkelőhelyek megszűnése (erdészeti tevékenység)
- Fészek környezetének zavarása (erdészeti és vadászati tevékenység)
- Predáció (vaddisznó, róka). Kiemelendő a túlzott vaddisznó-állománysűrűség káros hatása!

Javasolt korlátozások és kezelési módok

A császármadár számára megfelelő élőhelykezelés és korlátozás együttes alkalmazásával van esély a még meglévő költőállomány megőrzésére.

A faj élőhelyein folytatott vágásos erdőgazdálkodás az állományszerkezetet és fafajösszetételt negatív irányba változtatja meg. A kiterjedt véghasználatok, tarvágások, a második lombkoronaszint és cserjeszint eltávolítása és az elegyfajok előhasználatok során történő szisztematikus visszaszorítása a faj számára kedvezőtlen élőhelyi viszonyokat teremt.

Azokon az élőhelyeken, ahol a faj előfordul, a fészkek körül egy 500 méter sugarú körön belül (78,5 ha) a vágásos üzemmód helyett az átalakító üzemmód vagy a szálalás bevezetése indokolt, a faj számára kedvező elegy fafajok és cserjék megőrzésével. Az erdészeti tevékenység korlátozása is indokolt költési időben március 1. és július 31. között. A vadászati tevékenységet ebben az időszakban csak a vaddisznó és róka állománygyérítési céllal lehet engedélyezni. A vadászat esetén törekedni kell a kíméleti terület határára elhelyezett vadászati létesítményekkel történő vadlétszám apasztásra, ezzel is elősegítve a terület emberi zavarásának minimalizálását. A téli időszakban végzett vaddisznó állományszabályozás a legkedvezőbb a császármadár számára.

A vaddisznó és róka állomány drasztikus csökkenése nélkül, a fészkepredáció minimalizálása hiányban a megfelelő erdőkezelés nem vezet eredményre.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk megköszönni a fejezet összeállításához nélkülözhetetlen adatok, információk összegyűjtésében, és az összeállításban nyújtott segítségét az országban dolgozó ornitológus fajvédelmi koordinátoroknak, szakembereknek és a Ragadozómadár-védelmi Tanács tagjainak, illetve képviselőinek. Külön köszönjük Dr. Bartha Dénes és Dr. Varga Zoltán lektori, illetve Korda Márton szerkesztői javaslatait, amelyek nagyban segítettek a kézirat fejlesztését.

Irodalomjegyzék

- ARADI, Cs. (1963): A kis héja nagyerdei (Debrecen) fészkelése. – *Aquila* **69–70**: 248–249.
- BAGYURA, J. és HARASZTHY, L. (2014a): *Darázsölyv (Pernis apivorus) (Linnaeus, 1758)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 538–540.
- BAGYURA, J. és HARASZTHY, L. (2014b): *Uhu (Bubo bubo) (Linnaeus, 1758)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 624–626.
- BANK, L., VÁCZI, M., TAMÁS, Á. és BALÁZS, I. (2011): Vörös kánya állományadatok. – *Heliaca* **9**: – 36–37.
- BÉRES, I. (2014): *Kígyászölyv (Circaetus gallicus) (Gmelin, 1788)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 548–551.
- BÉRES, I. és FIRMÁNSZKY, G. (2014): *Szirti sas (Aquila chrysaetos) (Linnaeus, 1758)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 566–568.
- CZÁJLIK, P. (1978): Ha nem vigyázunk kispusztul! – *Nimród* **7**: 12–13.
- DEMERDZHIEV, D., HORVÁTH, M., KOVÁCS, A., STOYCHO, S. és KARYAKIN, I. (2011): Status and Population Trend of the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Europe in the Period 2000–2010. – *Acta Zoologica Bulgarica Suppl.* **3**: 5–14.
- FIRMÁNSZKY, G. (2009): Szirti sas állományadatok – 2009. – *Heliaca* **7**: 74.
- FIRMÁNSZKY, G. (2013): Szirti sas állományadatok – 2013. – *Heliaca* **11**: 36.
- FIRMÁNSZKY, G. (2014): *Uráli bagoly (Strix uralensis) (Pallas, 1771)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 627–628.
- GAJDAR, A. A. (1975): [Ringing *Tetrastes bonasia* L. and its results.] Byulleten Moskovskogo Obshchestve Ispytatelei Prirody – *Otdelenie Biologicheskii* **78**: 120–124.
- HARASZTHY, L. (1993): *Gyakorlati ragadozómadár-védelem*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 158 pp.
- HARASZTHY, L. (1996): *Gyakorlati ragadozómadár-védelem*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 160 pp.
- HARASZTHY, L. (1984): *Magyarország fészkelő madarai*. – NATURA, Budapest, pp. 54–61.
- HARASZTHY, L. és BAGYURA, J. (1993): A ragadozómadár-védelem az elmúlt 100 évben Magyarországon. – *Aquila* **100**: 105–121.
- HARASZTHY, L. és BAGYURA, J. (2014a): *Barna kánya (Milvus migrans) (Doddart, 1783)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 541–543.
- HARASZTHY, L. és BAGYURA, J. (2014b): *Békászó sas (Aquila pomarina) (Brehm, 1831)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 559–561.
- HARASZTHY, L. és BAGYURA, J. (2014c): *Kék vércse (Falco vespertinus) (Linnaeus, 1766)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 569–572.
- HARASZTHY, L. és PALATITZ, P. (2009): *Kék vércse (Falco vespertinus) (Linnaeus 1766)*. – In: UJHELYI, P. (szerk.): Magyar Madár- vonulási Atlasz. Kossuth, Budapest, pp. 242–243.
- HORVÁTH, M. (2014): *Parlagi sas (Aquila heliaca) (Savigny, 1809)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 562–565.
- HORVÁTH, M., BAGYURA, J., DEÁK, G., FATÉR, I., FIRMÁNSZKY, G., JUHÁSZ, T., KLÉBERT, A., PONGRÁCZ, Á., PROMMER, M., SZELÉNYI, B. és VÁCZI, M. (2015): A Parlágis-as-védelmi és Mérgezés-megelőzési Munkacsoportok 2013. évi beszámolója. – *Heliaca* **11**: 6–9.
- HORVÁTH, Z. (2014): *Rétisas (Haliaeetus albicilla) (Linnaeus, 1758)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 544–547.
- HORVÁTH, Z. (2015): A rétisas-védelmi program 2012. évi beszámolója. – *Heliaca* **10**: 26–29.
- KALOCSA, B. és TAMÁS, E. A. (2014): *Feketególya (Ciconia nigra) (Linnaeus, 1758)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 525–528.
- KALOCSA, B. és TAMÁS, E. A. (2013): Beszámoló a fekete gólya-védelmi program 2013. évi eredményeiről. – *Heliaca* **11**: 28–29.
- KALOTÁS, Zs. (2014): *Császármadár (Bonasa bonasia) (Linnaeus, 1758)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 495–497.
- KÖZPONTI STATISZTIKAI HIVATAL (2015): Mezőgazdasági adatbázis. http://www.ksh.hu/agrarcenzusok_hosszu_idosorok_tablak
- MÉSZÁROS, Cs. és TÓTH, I. (2009): Kis héja állományadatok. – 2009. – *Heliaca* **7**: 69.
- „MILVUS CSOPORT” MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2013): Útmutató a békászó sas (*Aquila pomarina*) élőhelyének megfelelő kezeléséhez Romániában. – Milvus Csoport, Marosvásárhely, 62 pp.
- PALATITZ, P., SOLT, Sz., HORVÁTH, É., FEHÉRVÁRI, P., KOTYMÁN, L. és PIROSS, I. S. (2013): Kékvércse-védelmi Munkacsoport 2013. évi beszámolója. – *Heliaca* **11**: 69.
- PETROVICS, Z. és FIRMÁNSZKY, G. (2009): *Uráli bagoly*. – In: UJHELYI, P. (szerk.): Magyar madár- vonulási atlasz. Kossuth, Budapest, 365 pp.
- PETROVICS, Z. (2013): Uhu (*Bubo bubo*) állományadatok. – 2013. – *Heliaca* **11**: 37.
- PONGRÁCZ, Á. és HORVÁTH, M. (2012): Javaslat a fokozottan védett ragadozómadár és bagolyfajok, valamint a fekete gólya fészkelőhelyei körül alkalmazandó időbeni és területi korlátozásokra. – *Heliaca* **8**: 104–107.
- PROMMER, M., BAGYURA, J., MOLNÁR, I. L., SZITTA, T., PONGRÁCZ, Á., KAZI, R., VISZLÓ, L., KLÉBERT, A., CSONKA, P., FIRMÁNSZKY, G., LACZIK, D., SZINAI, P. és VÁCZI, M. (2013): A vándorsólyom-védelmi program 2013. évi beszámolója. – *Heliaca* **11**: 30–33.
- SZITTA, T., PONGRÁCZ, Á., BÉRES, I., CSONKA, P., KLÉBERT, A., MOLNÁR, I. L., TURNY, Z., KAZI, R. és NAGY, L. (2013): Kígyászölyv állományadatok. – 2013. – *Heliaca* **11**: 30–33.
- SZITTA, T., PONGRÁCZ, Á., BÉRES, I., CSONKA, P., KLÉBERT, A., MOLNÁR, I. L., TURNY, Z., KAZI, R. és NAGY, L. (megjelenés alatt): A kígyászölyv (*Circaetus gallicus*) állományadatok. – 2014. – *Heliaca* **12**:
- TÓTH, I., MARIK, P. és FORGÁCH, B. (1998): A kis héja (*Accipiter brevipes*) fészkelése Békés megyében. – *Crisicum* **1**: 229–242.
- TÓTH, I. (2009): *Kis héja*. – In: UJHELYI, P. (szerk.): Magyar Madár- vonulási Atlasz. Kossuth, Budapest, pp. 220.
- VÁCZI, M. és BAGYURA, J. (2009): Vörös kánya állományadatok. – 2009. – *Heliaca* **7**: 67–68.
- Varga, Zs. (1991) Az Aggteleki Nemzeti Park császármadár (*Tetrastes bonasia*) (Linnaeus 1758) állománya. – *Aquila* **1991**: 57–72.

Recommendations for the protection of the nesting habitat of large, strictly protected bird species

Ádám Pongrácz¹ & Márton Horváth²

¹Bükk National Park Directorate, Sánc St. 6, H–3304 Eger, Hungary. E-mail: pong racza@bnpi.hu

²Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, Költő St. 21, H–1121 Budapest, Hungary
E-mail: horvath.marton@mme.hu

Regarding strictly protected, forest-dwelling large bird species, applied nature conservation restrictions aimed to protect nest sites and ensure breeding success have been significantly varied among different regions of the country. Beforehand, there has not been a directive including concrete instructions that could serve as guidance. To fill this gap, a reflection document was prepared for and accepted by the Hungarian Raptor Conservation Council which now gives professional instructions on how to apply the necessary nature conservation restrictions both in time and space regarding strictly protected bird species. Spatial restriction targets the preservation of the nest site and it applies year-round, while temporal restriction is to avoid any disruption in actual breeding activities and lasts from territory occupation until the time of fledging. In this chapter, we present the habitat requirements of different species: the black stork (*Ciconia nigra*), the honey buzzard (*Pernis apivorus*), the red kite (*Milvus milvus*), the black kite (*Milvus migrans*), the Levant's sparrowhawk, (*Accipiter brevipes*), the white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*), the short-toed eagle (*Circaetus gallicus*), the booted eagle (*Aquila pennatus*), the Eastern imperial eagle (*Aquila heliaca*), the lesser-spotted eagle (*Clanga pomarina*), the golden eagle (*Aquila chrysaetos*), the red-footed falcon (*Falco vespertinus*), the peregrine (*Falco peregrinus*), the Ural owl (*Strix uralensis*), the eagle owl (*Bubo bubo*) and the hazel grouse (*Bonasa bonasia*). Under each species account, we deal with its distribution, national population size, trend, threat factors during nesting, migrating and foraging, and we also provide guidelines on the extent of necessary spatial and temporal restrictions.

Key words: black stork (*Ciconia nigra*), honey buzzard (*Pernis apivorus*), red kite (*Milvus milvus*), black kite (*Milvus migrans*), Levant's sparrowhawk (*Accipiter brevipes*), white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*), short-toed eagle (*Circaetus gallicus*), booted eagle (*Aquila pennatus*), Eastern imperial eagle (*Aquila heliaca*), golden eagle (*Aquila chrysaetos*), lesser-spotted eagle (*Clanga pomarina*), red-footed falcon (*Falco vespertinus*), peregrine (*Falco peregrinus*), Ural owl (*Strix uralensis*), eagle owl (*Bubo bubo*), hazel grouse (*Bonasa bonasia*), bird of prey, forestry, restriction, spatial buffer zone, temporal buffer zone

Erdei élőhelyek madárvilágának helyzete és kezelési javaslatok – különös tekintettel a közösségi jelentőségű fajokra

Zölei Anikó¹ és Selmeczi Kovács Ádám²

¹ELTE Ökológiai és Állatrendszertani Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c

E-mail: aniko.zolei@gmail.com

²Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Börzsönyi Tájegység, 2669 Ipolyvece, Major

E-mail: selmeczi.kovacs.adam@dinpig.hu

Egyes erdei madárfajok példáján keresztül igyekszünk bemutatni az erdőkezelés fenntarthatóság irányába mutató módjait, illetve lehetőségeit. Az általunk javasolt integrált területhasználat alapvetése, hogy a több dimenziós diverzitás (fajgazdagság, heterogén vertikális és horizontális szerkezet, változatos élőhelymozaikok, időbeli dinamika stb.) a természetierőforrás-gazdálkodásnak is a legcélraveze-tőbb és hosszú távon a lehető legtöbb társadalmi igényt kielégítő módja. Az erdőterületek többcélú és tájleptékű használatához a tervezésben és a megvalósításban egyaránt szemléletváltásra van szükség, amit az antropogén hatásoknak és a klímaváltozás hatásainak kitett természeti környezet jelenlegi állapota is sürget.

Kulcsszavak: balkáni fakopáncs, erdei pacsirta, erdőlakó madárfajok, fehérhátú fakopáncs, fekete harkály, gatyáskuvik, hamvas küllő, integrált területhasználat, karvalyposzáta, kis légykapó, közép fakopáncs, lappantyú, Natura 2000, örvös légykapó, törpekuvík, tövis-szűrő gébics

Bevezetés

Az elmúlt években több kiváló hazai munka jelent meg a természetvédelmi szempontú erdőkezelésről, pl. FRANK és SZMORAD (2014), illetve FRANK (2000). Ezek pontos képet adnak a magyarországi erdőgazdálkodás mai irányáról és konkrét gyakorlati javaslatokat fogalmaznak meg főként az egyes állomány-típuson belüli erdészeti tevékenységekre, amelyek révén az erdei ökoszisztéma hosszú távú megőrzése megvalósítható.

Ugyanakkor komoly előrelépést csak az jelenthet a fenntartható gazdálkodási és természetmegőrzési tevékenységek tervezésében-kivitelezésében, ha tájleptékű, vagy még nagyobb térségekre vonatkozó, integrált földhasználati koncepciót sikerül kialakítani. Bár a távoli kontinensekre kiterjedő (pl. vonuló fajok telelőterületeit felölelő) és más, országhatáron túli folyamatok kezelése jócskán túlmutat jelen anyag keretein, mégis érdemes összeurópai folyamatokban gondolkodni, annál is inkább, mivel a földhasználat jogszabályi-gazdasági háttere az EU országaiban szoros összefonódottságot és hasonló földhasználati mechanizmusokat eredményez.

„Természetvédelmi kezelés” helyett célszerűbb integrált, többcélú használatról beszélni. A biodiver-

zítás megőrzése ugyanis nem egyetlen ágazat prioritása kell, hogy legyen. A változatosabb összetételű (több fajból álló, magasabb strukturális és funkcionális diverzitású) közösségek nagyobb hozamúak és hosszú távon mindenképpen kiegyensúlyozottabbak (rezilienciájuk magasabb fokú), jobban ellenállnak kórokozónak és az inváziós hajlamú betelepülőknak, gyomoknak. Mindezek miatt a diverzitás gazdasági prioritás is.

Amint tudomásul vesszük, hogy a földhasználat minden formája (egyebek között az erdőgazdálkodás, a mezőgazdálkodás és a természetvédelem) ugyanazokat a természeti erőforrásokat kiaknázó, szétválaszthatatlan és ezért egységes tervezést igénylő rész-folyamat, sikerülhet olyan konszenzust kialakítani az érintettek között, ami az ember fennmaradását a bioszférában a lehetőségekhez képest leghosszabb távon lehetővé teszi.

Az erdőlakó madárfajok kiváló indikátorai ezen folyamatoknak, hiszen jelenlétük/hiányuk látványos és sokak által követhető. Nyilvánvalóan a mélyebb összefüggések nem mindig tárhatók fel egyszerűen, de számos vizsgálat és kutatás példájából meríthet ismereteket az érdeklődő.

Az Európai Unió természetvédelmi hálózatának, a Natura 2000 területek kijelölésének egyik fő ele-

me a madárvilág – és azon belül is egyes közösségi jelentőségű fajok állományait őrző bástyáinak (az úgynevezett Különleges Madárvédelmi Területek révén) – hosszú távú fenntartása és javítása. Ez sajnálatos módon a fontos (köztük az egyik legmagasabban szerveződő erdei) élőhelyek jelenlegi területhasználatának sokszintű hatás-összefonódása miatt messze nem olyan sikerű, mint elvárható lenne.

Erdei élőhelyekre általánosan ható tényezők

Klíímaváltozás

A klímaváltozás fogalmával és jelentőségével nap, mint nap találkozunk. Az egyik legtöbbet emlegetett mutató – a felmelegedés – szerint az 1980 és 2080 közé eső 100 évben az átlaghőmérséklet Magyarországon 4–5 °C-kal emelkedik. Ez persze első hallásra nem tűnik soknak, de ez az érték valójában azonos mértékű a legutolsó jégkorszak leghidegebb periódusától a XXI. század elejéig végbement felmelegedés mértékével (CZÚCZ 2010). Az utolsó jégkorszak óta azonban nem 100, hanem 10 000 év telt el. A mai, felgyorsult folyamatoknak köszönhetően nagyon korlátos a lehetősége az evolúciós alkalmazkodásnak, a klímaváltozás tehát a legtöbb élő rendszerre negatív hatással van, hiszen felborítja az akár évmilliók alatt kialakult-rendeződött egyensúlyokat és kapcsolatokat.

A csekély, illetve mérsékelt hatásokkal számoló klímaváltozási forgatókönyvek szerint az ember táj-átalakító hatása jelenleg is és még egy darabig elfedi az éghajlatváltozás-indukálta hatásokat, a komoly következményeket becsülő változatok szerint azonban a klímaváltozás messze képes meghaladni az antropogén hatásokat (FIELD és mtsai 2014).

A klímaváltozás jelentette változásokkal az élőlények térbeli elterjedési területe drasztikusan megváltozik. Bizonyos típusú élőhelyek „lecsúsznak a hipotetikus tájképről” (LINDNER és mtsai 2013). Ez legsúlyosabban a „peremterületeket” érinti, ahonnan a felmelegedés elől nincs hová továbblépni. Ezek tipikusan hegyvidéki, sarkvidéki (szárazföldi és vízi) életközösségek, illetve azok a populációk, amelyek elterjedési területük déli szegélyén élnek. A hosszú távú hatások (felmelegedés, csapadékeloszlás megváltozása, CO₂ koncentráció növekedése, erózió, stb.) és a rövidtávú zavarások (árvizek, viharok, tüzek) gyakoriságának és hevességének növekedése mellett az ember által átalakított táj csökkent átjárhatóságával is számolni kell. A földtörténet során korábban lezajlott klímaváltozások egyrészt fokozatosabban mentek végbe, másrészt a populációk lassú áthelyeződésének akkoriban csak földrajzi akadályok (pl. magashegységek láncolatai, kiterjedt vízfelületek)

szabtak korlátokat. Az élővilág drasztikus változásai az ökoszisztéma-szolgáltatások sérülésében nyilvánulnak meg, mégpedig – a szárazföldi ökoszisztémák közül – leginkább az erdőkre vonatkozóan. Már hazai vizsgálatok is igazolták, hogy a klímaváltozás károsítja erdeink állapotát (TÓTH és mtsai 2006).

Antropogén hatások

A földhasználat és a felszínborítás megváltozása az ökoszisztémák és a biodiverzitás megváltozásának két legfontosabb oka (MEA 2005). Nem meglepő, hogy minél intenzívebb a gazdálkodás egy területen (legyen az erdészeti vagy mezőgazdasági tevékenységgel érintett), annál hátrányosabban érinti az ottani természetes életközösségeket. Az intenzíven használt agrártájak madárközössége csökkent a legnagyobb mértékben Európa-szerte, de nyugaton súlyosabban, mint keleten. Ezt követik az intenzív erdőműveléssel érintett területek (pl. Skandinávia) erdei madarai, majd a kelet-európai agrártájak és erdők következnek. Ez történeti léptékben azt is jelenti, hogy a legintenzívebben hasznosított területeken degradálódik leghosszabb ideje az eredeti életközösség, illetve kerül legmesszebb a regeneráció lehetőségétől (PETERKEN és HARDING 1975). Az európai erdőket vizsgáló, átfogó elemzés szerint a kezelt erdőkben a fajdiverzitás alacsonyabb. Az idős erdők strukturális elemeihez kötődő csoportokra (mohák, zuzmók, gombák, xylofág rovarok) az erdészeti tevékenységek jelentős negatív hatással voltak (PAILLET és mtsai 2010).

Madártani vonatkozásban – jelentősebb időtávot felölelő monitorozások alapján – kiderült, hogy 1980 óta az erdőkben a hosszú távú vonuló, az áttelelő, illetve a talajon, aljnövényzetben költő rovarrevők állományai csökkentek a legnagyobb mértékben, melyek között számos fajt még ma is gyakoriaként tartunk számon (GREGORY és mtsai 2007).

Az emberi tevékenységek biológiai sokféleségre vonatkozó káros hatásainál azzal kell számolni, hogy az egyes hatások bonyolult kapcsolatrendszerben állnak egymással (hasonlóképpen a klímaváltozáshoz), ami a következményeik felmérését jelentősen nehezíti. A hatások felerősítik egymást, illetve egész láncolatokat indítanak be.

Erdei élőhelyek integrált területhasználati lehetőségei

Az európai erdőterületek 70%-a gazdasági célokat szolgál. Az elsődlegesen természetvédelmi rendeltetésű erdőterületek aránya jelenleg 10% – ezt a természetvédelmi ajánlások (CBD: Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020) szerint – 17%-ra kéne növelni. Az elmúlt évtizedekben Európa-szerte megnőtt az erdők, és azon belül is a védett erdők területe, a

nem kezelt vagy kizárólag természetvédelmi kezeléssel álló erdők azonban alig emelkedett. A természetes és természetyszerű erdők aránya Európa különböző térségeiben a következő: nyugat:0,1%, dél: 1,3%, közép-kelet: 2,5%, észak: 8,3% (BOLLMAN és BRAUNISCH 2013). Mivel a sűrűn lakott vidékeken nincs esély a (kizárólagos természetvédelmi célú hasznosítású) rezervátumterületek jelentős növelésére, a biodiverzitás megőrzése szempontjából fontosabb az integrált természeti-erőforrásgazdálkodási stratégia kialakítása. A többcélú hasznosítás során a kezelt erdőkben is elő kell segíteni a kulcsfontosságú hiányzó elemek megjelenését, fennmaradását, illetve ahol érdemes, figyelembe kell venni a faanyagtermelési szempontokat (POIRAZIDIS és mtsai 2011). Az integrált erdőgazdálkodás tervezése során a leghatékonyabb az a rendszer, ami az egyes faegyedtől a táj-szintű kompozícióig átfogja a különböző lehetséges kezelési szinteket.

Az integrált erdőgazdálkodási technológiákra számos megoldás van születőben. Ezek általánosságban olyan szemléletet szorgalmazznak, ami a korábbi, nyereségoptimalizált egységes állománykezelési szemlélettől eltérően finomabb (egyedi fák) és durvább (tízezertől több millió hektárig terjedő) térléptékű tevékenységekben is képes gondolkodni. Fő célkitűzései közé tartozik, hogy az esetleges véghasználatot követő stádiumban is fokozza a strukturális, funkcionális, fajszintű és kompozicionális sokféleséget és ezáltal az erdős táj esztétikai értékét, térben és időben is fenntartsa a kulcsfontosságú elemek folytonosságát, biztosítsa a kezelt erdőkből álló tájban az élőhelyek funkcionális összeköttetését (konnektivitását) és minimalizálja a termelésnek a közeli (főként vizes) élőhelyekre gyakorolt hatását.

A nemrégiben kidolgozott, az USA-ban és Kánadában már alkalmazott „retenciós erdőgazdálkodás” lényege például, hogy akár a vágásos, akár a szálalásos művelésben még a véghasználaton túl is megtartják az állomány egyes kulcsfontosságú elemeit (böhöncösödő faegyedek, holtfa, jellegzetes szerkezeti egységek, mikroélőhelyek, ritka elegyfajok stb.). A meglévő elemeket különös odafigyeléssel óvják, a hiányzóak létrejöttét pedig aktívan vagy passzívan teszik lehetővé (GUSTAFSSON és mtsai 2013).

A különleges ökológiai igényű (jellemzően magasabb természetvédelmi értéket képviselő) fajok élőhelyi igényeit általában nem lehet csupán az integrált erdőgazdálkodás eszközeivel kielégíteni. Emiatt továbbra is szükség van a biodiverzitás „rezervátumainak” vagy inkább lokális hot-spotjainak kizárólag természetvédelmi szempontú (aktív vagy passzív, de „szegregált”) kezelésére (BOLLMAN és BRAUNISCH 2013).

A jellemzően a) nagy kiterjedésű élőhelyet vagy b) ritka erőforrást vagy c) ritka természeti folyamatokat igénylő, illetve d) korlátos terjedési képességű élőlények irányított védelmét a célfajok ökológiájának ismeretén túl az igényelt forrás küszöbértékai-

nek ismerete (és ezek segítségével mennyiségi célok meghatározása), illetve a kezelési prioritási sorrend felállítása teszi hatékonyabbá. Átfogó elemzések és modellezés révén nemcsak az alap kutatások eddig gyakorlati szempontból „haszontalannak” tűnő eredményei kerülnek méltó helyükre, de a gyakorlati szakemberek dolgát is megkönnyítheti a tény, hogy az elemzések során a számtalan felmerülő ökológiai igény közül általában sikerül azt a keveset kiszűrni, ami meghatározó a fajvédelmi célok eléréséhez. Ezek a célok szerencsés esetben kezelési tevékenységekkel biztosíthatók (BRAUNISCH és mtsai 2014).

A természetvédelmi és más, természetierőforrás-gazdálkodási tevékenységek integrálásához elengedhetetlen, hogy a két terület szakemberei egy nyelvet beszéljenek. Ez irányba egyfelől a természetvédelemnek kell lépéseket tennie. Az elsőbbséget részben az eddigi gyakorlathoz egyszerűen pontosabban (pl. „prioritásfajokon belüli prioritás”) és átfogóbban (táj- vagy akár nagyobb térléptékben) kell meghatározni, részben konkrét költség-hatékonysági elemzésekkel alátámasztania az egyes természetvédelmi célú beruházások adott célra történő csoportosítását.

A gazdasági célok teljesülése könnyen megfogható, a biodiverzitás-megőrzési tevékenységek eredményességének értékeléséhez azonban szükség van az erdő természetességének az erdőgazdálkodó és a természetvédelem számára egyaránt elfogadható becslési módszerére.

Erdőlakó madárfajok helyzete és kezelési javaslatok

A fajok tényleges élőhelyi igényeiről alkotott elképzeléseinket jelentősen torzíthatja, hogy a mai kultúr-tájakból szinte teljes mértékben hiányoznak egyes élőhelytípusok, vagy a meglévő élőhelyen valamely kulcsfontosságú elem (pl. megfelelő méretű odúk). Az sem ritka, hogy a faj jelenlegi jelenlét-hiányát történeti-tájhasználati okok határozzák meg, amelyek megszűnése után sem képes a faj visszatelepülni az egyébként alkalmas élőhelyszigetekre.

Bár Európa egykori, természetes növénytakaróját illetően csekély mennyiségű ismeretanyag áll rendelkezésünkre, ám annyi bizonyos, hogy az egykori erdők sokkal mozaikosabbak, vízszintesen és függőlegesen is jóval tagoltabbak voltak, és az erdő, mint olyan, szerves egész volt alkotott a ma „nem erdei élőhelyek” tekintett nyílt foltokkal. A természetes erdők lombkorona záródása jóval elmaradt a maitól, az idős, kiritkult erdőrészek aránya akár 50% is lehetett (VANDEKERKHOVE és mtsai 2013). Mivel a legtöbben már teljesen másféle erdőkre szocializálódtunk – és csak a legszerencsésebbeknek adatott meg, hogy valaha is megtapasztalják, milyen lehetett egy mérsékelt

övi lombhullató őserdő – egyféle paradigmaváltáson kell átesnünk az egyes élőhelytípusok homogenitását tekintve is.

Feltehetően a mai legelőerdők, erdőpuszták azok, amik a leginkább hasonlítanak az eredeti európai vegetációra (BENGSTON és mtsai 2000). A közép-európai lomboserdők régiójában természetes bolygatást a kisebb területeket érintő szélöntések, jégtörések, illetve herbivorok/kórokozók elszaporodása jelentett. A lékek nagy része néhány fa kidőlésével (és másoknak a lékben való talpon maradásával) jöhetett létre. Az így felnyílt lombkoronaszint nagyjából 10 év alatt újra záródott. A Białowiezában végzett vizsgálatok szerint az ilyen lékek madárvilága sokkal gazdagabb, mint a teljesen záródott lombkoronájú erdőrészeké (FULLER 2000). Az állandó fajoknál a territóriumnak/otthonterületnek a teljes életciklusban megfelelő életteret kell nyújtania: ez télen és nyáron eltérő élőhelyfoltokat, mikroélőhelyeket és zsákmányfajokat jelent. A költési szezon előrehaladtával sok fajnál változik a zsákmányösszetétel, a pár napos fiókák ugyanis kisebb/puhább/könnyebben emészthető táplálékállatokat kapnak, mint a kirepülés előtt állók. Ez a zsákmányfajkészlet diverzitását teszi szükségessé. Mivel a változatos élőhelyek változatos élővilág kialakulását teszik lehetővé, valójában nagyon kevés olyan fajról beszélhetünk, ami minden élettevékenységében ugyanahhoz a mikroélőhelyhez ragaszkodna, így a madarak nagy része is előnyben részesíti az erdő külső vagy belső szegélyét és a különböző mértékben felnyílt mozaikokat (FULLER 2000, PAQUET és mtsai 2006).

Jelen fejezetben azok a fajok kerülnek részletesebb bemutatásra, amelyek a már 1979-ben hivatalossá vált madárvédelmi irányelv (Birds Directive, 79/409/EGK) alapján kijelölt különleges madárvédelmi területek (SPA vagy a nehezen honosodó hazai betűszóval KMT) erdőlakó jelölő fajai.

Ugyanakkor nem szerepelnek azon, jellemzően fokozottan védett (ragadozó-) madárfajok, amelyekre ugyan számos erdőgazdálkodói előírás és ajánlás létezik, mégis védelmük érdekében jellemzően országosan egységes idő- és térbeli korlátozásokkal (PONGRÁCZ és HORVÁTH 2010) élnek a természetvédelmi hatóság területi szervei.

A hazai Natura 2000 területek kijelölése és rájuk vonatkozó általános szabályok kihirdetése még csatlakozásunk évében öltött testet a 275/2004. (X. 8.) Korm. rendelet formájában, így a részletes szabályozásokról legjobban ez a jogszabály ad iránymutatást.

FRANK és SZMORAD (2014) művében megtalálható az erdei élőhelyeken biodiverzitás-megőrzési szempontból végzendő erdészeti beavatkozások átfogó leírása. Könyvük 5. fejezetében (pp. 105–124) a komplex erdei élőhelyfejlesztés álmányszintű leírását is megtaláljuk a szerkezeti elemeinkben való gazdagítástól a szerkezetátalakítás idő- és térbeli tervezésén át a fenntartás részleteiig. Az erdőművelési és faki-

termelési munkálatok végzésének mikéntjét kiválóan összefoglalják a 43a–d táblázatok. A fejezetből idézve: „Az **élőhelyi szintű** kezelési/tervezési szempontoknál az őshonos fafajú, termőhelyi viszonyoknak, élőhelytípusnak és állományszerkezetnek megfelelő cserje- és gyepszinttel rendelkező, elegyes, vegyes korú, vertikálisan tagolt, mozaikos, idegenhonos fajoktól mentes, holtfában és mikroélőhelyekben¹ gazdag erdők **kialakítását és fenntartását** kell kiemelni. A megvalósítás [...] folyamatos erdőborítás mellett, drasztikus beavatkozásoktól mentes, kíméletes technológiák alkalmazásával kell, hogy történjen.

A **táji léptékű** kezelési/tervezési szempontok közül a termőhelyi mintázatnak megfelelő, természetes társulások állományai alkotta élőhelyi **mozaik kialakítását** lehet megfogalmazni.”

Az alábbiakban „zárt” és „nyílt” erdei élőhelyek csoportosításában mutatjuk be egyes erdei jelölőfajok speciális ökológia igényeit, továbbra is hangsúlyozva azt, hogy a természetes lomboserdők, amelyekhez ezek a fajok évszázadok alatt alkalmazkodtak, alapvetően nyílt, sok helyütt ligetessedő, belső szegélyekkel és nyílt élőhelyfoltokkal mozaikos, dinamikus rendszerek.

Zárt erdei élőhelyekhez kötődő közösségi jelentőségű fajok

Törpekuvik (Glaucidium passerinum)

A törpekuvik (*Glaucidium passerinum*) Európa legkisebb baglya. Hazánkban alkalmoszerűen fordul elő, első megfigyelése 1977-ből származik (Soproni-hegység), azóta az osztrák és a szlovák határ közelében több alkalommal is megfigyelték (Győr–Moson–Sopron, illetve Szabolcs–Szatmár–Bereg megyében) (HARASZTHY 1998, MME NB 2008). 2010-ben költését is sikerült bizonyítani az Aggteleki karszt területén. Védett madaraink közé tartozik, természetvédelmi értéke 50 000 Ft. Az Európai Unió Madárvédelmi Irányelvének I. függelékében felsorolt faj, ám hazánkban kifejezetten erre a fajra (érthető okokból) területkijelölés nem történt. Teljes palearktikus elterjedési területén elszórtan található állományainak mérete ingadozó, de az IUCN besorolása szerint a faj a nem fenyegetett (LC) kategóriába tartozik.

Élőhelye a tajga túlevelű erdősegeitől a mérsékelt övi hegyvidékek elegyes, illetve lombhullató állományaiig igen változatos. Nedvesebb, kifejezetten vízhez kötődő élőhelymozaikokkal (lápokkal, mocsárrétekkel, illetve nedvesebb extrazonális állomá-

¹ Példák különleges erdei mikroélőhelyekre: álló és fekvő holtfa különböző méretkategóriái és álló holtfa különböző előfordulási formái (lábos száradt faegyed, kettétört törzsű fa, szomszédos fára rádólt, kiszáradó-félben lévő fa, száradt ágak-ágcsónkok, leváló kéreg), kifordult fa gyökértányérja, üreges törzs, letört ág helyén kialakuló odú, repedés stb.; termőhelyi elemek: suvadás, patak, kis vízállás; természetes lékek, erdőtümbökön belüli nyílt élőhelyek és alacsonyabb záródású foltok.

nyokkal) tarkított idős, kiritkuló erdőkben fészkel. Szlovákiában az odúk 70%-a 200 m-en belül volt valamilyen víztesthez (PACENOVSKY és SOTNÁR 2010). Mind a külső, mind a belső szegély-jellegű élőhelyrészletek fontos strukturális elemek a számára. Jeladós madarak vizsgálata azt mutatja, hogy napi ciklusa során ilyen szegélyekben és ritkásabb, öreg erdőrészekben időzik a legtöbbet, a legkevesebb időt a középkorú, már záródott erdő belsejében és sűrű fiatalosokban tölti, teljesen nyílt területeken (szántók, kiterjedt tarvágások és rétek) felett pedig egyáltalán nem figyelték meg (STRØM és SONERUD 2001). Mozgásmintázata leginkább a rendelkezésre álló táplálékállatok eloszlásához igazodik, így a jó vízelátottságú, természetes újulattal rendelkező foltok és szegélyek, amelyek – legalábbis a költési szezonban – bővelkednek a táplálékául szolgáló madarakban és rágcsálókban, vonzó élőhelyet jelentenek számára. Az erdőszegélyek arra is lehetőséget biztosítanak a gyakran lesből vadászó törpekuvuk számára, hogy az itteni megfigyelőhelyekről csapjon le a nyílt élőhely peremén mozgó zsákmányállatokra.

Erősen territoriális, egy-egy pár 1–4 km²-es területet tart. Rendkívül területhű, akár egész életében is használhatja ugyanazt az odút; territóriumát gyakran télen is védelmezi. A pár tagjai sokszor életük végéig együtt maradnak. Fészkelőüregei főként közepes méretű harkályfajok: nagy fakopáncs (*Dendrocopos major*), háromujjú hőcsik (*Picoides tridactylus*), alkalmanként fekete harkály (*Dryocopus martius*) által vájt odúknak találhatók, az erdőtípusnak az odúkészítő faj preferenciájának megfelelően változatos fafajokban (luc- és jegenyefenyő, nyárok, ritkábban nyírek, bükk és tölgyek élő vagy lábön száradt egyedeiben). A 6–9 cm-es átmérőjű beryepülönnyílás átlagosan 5–6 m magasan található, zavartalan élőhelyeken akár 1 m alatt is lehet (PACENOVSKY és SOTNÁR 2010), illetve Finnországban ilyen magasságba kihelyezett költőládákat is elfoglal (Zölei Anikó publikálatlan adata). Máshol a madarak kifejezetten a 9–10 m-es magasságot részesítették előnyben (HENRIOUX és mtsai 2003). Nappali pihenéséhez, ha teheti, inkább váltóodút használ, mintsem a lombkoronában rejtőzzön el.

Generalista ragadozó, táplálékában minden más európai bagolyfajnál nagyobb arányban fordulnak elő madarak (akár 80%-ot is kitehetnek). Táplálékösszetétele ugyan területenként eltérő, de méretéhez képest kivételesen nagy zsákmányállatokot is gyakran ejt, így lemmingeket (BOIKO és SHUTOVA 2005), csalitjáró pockot, harkály- és rigóméretű madarakat. Zsákmánya nagy része azonban kisebb méretkategóriából kerül ki: túlnyomórészt pintyek, cinegék, füzikék, erdeiegerek és erdeipockok közül. Táplálékösszetétele a kínálatnak megfelelően változik, így populációinak szaporodási sikere viszonylag kiegyenlített az esetleges gradációktól függetlenül (SOLHEIM 1984). A legtöbb más bagolytól eltérően világosan

is vadászik, napnyugta és napkelte körül a legaktívabb. Zsákmányállatait elsősorban látása segítségével észleli és nem csak a talajfelszínre lecsapva, de rőptében is vadászik, madarakat üzőbe vesz. A téli időszakban alaposan megcsappan zsákmányállatai mennyisége és hozzáférhetősége. A vastag hótakaró alatt képtelen zsákmányt ejteni, az énekesmadarak jó része a telelőterületekre távozik, a rágcsálópopulációk pedig az éves ciklus legmélyebb pontján vannak, így a kistestű törpekuvuk a téli időszakot csak nagy mennyiségű zsákmány raktározásával vészelheti át. Szűk nyílású (4–6 cm átmérőjű) raktáraiban hatalmas készleteket képes felhalmozni (odúként akár 100 táplálékállatot is), amikre egészen a hóolvadásig rájár (HALONEN és mtsai 2007).

Költési időszaka április-májusban kezdődik. Azon kevés bagolyfaj közé tartozik, amelyek csak a tojásrakás végeztével kezdenek kotlani a tojásokon, így a fészekalj egy időben kel. Fiatalok már első évesen költhetnek, az egyedek 6–8 évig élnek. Szűk odúbejáratának köszönhetően költését szörmés ragadozók nem veszélyeztetik, de csuszka és harkály által megsemmisített fészekaljról vannak adatok.

A gatyáskuikkal (*Aegolius funereus*) táplálékkompetícióban áll, ennek ellenére előfordulásuk átfedhet (SUHONEN és mtsai 2007). Az eltérő élőhelyigényű karvalybagollyal (*Surnia ulula*) nemcsak táplálékösszetételük azonos, de számos esetben megfigyelték, hogy a karvalybagoly törpekuvikot zsákmányol. KÖNIG (1998) szerint a törpekuvik az élőhelyátalakítást (kiterjedt erdőségek fragmentációját) követően a macskabagoly (*Strix aluco*) térhódítása miatt pusztult ki 1967-re a németországi Fekete-erdőből, de a tájleptéki újraerdősítések után a populáció sikeresen repatriálható volt.

Fiatalabb, odúhiányos állományokban költőládát szívesen elfoglal, leginkább a rémsentesen összerakott, sötét belsejű mesterséges odúkat kedveli (Pertti Lauri Saurola szóbeli közlése, 2003). A zavarásra nem kifejezetten érzékeny, időről-időre településeken is felbukkan. Bár a tülevelű, illetve elegyes állományokat előnyben részesíti a lomboserdőkkel szemben (BERAUDE és mtsai 2012, HENRIOUX és mtsai 2003), megtelepedése szempontjából a víz közelsége és az élőhely mozaikossága a legfontosabb tényező. A törpekuvik elterjedési területe alapján is feltételezhető, hogy a hőmérsékletnek is korlátozó szerepe van a faj előfordulásában (REDON és LUQUE 2011).

Mindent összevetve elmondható, hogy a természetesen mozaikoló, strukturálisan, elegyarányában, korszerkezetében diverz erdőállományok kialakítása potenciális élőhelyet teremt a törpekuvik számára is. A hegyvidéki, vízhez kötődő nyílt élőhelyek hiánya, illetve önmagában a szárazabb, melegebb középhegységi erdőtípusok dominanciája miatt azonban nem valószínű, hogy valaha is számottevő magyarországi törpekuvik-állományról beszélhetünk.

Gatyáskuvik (Aegolius funereus)

A gatyáskuvik (*Aegolius funereus*) Magyarország egyik legritkább fészkelő madárfaja. Bár korábban csak szörványosan észlelték (1926 és 1996 között mindössze 9 hazai adata van – HARASZTHY 1998), közel húsz éve azonban két pár költését is sikerült bizonyítani a Zempléni-hegységben (PETROVIC 1997). Védett, természetvédelmi értéke 50 000 Ft. Bár, közösségi jelentőségű madárfaj, de ritkasága miatt jelölőfajként egy Natura 2000 terület esetében sem szerepel. Rendkívül széles elterjedési területű holartikus fészkelő faj, világállománya (az IUCN besorolása értelmében) nem fenyegetett.

Meghatározóan északi/hegyvidéki elterjedése miatt a fenyvesek egyik jellegzetes madarának tekinthető, de egyértelműen nem magukhoz a túlevelű fajokhoz kötődik. Számára megfelelő élőhelyen szívesen elfoglal bármilyen fajokban keletkezett odút. Örökzöld állományokon kívül vegyes, de akár kizárólag lombhullató fajokból álló erdőkben is előfordul. Elterjedésének feltehetően főként hőmérsékleti és kompetíciós korlátai vannak (LÓPEZ és mtsai 2010, HAYWARD és VERNER 1994). Esetleges további hazai költései továbbra is elsősorban bükkösökben várhatók.

Nem territoriális, de a költőodúja közvetlen környezetét védelmezi a betolakodóktól. Észak-európai állományainak túlnyomó része (80–90%-a) az intenzív erdőgazdálkodási gyakorlat következtében kialakult odúhiány miatt mesterséges költőládákban fészkel. Természetes fészkelőhely-preferenciájáról emiatt főként Észak-Amerikából vannak adatok (HAYWARD és VERNER 1994). Igyekszik olyan helyet választani, ahol a fészkelő körül ritkásabban állnak a fák, kedveli a gyér aljnövényzetű területeket. Természetes üregeket élő vagy holtfában is elfoglal. Vastagabb, átlagosan 65 cm mellmagassági átmérőjű törzsekben, kb. 10 cm-es berepülőnyílással rendelkező odvakban költ előszeretettel. Hazánkban ez gyakorlatilag csak a fekete harkály (*Dryocopus martius*) által készített odvak mérettartománya. Mozgáskörzetén belül más és más élőhelytípusokat használ költésre, nappali pihenőhelyként és táplálkozásra. Mind európai, mind észak-amerikai vizsgálatok alátámasztják, hogy a *Pinus*-fajok által uralt állományok szuboptimálisak a számára, sokkal szívesebben használja a jegenye- és lucfenyő, illetve azoknak lombos fajokkal elegyes állományait. Mozgásterülete szélsőséges esetekben óriási is lehet: az USA-ban 1200 hektárnyi (LANE és mtsai 1994), egy norvég vizsgálat szerint pedig 200 hektárnyi (SONERUD és mtsai 1986). Telente még ennél nagyobb területen kényszerül összeszedni a zsákmányt.

A fajnak csak a legészakabbi populációi vonulók, de az egyedek nagy része kóborló (főként a fiatalok és azok közül is inkább a tojók). Egész elterjedési területén alacsony területhűséggel jellemezhető. Táplálék-

hiányos időkben hatalmas távolságokat megtesznek új otthonterületet keresve. Mobilitásuk miatt a párok általában csak egy-egy költési szezonra állnak össze. Mozgáskörzetén belül is szívesen vált fészkelőhelyt egyik évről a másikra. Ennek feltehetően ragadozó- és parazitaelkerülési okai vannak (SONERUD 1985a). A költési szezonban nappali pihenésre kifejezetten a sűrű állományrészeket keresi, ahol túlevelű, vagy sűrű lombú fajok koronájában pihenhet. Éjszakánként több kilométerre is eltávolodhat az odútól vadászat közben. Mivel könnyen tesz meg hosszabb távolságokat, akár egyetlen éjszaka leforgása alatt is felkereshet több táplálkozóhely-foltot, és hatalmas otthonterületet minden pontját rendszeresen látogatja.

Bár táplálékspecialista (80–95%-ban rágcsálókat zsákmányol), jól alkalmazkodik a térben – időben dinamikusan változó zsákmánykínálatához (KORPIMÄKI 1986). Mivel legszívesebben nyílt területeken (fenyveseken, tisztásokon, tarvágásokon és egyéb gyér aljnövényzetű erdei területeken, sőt néhol mezőgazdasági kultúrákban) vadászik, elsődleges zsákmányállatai az itt előforduló *Microtus* pocokfajok, kifejezetten zárt erdei, sűrű aljnövényzetben élő fajokat (*Apodemus* erdei egerek, *Clethrionomys* pocok) leginkább azok gradációja idején zsákmányol, amikor ezek populációi nyíltabb élőhelyfoltokban is megjelennek. Lesvadász: 2–9 m magasból pásztázza a talajt, mielőtt lecsapna. Alkalmanként cickányokat, madarakat, kételtűeket is elejt. Csak sötétedés után vadászik, más bagolyfajokhoz hasonlóan kb. 1 órával napnyugta után és nem sokkal napkelte előtt a legaktívabb. Északi élőhelyein a költési szezont megelőzően zsákmányállatokat halmozhat fel költőüregében, ez átsegíti a tojásrakásra készülő tojót és a kicsiny fiókákat a váratlanul beköszöntő időjárási viszontagságok miatti táplálékhiányon (KORPIMÄKI 1987).

Viszonylag gyors életmenetű állat. Átlagosan 6–7 évig él, a tojók már első évesen, a hímek általában 2 évesen költenek először. Állományainak nagy része elsőköltő egyedekből áll. A szaporodási siker viszonylag magas, az egyedek nagy része minden évben megkísérli a költést. A rágcsálóknál nagyobb méretű egyedekben nagyobb fészkelőhelyt rak. Az alkalmas költőhelyet a hímek – más bagolyokhoz hasonlóan – már tél végén elkezdik keresni, a tojásrakás már februárban megkezdődhet. Költését a nyuszt (*Martes martes*) predációja (SONERUD 1985b), ritkábban pelék veszélyeztetik. Korrelatív vizsgálatok alapján a macskabagoly (*Strix aluco*) predációja olyan mértékű a kirepült fiatalokon, illetve a felnőtt állatokon, hogy sok helyütt e faj jelenléte zárja ki a gatyáskuvik-populáció megerősödését (SHURULINKOV és mtsai 2003). Héja, illetve más nagyobb testű bagolyfajok zsákmányából is előkerülnek időnként maradványai.

A faj szempontjából veszélyeztető tényezőnek számít az idős, természetesen mozaikos erdőállományok területének csökkenése. Mesterséges odú kihelyezéssel az egyébként alkalmas élőhelyeken

elősegíthető az állomány megtelepedése, növekedése. Egyes vizsgálatok szerint költéskor a 4 m alatti, dél-délkeleti kitétséggű odúkat preferálja (LÓPEZ és mtsai 2010), de a zavartabb területeken az odú lehet valamivel magasabban is. Nyusztok ellen az odú alá és fölé erősített gallér hatékony védekezési módszer. Mind a zavarást, mind az élőhelyfragmentációt viszonylag jól tűri, finn adatok szerint az odú környezetében végzett erdészeti munkák sem tették tönkre a költését és mezőgazdasági területek széléhez közel (sőt, tarvágás közepére kihelyezett) költőládákat is elfoglal. Mivel kifejezetten igényli, hogy hűvösebb állományrészekben pihenhessen, illetve évek között váltogathassa a költőládát, a célterületen érdemes sűrűbben kihelyezni az odúkat. Legnagyobb esélye a szerkezetileg, fafajösszetételében diverz, kiritkuló és nyílt foltokkal tarkított erdőterületeken való tartós megtelepedésnek van.

Míndezzel együtt elmondható, hogy egy ilyen alkalmi fészkelő faj, bár kétségtelenül színesíti a hazai faunát, nem természetvédelmi prioritás Magyarországon. Az idős, természetesen mozaikoló erdőkben a fekete harkály jelenlegi, spontán állományerősödése kedvező feltételeket teremt a gatyáskuvik számára, amit kiváló diszperziós képességei alkalmassá tesznek a távolabbi forráspopulációkból való kiáramlásra. Hazai potenciális zsákmányállat-spektruma jóval szélesebb, mint az északi erdőségekben. Magyarországi állomány kialakítására a klímaváltozás várható közvetlen (hőmérséklet emelkedése) és közvetett (pl. macskabagoly élőhelyeinek esetleges kiterjedése a környező magashegyi területeken) hatásai miatt feltehetően nem érdemes természetvédelmi forrásokat elkülöníteni.

Fekete harkály (*Dryocopus martius*)

A fekete harkály (*Dryocopus martius*) a Nyugat-Palearktisz legnagyobb, közel varjú méretű harkályfaja. Kontinensünkön élő állománya – néhány országot leszámítva – alapvetően erősödik. A költőpárok számát jelenleg milliós nagyságrendűre (1,1–1,8 millió) becsülik. Magyarországon a legfrissebb adatok szerint 9400–13 100 pár fészkel (BIRDLIFE INT. 2015), amit alig tíz éve még 5–9 000 pár közé tettek (MME NB 2008).

Jelentős állományával párhuzamosan óriási elterjedési területtel bír Eurázián belül, ezért az IUCN az alacsony szintű, nem fenyegetett (LC) kategóriába helyezi. Nemzetközi szintű védettsége (Berni Egyezmény II függeléke; Madárvédelmi Irányelv közösségi jelentőségű madárfaja) és hazai védelmi helyzete is (13/2001. (V. 9.) KöM rendelet alapján védett, 50 000 Ft természetvédelmi értékkel) általánosan mondható.

A fekete harkályt korábban a koros, jó természetességű lombos erdők indikátorának tekintették, bár északon – Skandináviában és az orosz tajgán – feny-

vesekben is megtelepszik (GARMENDIA 2006). Széleskörű elterjedését segíti, hogy az élőhelyekben nem válogat: alacsony térszíneken akár puhafás állományokban, míg a magashegységekben 2000 m körüli magasságon lévő erdőkben is megtelepszik (GORMAN 2004).

Korábban hazánkban is leginkább a középhegységi és a dombvidéki idős bükkösök és tölgyesek fészkelője volt, ám egy ideje már más élőhelytípusokat (alföldi tölgyeseket, ártéri erdőket, sőt emberközeli parkokat, ligeteket) is elfoglalt, így napjainkra országszerte elterjedt madárfajjá vált. Mindebből adódóan állománya évtizedek óta folyamatosan növekszik.

Bár a fekete harkály elterjedéséről pontos adatokkal illetve felmérésekkel nem rendelkezünk, gyakorlatilag hazánk egyetlen tájáról sem hiányzik. Nyilvánvalóan a nagy kiterjedésű mezőgazdasági területeken, fátlan pusztákon valamint egyéb, számára alkalmatlan élőhelyeken nem fészkel, de ahol idősebb fákkal tarkított viszonylag nyugalmas helyre lel, ott hamar megtelepszik. Ez nem újkeletű folyamat, már az 1930-as években feltűnt térfoglalása (ZERGÉNYI 1934).

Mindemellett állandó madárnak tekinthető, a hazai állomány egyáltalán nem vonul, sőt a gyűrűzések tanúsága alapján az elmozgás sem számottevő, bár az elmúlt 50 évben jelölt madarak száma elég alacsony: mindössze 62 példányra került gyűrű (TÖRÖK 2009a).

Egy-egy pár kiterjedt otthonterületet használ, amelynek mérete elérheti a 400 ha-t is. A fészkelési időszakban nyilvánvalóan jóval kisebb területen mozognak, s már a tél végi, koratavaszi időszakban megindul a revírek felosztása, amely sokszor látványos összetűzésekkel és feltűnő hangoskodással jár.

Odúját 7–8 m (szélsőséges esetekben 1,5–30 m) magasságban készíti, akár több bejáratral, gondolva a legfőbb szőrmés predátor, a nyuszt (*Martes martes*) előli menekülésre.

Még az olyan nagy keménységű fafajokat, mint amilyen a bükk is, képes megmunkálni, és ugyan jelentős ráfordítással, de odút ácsol belé. Ha teheti, olyan fát választ, amelynél a belső, holt szövetek korhadása már kiterjedt (ÓNODI és WINKLER 2014).

Az elkészített odú meghaladhatja a 10 cm szélességet és a 15 cm hosszúságot (jellemzően ellipszis alakú vagy szinte négyszögletes a bejárat), mélysége akár 60 cm is lehet (GORMAN 2011). Jellemző kép, hogy egy-egy idősebb fán (hazánkban jellemzően méretes holt bükkön) szinte lakótelepként láthatóak az évek alatt elkészített – és akár beköltözött albérlőkkel rendelkező – különböző méretű odvak.

A fentiek okán nem meglepő, hogy egy-egy jól bejáratott odút akár évtizedekig (több generáción át) is használnak, amellet, hogy számos más faj – hazánkban első helyen a kék galamb (*Columba oenas*), amelynek elterjedt népi neve nem véletlenül odúgalamb – is előszeretettel foglalja azokat. Hazai szinten a nagyobb termetű másodlagos odúlakók közé vehető még a macskabagoly (*Strix aluco*) és – bár jóval

ritkábban – az uráli bagoly (*Strix uralensis*) is (PETROVICS 2009). Európai szintű vizsgálatok alapján ismert, hogy egyes odúlakók – így a hazánkban csak alkalmilag fészkelő kercedéce (*Bucephala clangula*) és gatyáskuvik (*Aegolius funereus*) – költőállományának szabályozásához is hozzájárul a fekete harkály, így erdei kulcsfajnak tekinthető (GORMAN 2004).

A fekete harkály fiókái mintegy két hét kotlási idő után kelnek ki és további három hétig lakják az odút, mielőtt elhagynák azt.

Mint nagy testű, ezáltal nagyméretű odvakat készítő faj, egyike a legfontosabb erdei ökoszisztéma-mérnök fajoknak: számos élőlény támaszkodik a fekete harkály által kialakított mikrohabitatokra. Ez a nem csak a hosszú idő alatt ácsolt, méretes odvakra vonatkozik, hanem a táplálkozás során kialakított résekre és egyéb menedékhelyül szolgáló járatokat is jelenti. Gyakran keresi fel a lóhangyák (*Camponotus* spp.) által használt fákat, amelyeket azok a törzs alsó része felől fokozatosan felfelé haladva rágnak. A harkály a fák törzsének alsó részét megbontja, jellegzetes lyukakat, vésésnyomokat hagyva, amelyek számos odúlakó élőlény számára szolgálnak lakhelyül (ÓNODI és WINKLER 2014).

Hasonló helyzetet eredményez az a folyamat, amikor a pár elkezd az odút ácsolni, aztán valamilyen oknál fogva ezt félbehagyja és más fészkelőhelyet választ. Előfordul, hogy az ilyen félig kész odút a következő év tavaszán fejezi be (GORMAN 2004).

A faj hazai állományának hosszú távú megőrzése elvileg nem jelenthet gondot. Ennek kulcsa a kedvező állapotú élőhelyek elérése és fenntartása, amely egyaránt feladatokat jelent az üzemtervezett erdőkkel gazdálkodóknak és az emberközeli (másodlagos) élőhelyeken lévő parkok és ligetek kezelői számára.

Német és francia példák alapján ismert, hogy a természetközeli erdőgazdálkodás bevezetése és széles körű elterjesztése a fajra is pozitív hatással volt (GORMAN 2004).

Az üzemtervezett állományok esetében tehát kedvező a szálalóvágásra, szálalásra vagy az átalakító üzemmódról való áttérés. Ezzel együtt nem hagyható el a táji léptékben is számottevő méretű (min. 20 ha kiterjedésű) többé-kevésbé egybefüggő idős, hazai honos fajokból álló erdőtömbök kialakítása, a koroszlás széthúzása és a vágáskorok lehetőség szerinti megemlése. Szintén fontos törekedni a természetes felújításra, mesterséges felújítás, illetve erdőtelepítés esetén a mélyműveléses talaj-előkészítés elhagyására.

Hazai terepi megfigyelések szerint (Magas-Börzsöny, bükkös régió) előszeretettel használja a vágásterületen maradt idős hagyasfákat, hagyasfa-csoportokat, főként, ha az alatt az újulat már kelendő magasságot (2–4 m) ért el ahhoz, hogy ne tűnjön teljesen „üresnek” a táj.

E faj lehetőségeit is komolyan csökkentheti a folyómenti élőhelyek átalakítása, a jelenlegi hazai honos fajokból álló természetközeli értéki erdők intenzívebb

művelésű fajokkal való leváltása (esetleges nemesnyár- és fűzültetvények), az idős állományok, koros, akár elhaló fákból álló foltok eltűnése.

Szintén fontos élőhelyszerkezeti elem a holtfa, amelynek mennyisége és minősége meghatározó a faj előfordulása szempontjából (GARMENDIA 2006). Az állományban található koros, túltartott, elhaló odvas és/vagy lábbon száradt faegyedek meghagyása, böhöncök kímélete igen fontos.

Középhegységi bükk uralta élőhelyeken a fekete harkály élőhelye jelentős mértékben átfed a fokozottan védett fehérhátú fakopáncssal (*Dendrocopos leucotos*). Ez utóbbira vonatkozó erdőtervezési előírások (részletesen lásd ott) jótékony hatással vannak a fekete harkály számára is, s – mint tág tűrésű faj – fennmaradási esélyeit növelik.

A kezelt parkok és ligetek valamint egyéb emberközeli élőhelyek esetében legfontosabb az idős faegyedek és az elhaló példányok lehetőség szerint minél hosszabb időn keresztül megtartása akár csonkolt, az esetleges látogatókra nézve veszélyt kevésbé jelentő formában.

Fehérhátú fakopáncs (*Dendrocopos leucotos*)

A fehérhátú fakopáncs (*Dendrocopos leucotos*) a hazai magasabban fekvő erdők (kifejezetten a bükkösök) ikonikus madara. Annak ellenére, hogy európai állománya jelentős méretű (200–600 ezer pár), bizonyos területeken (elsősorban a faj elterjedés határán lévő, illetve kedvelt faja, a bükk elterjedési területén kívül eső Svédországban) detektált drámai csökkenése (AULÉN 1988) és más országokban tapasztalt fogyatkozása okán kiemelt védelmet érdemel. Mindez nemzetközi (Berni Egyezmény II függeléke; Madárvédelmi Irányelv közösségi jelentőségű madárfaja) illetve a hazai védelmi jogszabályokban is tükröződik (fokozottan védett, 250 000 Ft természetvédelmi értékkel).

Mivel gyakorlatilag táplálékspecialista (elsősorban nagytermetű cincérlárvákkal táplálkozik, amelyeket holtfákból szerez meg), éppen ezért az erdőgazdálkodói beavatkozásokkal könnyen befolyásolható jelenléte, avagy hiánya (BLICHARSKA és mtsai 2014). A viszonylag csekély számú hazai vizsgálat alapján kirajzolható, hogy ez a faj erősen kötődik a magasabb dombvidékek vagy méginkább alacsony hegyvidékek 500 m körüli magasságában elhelyezkedő, nagyobb kiterjedésű természetközeli erdőállományaihoz. Ezekben belül olyan részletekben foglal revírt, ahol nagyobb mennyiségben van elhaló vagy korhadt lombhullató fa, mivel ez számára nélkülözhetetlen élőhelyszerkezeti elem. Odúját jellemzően holt vagy elhaló ágrészbe, törzsbe ácsolja, valamint a táplálékkereséssel eltöltött ideje is legfőképp az álló és fekvő holtfához köthető (CZÁJLIK és HARMOS 2000).

Bár a faj hazai elterjedési területe nem mondható egybefüggőnek, előfordulási helyei a természetközeli,

nagyobb mennyiségű elhaló és holtfával jellemezhető, zömében egykorú, 60 évnél idősebb bükkös állományokban található, bár előnyben részesíti az elegyfajokat (elsősorban gyertyánt) bőven tartalmazó erdőket. Kedveli a jelentős holtfa mennyiséggel rendelkező helyeket, kiemelten azokat, ahol méretes fekvő holtfák is nagyobb relatív arányban vannak jelen (SZEKERES 2014). Mivel – a harkályokra jellemzően – monogám és territoriális faj, valamint a párok hosszabb ideig együtt maradnak, viszonylag kiterjedt (akár 100 hektárt meghaladó) otthonterületet használnak (GORMAN 2014).

A fehérhátú fakopáncs magyarországi állomány-nagyságára vonatkozóan nincsenek pontos adatok, egyes források 250–400 párra (MME NB 2008), míg mások 260–760 párra (BIRDLIFE INT. 2015) teszik. Elterjedése gyakorlatilag lefedi a számottevőbb kiterjedésű bükkös erdőségekkel jellemezhető tájakat: az Északi- és Dunántúli-középhegység területei mellett szórványosan a Zalai-dombságban és a Kőszegi-hegységben fészkel.

Költőterületein a pársűrűség 0,5–4 pár/km² közötti lehet, mely nagyban függ az élőhely minőségétől. CZÁJLIK és HARMOS (2000) hazai vizsgálatai alapján jól kirajzolódik, hogy a gazdálkodási hatásoktól hosszú ideje mentes, természetyszerű idős bükkös területeken mintegy háromszorosa a költőpárok sűrűsége a jellegében hasonló adottságú, de intenzíven kezelt erdőkéhez képest.

Hazai és Közép-európai tapasztalatok alapján az 1,5–2 pár/km² tekinthető (megfelelő élőhelyszerkezeti elemekkel ellátott, természetyszerű erdő esetén) realitásnak. A Börzsöny területén végzett felmérések alapján – az előbbi sűrűség esetén – mintegy 10–30 ha-os kiterjedésben foglalnak a párok territóriumot (SZEKERES 2014).

Bár a fészkelési időn kívül is ragaszkodik revírjéhez, ilyenkor esetenként akár nagyobb távolságra is eljárnak a lazán együtt mozgó párok. Ha a revíren belül megfelelő táplálkozóhelyre lelnek (ez börzsönyi megfigyelések szerint lábon álló, hómentes gyertyán száradék, amelyet teljesen letisztít), akkor a zord időszakban viszonylag kis (5–20 ha) területet használnak.

Költéskor – ha teheti – előszeretettel választ patak-völgyek közelébe eső erdőterületet, vagy akár a völgytalpon lévő állományban álló rezgő nyárban, mézgás égerben ácsol odút. Magasabban fekvő erdőkben a bükk lombfakadásával egy időben kezdi aktívan használni a revírt, illetve ácsolni az odút. E tevékenységének köszönhetően kulcsfajnak tekinthető, hiszen számos odúlakó madár és (kis)emlős megtelepedését, elterjedését, illetve fennmaradását segíti erdeinkben.

A fehérhátú fakopáncs Európa legritkább harkályfaja (HAGEMEIJER és mtsai 1997). Ennek fő oka a természetyszerű erdőterületeket gazdasági céloknak alárendelő gyakorlat volt, amelyet tetézt a faj számára szükséges élőhelyszerkezeti elemek (fekvő holt-

fa, száradék stb.) „száműzése”. Ennek köszönhető az a sokat emlegetett finn példa, ahogy a faj gyakorlatilag a kutatók szeme láttára pusztult ki (VIRKKALA és mtsai 1993). Szerencsére ez a folyamat megfordítható volt: kedvező gyakorlattal és beavatkozásokkal (és megfelelő forrás-állománnyal) a faj két évtized alatt újra belakta a korábban elhagyott területeket (LEHIKOINEN és mtsai 2011).

Az említett veszélyeztető tényezők hazai szinten is fennállnak, természetesen táji léptékben gondolkodva. Mivel a faj nem rendelkezik egybefüggő elterjedéssel, ezért fokozottan érvényesülhet egy-egy kedvezőtlen folyamat hatása, az esetleges eltűnést pedig nehezen követi új benépesülés. Napjainkban erre a Dunántúl egyes részein látható példa, ilyen pl. a Gerecse maroknyi (együttal nem túl stabil) állománya, vagy a Pilis–Visegrádi tömb (élőhelyi adottságai ellenére) szintén alacsony szintű kolonizációja. Ezek háttérben vélhetően különböző erdészeti beavatkozások (pl. a bükkösöket érintő véghasználatok, megfelelő mennyiségű és méretű holtfa visszahagyásának hiánya, és a böhöncök, elhaló faegyedek valamint a száradék kitermelése) állnak.

A fehérhátú fakopáncs védelmét és állományának megőrzését hosszú távon az erdőgazdálkodók által alkalmazott módszerek szavatolhatják. Mint fokozottan védett faj, az erdőtervezési folyamatban kiemelt szerepet kap, a már elkészült erdőterv-rendeletekben (pl. a Börzsöny nyugati oldalát – ahol a faj jelentős állománya él – magában foglaló Nagymarosi Körzetben) külön nevesítve vannak a fajjal kapcsolatos teendők:

- A nagy mennyiségű holtfát igénylő fehérhátú fakopáncs előfordulási helyein – amennyiben a faállomány szerkezete lehetővé teszi – a keletkező és elbomló holtfaanyag egyensúlya mellett hektáronként legalább 15 m³ mennyiségű fekvő holtfát kell visszahagyni. (6. melléklet a 85/2012. (VIII. 6.) VM rendelethez, 6.1.3. pont)
- A fehérhátú fakopáncs erdőtervben rögzített előfordulási helyén a vegetációs időszak március 15-én kezdődik (6. melléklet a 85/2012. (VIII. 6.) VM rendelethez, 11.2.b. pont)

A jelen gyakorlat szerint az érintett üzemtervek éves vágásbesorolásai során rendre sikerül rögzíteni a faj élőhelyét, rendszeres előfordulási területeit jelentő részleteket, ahol ezáltal (az említett példát tekintve) 15 nappal korábban kell végezni a fahasználati munkákkal.

Mivel a revírek centrumai, illetve a konkrét fészkelőhelyek (odúk) csak nehezen, nagy ráfordítással azonosíthatók, valamint ezek helye évről-évre változhat, ezért ezen faj esetében nincs konkrétan alkalmazott védőzóna és nem jellemző az egyedileg (természetvédelmi hatóság által kiadott határozattal) gazdálkodástól mentesített terület (erdőrészlet) sem. Nem

ismert olyan jellegű vizsgálat, amely a faj zavarásra való érzékenységét taglalná, ugyanakkor hazai terepi megfigyelések szerint a koratavaszi territóriumfoglalás idején zajló rövid ideig tartó fahasználati munkák a későbbi költést nem hiúsították meg (megjegyzendő, hogy a faj jó minőségű, állandó élőhelyén). A faj ezen a területen – a kismértékű zavarás ellenére – a későbbiekben is jelen volt (SZEKERES 2014). Bár nem tudható pontosan, hogy a fehérhátú fakopáncs számára milyen mértékben fontos paraméter a nyugalom, mindenesetre az említett korlátozások miatt ebben az esetben is olyan ernyőfajként tekinthetünk rá, amely más (érzékeny és ritka) erdei fajok megtelepedési és fennmaradási esélyeit növeli.

Kiemelt jelentőségű a faj számára az élőhelyeül szolgáló erdőterületek természetessége. A kiterjedt bükkös állományok megőrzése alapvető, ez a jelenlegi erdőrendezési keretekkel és a védett természeti területeken folyó gazdálkodási gyakorlat mellett többé-kevésbé biztosítottak tűnik. A hatályos erdőtörvény kimondja, hogy az erdőrészek természetessége – az okszerű gazdálkodás mellett – nem romolhat.

Az elmúlt évtizedek kedvező irányú változása, hogy a bükkösök túlnyomó része átkerült vágásból átalakító, szálaló, illetve faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba. Az erdészeti beavatkozások az átalakító és szálaló üzemmódoknál kisebb léptékűek a „hagyományos” vágásos üzemmódban alkalmazottaknál, így az élőhelyek minősége nem változik drasztikusan és – folyamatos erdőborítás mellett – a faállomány szerkezete is változatosabb lesz. Célszerű azonban figyelembe venni, hogy bármely üzemmód mellett kulcsfontosságú az idős állományrészek, a méretes fák és a legkülönbébb méretű és állapotú holtfa megléte!

Ez utóbbinál külön érdekesség, hogy az erdőtervek által előírt 15 m³/ha érték – hazai vizsgálatok alapján (SZEKERES 2010, 2012) – épp a faj jelenlétének küszöbén van, hiszen a lakott élőhelyeken ez az érték minden esetben meghaladta a 20 m³/ha-t. Ennél is fontosabb azonban a holtfa méretbeli eloszlása, mivel a (20 cm átmérőnél nagyobb) fekvő törzsek, holtfa-darabok hiánya esetén az adott erdőrészletben a faj tartós jelenléte esetleges (SZEKERES 2014).

A jelzett kezelési lehetőségek során törekedni kell arra, hogy azok minimum 10 ha-os élőhelyfoltot érintsenek, amit a faj revírnagyságának minimuma indokol. Különösen fontos a bükkösökkel érintkező, völgyalakban lévő elegyes állományok kímélete, és a törmelékeltől álló erdők fenntartása. Ez utóbbiak (bár sokszor – talajvédelmi okokból – eleve faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba vannak sorolva) gazdálkodói és egyéb (pl. turisztikai és más terület-használati) szempontból is kevésbé terheltek, és sokszor erősebben érvényesülnek bennük a természeti folyamatok (pl. bolygatásokból adódó szerkezeti változások, holtfa képződés stb.).

Vágásos üzemmód esetén a véghasználattal érintett erdőrészekben az egyedi hagyásfák (böhöncök) mellett szükséges (az erdőtörvény által lehetővé tett módon) – a faállomány élőfakészletének 5 százalékos mértékéig – facsoportok visszahagyása.

Kis légykapó (Ficedula parva)

A kis légykapó (*Ficedula parva*) hazánk egyik legritkább énekesmadara. Mivel a magasabban fekvő, jó minőségű természetszerű erdőtársulásokat igényli (NÉMETH 2000), ezért szórványosan és kis számban fordul elő középhegységeinkben.

Európai állománya ugyan hullámzó, de jelentős mértékű (250–650 ezer pár). Hazai állománya csökkenő tendenciát mutat, amelyet jelentős optimizmussal 60–150 pár közé tesznek a legújabb becslések (BIRDLIFE INT. 2015). Nemrégiben – a ma már sajnos – még kevésbé reálisnak tűnő 100–300 páros állomány nagyság szerepelt az irodalomban (MME NB 2008), míg a valós helyzet ennél jóval rosszabb lehet, kb. 30–50 pár (Deme Tamás személyes közlése, 2015).

A teljes elterjedési területet nézve a faj helyzete stabilnak mondható, ezért az IUCN a nem fenyegetett (LC) kategóriába sorolja. Ugyanakkor nemzetközi szintű védettsége (Berni Egyezmény II függelék; Madárvédelmi Irányelv közösségi jelentőségű madárfaja) mellett a hazai védelmi jogszabályok (13/2001. (V. 9.) KöM rendelet) alapján is kiemelt jelentőségű faj (fokozottan védett, 100 000 Ft természetvédelmi értékkel).

A kis légykapó kedvelt élőhelyei Európa-szerte hasonlóak: lehetőség szerint olyan idős – főként bükk uralta – lombhullató vagy akár vegyes erdőt választ, amely közelében vízfolyás található és elég gazdag az aljnövényzet. Alapvetően középhegységi elterjedésű, de a magashegységek megfelelő élőhelyeit is elfoglalja, sőt ez a faj hatol a légykapók közül a legmagasabbra, akár 2000 m fölé (CRAMP és PERRINS 1993).

Hazánkban is a középhegységek madara (OTT 1986). Fészkelőhelyét tekintve elsősorban a középkorú és öregebb bükkösökben találjuk, de helyenként megtelepszik hasonló korú gyertyánosokban is. A Bükkben előkerült már elegyes lomboserdőből és lucfenyves-bükkösből is (SCHMIDT 1998). Terepi megfigyelések szerint a Börzsöny területén előszerttel választja a patakok forrásvidékén lévő idős bükkös katlanokat és az azok közelében lévő sűrűbb, de változatos koreloszlású állományokat. A jó adottságokkal rendelkező ilyen helyeken akár a vízfolyástól eltávolodva a hegyoldalban is észlelhetők a revírtartó hímek (SELMECZI KOVÁCS megjelenés alatt).

A Kőszegi-hegységben végzett élőhelyválasztási vizsgálatokból levont tapasztalatok alapján szintén az említettek a meghatározók, jelesül: a vízfolyás közelsége, a faállomány jelentős kora és a bükk magas elegyaránya (NÉMETH 2000).

Legkedveltebb fészkelőhelyeit a korhadások, ágtörések helyén keletkező félig nyitott természetes odvak és repedések jelentik, ezeket változatos magasságban (1,5–20 m között) foglalja (CRAMP ÉS PERRINS 1993). Más fajok (elsősorban harkályok) által készített üregekbe is bekölt, valamint elfogadja a revírben felkínált mesterséges fészkelőodúkat is. Költése hazánkban május–június folyamán történik, a kotlási idő és a fiókák röpképességének elérése kb. két-két hét (SCHMIDT 1998).

Bár kevés ilyen irányú vizsgálat ismert, a kedvező lengyel élőhelyeken a pársűrűség 2,0 pár/10 ha értéket mutatott (WESOŁOWSKI ÉS mtsai 2002), míg ez a hazai vizsgálatok alapján jóval (akár egy nagyságrenddel) kisebb (NÉMETH 2000). Rokon fajaitól eltérően a kis légykapó alapvetően monogám, de ritkán előfordul a többnejűség is (MITRUS ÉS SOĆKO 2005). Hazánkban is kimutatták politerritoriális viselkedését a Mecsekben, s mivel ez más területeken is feltételezhető, ennek révén a hazai elterjedésre és állomány nagyságra vonatkozó vélemények és számítások felülvizsgálatra szorulhatnak (DEME megjelenés alatt).

A kis légykapó – kizárólagos rovarévíz lén – vonuló madár: minden állománya elmozdul a költőhelyéről (CRAMP ÉS PERRINS 1993). Külön érdekesség, hogy nem a klasszikus észak-déli irányú vonulási folyosókat használja, hanem a nyugat-keleti irányt. Állományának zöme Pakisztán és India területét választja telelése helyéül, bár nagyon ritkán megfigyelnek Európában – így hazánkban is (BEBESI 2014) – vonulásból visszamaradt, vagy akár áttelelést megkísérlő példányokat is. Magyarországon április és október között tartózkodik; későn érkező madár, jellemzően április utolsó vagy méginkább május első napjaiban kerülnek távcső elé az első éneklő hímek. Lengyel vizsgálatok alapján az érkezés lassan korábbra tolódik, amelynek klimatikus okai vannak (MITRUS ÉS mtsai 2005).

A vonulási csúcs hazánkban augusztus–szeptember fordulójára esik (TÖRÖK 2009), ezután már keletebbre húzódnak a madarak, amit jól jelez, hogy a romániai Dobruzsában szervezett – több hónapon át tartó – gyűrűzőtáborban szeptember közepén százas nagyságrendben fogják a faj vonuló egyedeit. Itt a tavalyi évben alig két hónap alatt közel 1400 kis légykapóra került gyűrű (MÁRTON 2014), míg hazánkban 1951–2006 között mindössze 459 példányt jelöltek (TÖRÖK 2009b).

Vonuláskor a faj egyedei a legkülönbözőbb élőhelyeken bukkannak fel: kifejezetten kedvelik az alföldi területeket, a vizes élőhelyek közelségét. Ilyenkor nádasokban, bokorfüzesekben, de akár városi parkokban, ligetekben is megfigyelhetők.

A kis légykapó hosszú távú hazai megmaradása kérdéses, amely több tényezőtől fakad. Egyfelől a hosszútávú vonulókat általánosan érintő (az elterjedési területen kívül álló) kedvezőtlen folyamatok, másfelől a költőhelyek minőségében bekövetkező

változások összegző hatása vezet oda, hogy egyes területekről a faj egyszerűen „elkopik”. Nyilvánvalóan ezen területek nem az optimumban elhelyezkedő élőhelyeket tartják fenn, de esetenként meglepő a tapasztalt csökkenés mértéke. Ez hazai szinten legfőképp a Dunántúl amúgy is csekély számú állományát érinti, első helyen a Mecsek és a Bakony tekintetében (DEME megjelenés alatt).

A korábban említett legfontosabbnak látszó hármas kritérium egyre kevesebb helyen áll fenn tartósan, amelynek klimatikus okai is vannak: lásd a középhegységi vízfolyások általános vízhiányának problematikáját.

Hasonlóképp nem kedvező a faj számára, ha a szükséges élőhelyszerkezeti elemek drasztikus változást szenvednek vagy jelentős területről hiányoznak, erre élő példa a Börzsöny északi területén lévő, korábbi – klasszikusnak mondható, évtizedek óta használt – revírek, jelesül az Oszlopó- és Rakottyás-völgy „kiürülése”. Mindkét esetben bár jónak látszó élőhelyek vannak a völgyekben, de a térségben – a csatlakozó hegyoldalokban – jelentős mértékű véghasználatok voltak, amit a 2014 év végi jégtörések tetézték.

A Kőszegi-hegység területén leírt tapasztalat alapján ismert, hogy az intenzív fakitermelés mellett háborítatlanul hagyott foltok nem nyújtanak elégséges élőhelyet, így 2013 során korábban rendszeresen használt revírek ürültek ki a Hármaspatak völgyében (NÉMETH 2013).

A kedvezőtlen hatásokat erősítik egyes erdőgazdálkodói beavatkozások, mint az idős bükkösöket érintő véghasználatok, az álló holtfa visszahagyásának hiánya, vagy a böhöncök, elhaló faegyedek és a száradék kitermelése.

Kiemelt jelentőségű a faj számára az élőhelyeül szolgáló erdőterületek természetességének megtartása, erősítése. A bükk uralta természeteszerű állományok megőrzése alapvető fontossággal bír, de ez a jelenlegi erdőrendezési és – legalábbis a védett természeti területeken folyó – gazdálkodási gyakorlat mellett többé-kevésbé biztosítottak tűnik.

Az elmúlt évtizedek kedvező irányú változása a bükkösöket érintő üzemmód váltások elterjedése: ezek túlnyomó többsége átkerült a vágásosból átalakító, illetve szálaló üzemmódba. Ezeknél az erdészeti beavatkozások kisebb léptékűek, így az élőhelyek minősége nem változik drasztikusan és – folyamatos erdőborítás mellett – a faállomány szerkezete is változatosabb lesz. Kiemelten fontos azonban, hogy bármely üzemmód mellett lehető legnagyobb részben fenntartandók az idős állományrészek, ahol megfelelő mennyiségben állnak rendelkezésre méretes fák és a legkülönbözőbb méretű és állapotú holtfa!

Vágásos üzemmód esetén a véghasználattal érintett erdőrészekben az egyedi hagyásfák (böhöncök) mellett szükséges (az erdőtörvény által lehetővé tett módon) – a faállomány élőkészletének 5%-os mértékéig – facsoportok visszahagyása.

A faj védelmét és állományának megőrzését épp az erdőgazdálkodók által alkalmazott módszerek szavatolhatják. Mivel a fokozottan védett státuszba csak nemrég került, az elmúlt években készült erdőtervekben még nem kapott különösebb szerepet a faj jelenléte. Ez a jövőben vélhetően változni fog, amihez a következő ajánlások adhatók:

- Az ex lege védettséget élvező források létét biztosító intézkedésekkel egybecsengő módon ezeknél minimum 100 m sugarú körben a fahasználat elhagyandó (azaz teljes térbeni és időbeli korlátozás indokolt).
- A vízfolyások mentén egy famagasságnyi terület kímélete szükséges (ezeknél szintén indokolt a teljes tér- és időbeli korlátozás).
- A kis légykapó erdőtervben rögzített előfordulási helyein 100 m-es sugarú körben az álló holtfa és a száradék kitermelése elhagyandó (ugyancsak teljes tér- és időbeli korlátozás).

Mivel a faj későn érkezik és viszonylag korán indul el a költőhelyéről, ezért a vegetációs időt érintő vagy egyéb időbeli korlátozásra nincs szükség (természetesen az egyedi eseteket leszámítva).

A kis légykapó elfogadja a számára felkínált mesterséges fészkelőhelyeket, így bizonyos esetekben célszerű az élőhely ilyen irányú kínálatának bővítése. A bükkös patak völgyek esetében – ismert revírekben – sávyszerűen 10–15 odú kihelyezése jelentős eséllyel növeli a faj sikeres fészkelését (Deme Tamás személyes közlése, 2015).

Örvös légykapó (*Ficedula albicollis*)

Az örvös légykapó (*Ficedula albicollis*) a hazai erdők klasszikus másodlagos odúlakó madárfaja, amelynek jelenléte nagyrészt a holtfáktól, illetve az odúkészítők elhagyott odvaitól függ (ÓNODI és WINKLER 2014).

Mint európai faunaelem, állományának jelentős része – 1,5–3,9 millió pár – kontinensünkön él (BIRDLIFE INT. 2015). Populációjának trendje szinte minden országban emelkedik, s nincs ez másképp hazánkban sem (SZÉP és mtsai 2012), ahol az elmúlt két évtized erős növekedése mellett jelenlegi állományát 70–145 000 pár körülre teszik (BIRDLIFE INT. 2015), amely a legnagyobb méretű költőállományok egyike.

Elterjedési területén megfelelő állománnyal bír, így az IUCN általi besorolása alacsony szintű: a nem fenyegetett (LC) kategóriába tartozik. Ennek köszönhetően nemzetközi szintű védettsége (Berni Egyezmény II függeléke; Madárvédelmi Irányelv közösségi jelentőségű madárfaja) és a hazai védelmi helyzet (13/2001. (V. 9.) KöM rendelet alapján védett, 25 000 Ft természetvédelmi értékkel) általánosnak tekinthető.

Az örvös légykapó középhegységi erdeink gyakran mondható odúlakója. A nyíltabb lombos állo-

mányokat kedveli, elsősorban olyan bükkösökben, gyertyános-tölgyesekben és tölgyesekben költ, ahol jelentős mennyiségben talál idős fákat, facsoportokat (KRAJL és mtsai 2009). A fiatalos állományokat és a zárt fenyveseket elkerüli, bár fenyő-elegyes állományokban esetenként csakúgy megtelepszik, mint idős ártéri erdőkben, felhagyott gyümölcsösökben és nagy fákkal tarkított arborétumokban, parkokban.

Közeli rokon faja az északabbi elterjedésű, hűvösebb és nedvesebb klímát kedvelő kormos légykapó (*Ficedula hypoleuca*), amellyel alkalmoszerűen hibridizálódik. Hazánkban ez a faj ritka fészkelő, de Európa nyugati és északi felén jelentős mennyiségben költ, állománya tízszerese az inkább közép-kelet-európai elterjedési súlypontú örvös légykapóé (BIRDLIFE INT. 2015).

Hosszútávú vonuló, a telet Afrika egyenlítői területei alatt tölti, ahonnan viszonylag későn érkezik vissza. A klimatikus változásokkal összefüggésben költési ideje az 1980-as évektől kezdődően egyre korábbra tolódik (WEIDINGER és KRÁL 2007).

Magyarországra április közepétől érkeznek – más fajokhoz hasonlóan – elsőként az idősebb hímek, amelyek sikeresebben foglalnak odút. A fiatalabb hímek és a tojók ezekhez képest mintegy 2–5 nappal később érkeznek a költőhelyekre (TÖRÖK 2009c).

Számos vizsgálat alapján tudható, hogy ugyan a hímek túlnyomó többsége szociális monogámiában él, de akár 10%-uk is poliginné válhat (TÖRÖK 2009c).

Bár hazánkban jelentős mennyiségű (közel 40 000) örvös légykapót jelöltek, a külföldi megkerülések száma ehhez képest elenyésző.

Őszi vonulása során a nyugati állomány korábban, míg a hazaiak kicsit később, elnyújtott módon indulnak meg. A pontos telelő-terület nem ismert, mindössze néhány megkerülés bizonyítja közép- és dél-afrikai téli állomáshelyüket.

A fészkelőhelyen meglévő odúkínálat a faj jelenlétének legfontosabb szabályozója. Mivel rendkívül területhű madár, az április derekán visszaérkező hímek gyakran kénytelenek komoly harcot vívni az egyéb odúlakókkal, első helyen a széncinegékkel (*Parus major*), amelyek ilyenkor már leginkább a tojásokon ülnek (TÖRÖK 1998a).

Egy-egy pár revírja a költőhely közvetlen környékére korlátozódik, de a hímek egy része (5–8%) az elsődleges tojó (odú) mellett néhány száz méterre egy másodlagos tojót (odút) is véd, bár ez utóbbinak jóval szerényebb eréllyel segíti fiókanevelését. Kivételes esetben megfigyeltek már három tojóval párban lévő hímeket is (TÖRÖK 1998a).

Általában évente egyszer költ, kivételesen jó viszonyok idején kétszeri fészkelése sem kizárt. 5–7 tojásból közel két hét kotlási idő után kelnek fiókái, amelyek további 14 napot tartózkodnak az odúban mielőtt kirepülnének (CRAMP és PERRINS 1993).

Az örvös légykapó kizárólagos rovarrevő, nevéből következően is főként a repülő rovarokra (kétszár-

nyúakra és hártványúakra) vadászik. A fiókanvelés idején ez a táplálékszerzési mód megváltozik, ilyenkor a lomboserdőben élő rovarokra és pókokra, valamint hernyókra áll rá, amelyeket levelekről és hajtásokról csippent fel (CRAMP és PERRINS 1993).

Az örvös légykapó a hazai lombos erdők egyik minőségjelző madara. Állományának fő szabályozója (természetesen a megfelelő táplálékellátottság mellett) a kellő mennyiségű, fészkelésre alkalmas odú. Ezek nem feltétlen harkályok által vájt odvak, hanem a természetes folyamatok révén képződő (pl. kikorhadt ágcsomok helyén létrejövő) üregek (SACHS-LEHNER 1995).

Épp ezért rendkívüli fontosságú számára (bármely üzemmód mellett) az idős állományrészek, a méretes fák és a legkülönbébb méretű és állapotú holtfa meghagyása. Vágásos üzemmód esetén a véghasználatlalt érintett erdőrészekben az egyedi hagyásfák (böhöncök) mellett szükséges (az erdőtörvény által lehetővé tett módon) – a faállomány élőfakészletének 5 százalékos mértékéig – facsoportok visszahagyása.

Sikeres védelmét, állományának megőrzését hosszú távon az erdőgazdálkodók által alkalmazott módszerek szavatolhatják. Az örvös légykapó jól láthatóan a mind inkább teret nyerő természetközeli erdőgazdálkodási módszerek egyik nyertese, hiszen az erdőterületek természetességének fokozása (megtartása), a folyamatos erdőborítás, egyes vagy csoportos fák véghasználatkori visszahagyása, az álló és fekvő holtfa mennyiségének esetleges növekedése – vagy legalábbis más fajok előfordulása miatti előírás-szerinti megmaradása –, a szálalóvágásos, szálalásos és átalakító üzemmódok alá tartozó állományok növekedése mind pozitív hatást fejt ki (MOSKÁT 1988).

Lényeges és fontos elem a középkorú erdők (főként a tölgy uralta „jól kezelt”, azaz egészséges állományok) odúkínálatának mesterséges fészkeléssel való dúsítása. Az örvös légykapó szívesen veszi a felkínált lehetőséget, s mivel kis revírt tart, ezért még a viszonylag sűrű odútelepeket is belakja. Legjobban a klasszikus „B” típusú (32 mm röpnylású) odút foglalja, de a „C” típusúban (szögletes röpnylású min. 10×10 cm) is költhet (NAGY 2013).

Nyílt erdei élőhelyekhez kötődő közösségi jelentőségű fajok

Hamvas küllő (Picus canus)

A hamvas küllő (*Picus canus*) Európa – így hazánk – egyik legkevésbé kutatott és ismert harkályfaja (GORMAN 2014). Kontinensünkön (főként annak nyugati oldalán) hanyatló állománya él, amelyet 180–360 ezer pár közé tesznek. Magyarországon legújabbán 1500–2400 párt jelez a szakirodalom (BIRDLIFE INT. 2015), amit nemrég még 2000–3000 párra becsültek (MME NB 2008).

Hatalmas elterjedési területtel bír Eurázián belül, ezért az IUCN általi besorolása alacsony szintű: a nem fenyegetett (LC) kategóriába tartozik. Ezt visszatükrözi nemzetközi szintű védettsége (Berni Egyezmény II függeléke; Madárvédelmi Irányelv 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet alapján védett, 50 000 Ft természetvédelmi értékkel).

Bár hazánkban alapvetően a középhegységek és a dombvidéki erdők madarának tartják, Közép-Európában jelentős állománya él a síkvidékeken, elsősorban a nagy folyókat kísérő ártéri erdőkben. Ez a „lehzódás” Magyarországon is tapasztalható, még akkor is, ha az Alföld nagy részéről (a számára alkalmas erdők hiányában) hiányzik (KALOTÁS 2014). Megtelepedésének feltétele a megfelelő élőhelyszerkezet (felnyíló, tisztásokkal tarkított erdők) és a táplálékellátottság, tekintve, hogy e faj számára a földön élő hangyafajok kulcsfontossággal bírnak (CRAMP 1985). Ilyenformán nem ritkán az idős fákkal tarkított arborétumokban, kastélyparkokban és hasonló, jelentős emberi hatásoknak kitett élőhelyeken is megtelepszik.

A természetes vagy természet szerű erdőket kedveli, ezen belül az olyan középkorú és idős bükkösöket, tölgyeseket, ahol tisztások vagy akár széles, alacsony vegetációval rendelkező nyiladékok állnak rendelkezésére. Előnyben részesíti a nyílt, gazdag gyepszintű elegyes állományokat, főként ha ott elszórtan kiszáradt, illetve száradóban levő fákat is talál (KALOTÁS 2014). Mindez nyilvánvalóan a táplálékellátottsággal, azaz a rovarvilág gazdagságával van összefüggésben.

Hazai elterjedéséről nehéz pontos képet alkotni, s bár alapvetően állandó madár, a fiatal példányok rendre elkóborolnak a költőterületről.

Külföldi adatok alapján ismert, hogy a magas hótakaróval és téli viharokkal jellemezhető zord vidékeken jelentősen alacsonyabb számban fordul elő, amit vélhetően a táplálékellátottság szűkössége és a magas téli mortalitási ráta okoz (GORMAN 2004). Ilyen jellegű hazai ismeretek (közvetlen vagy közvetett emberi hatásokon kívüli) korlátozó tényezőkkel kapcsolatos vizsgálatok nem folytak. Nagy termetű madár lévén, viszonylag alacsonynak vehető a predációs nyomás, bár a földön is sok időt töltő madarak nagyobb mértékben vannak kitéve a (szörmés) ragadozók fenyegettségének, így a menyétfélék több faja vadászik rájuk sikerrel, mint egyéb harkályfajokra (a közelmúltban – az internet világának köszönhetően – széles körben ismertté vált a rokon zöld küllő (*Picus viridis*) és egy menyét (*Mustela nivalis*) interakciójáról készült fotó).

Az otthonterületek nagysága jelentősen különbözik a két nemet tekintve: míg a hímek kb. 10 km², addig a tojók ennek kétszeresét (20–22 km²) használják (GORMAN 2014). Természetesen a revírek, költés-kor használt területek ennél jóval szerényebb kiterjedésűek, egy-egy pár kb. 50–100 ha-t vesz igénybe (BLUME 1973).

A párba állás tél végén kezdődik, majd március-áprilisi folyamán revírt foglalnak. Ilyenkor hallatják jellemző hangjukat (amelyről nevüket is kapták a küllők), illetve dobolnak, bár ez ennél a fajnál nem számottevő mértékű (GORMAN 2004).

Amellett, hogy előszeretettel használja más fajok – pl. fekete harkály (*Dryocopus martius*) – elhagyott lakhelyeit, ha teheti elhaló fák törzsébe vagy oldalágába vési saját odúját, ahol a – mintegy 3 hét kotlás után kikelő – fiókái közel 30 nap után válnak röpképesé (CRAMP 1985).

A költés végeztével (a nyár közepén) a családok tagjai szétszélednek, és a párok is felbomlanak. Ilyenkor nagyobb területet bekóborolhatnak, bár a hazai gyűrűzések tanúsága szerint 30 km-en belül maradnak (TÖRÖK 2009d).

A hamvas küllő jellemzően korhadó fatörzsekben és a fakéreg alatt élő rovarokkal (pontosabban azok lárvájával), valamint hangyákkal táplálkozik. Skandináviában szezonálisan változóan ugyan, de a táplálék meghatározó részét (75–90%-át!) adják a különböző hangyafajok (ROLSTAD és ROLSTAD 1995). Hazai megfigyelések is alátámasztják, hogy a téli időszakban rájár a hangyabolyokra, s azokat rendszeresen megbontja.

Emellett nem veti meg a növényi táplálékot sem (főként a gyümölcsérés idején), és a keményebb téli időjárásnál rájár az etetőkre is, főként ha ott valamilyen zsiradékot (faggyú, szalonna) is felkínálnak (KALOTÁS 2014).

A faj hazai állományának hosszútávú megőrzése alapvetően a kedvező állapotú élőhelyek elérésén és fenntartásán: azaz egyfelől az erdőgazdálkodási gyakorlaton, másfelől az emberközeli (másodlagos) élőhelyeken lévő parkok és ligetek kezelésén múlik.

Üzemtervezett állományok esetében kedvező hatással bír e fajra nézve is a szálalóvágásra, szálalásra vagy átalakító üzemmódra való áttérés. Ezzel együtt a faj számára egy-egy területen menedékként kínáló görgeteges oldalakban lévő, vagy más okból nehezen hozzáférhető elegyes állományok faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba való helyezése vagy ennek fenntartása indokolt.

Célszerű a véghasználatok területének csökkentése, az élőhelyek mozaikosságának elérése, a korosztályviszonyok átformálása. Törekedni kell a dús aljnövényzet fenntartására, fontos a hazai honos elegendő megőrzése az előhasználatok során.

Az állományban található koros, túltartott odvas és/vagy lábbon száradt faegyedek megőrzése, a bőhöncök kímélete szintén fontos kívánalom.

Táji léptékben e faj szempontjából is a minimum 10 hektáros többé-kevésbé egybefüggő idős, hazai honos fajokból álló erdőtömbök kialakítása célszerű. Törekedni kell a természetes felújításra, erdősítések esetén a mélyműveléses talaj-előkészítés elhagyandó.

Összességében minden, a felszínt és a talajt nem kímélő technológia elvetendő, hiszen ezek az erdő-

terület drasztikus átalakulását idézik elő, egyben a hamvas küllő táplálékbázisul szolgáló hangyafajok élőhelyét is súlyosan károsítják (KALOTÁS 2014).

A faj szempontjából kiemelten fontos az erdők mozaikosságának elérése, a tisztások, gyepterületek kialakítása és kíméletes kezelés melletti megtartása, amely más fajok számára is igen kedvező irányban mozdítja el az erdőterületek hozzáférhetőségét, használhatóságát.

Veszélyeztető tényező a folyómenti élőhelyek átalakítása, a jelenlegi hazai honos fajokból álló természet-szerű ártéri erdők intenzívebb művelésű fajokkal való leváltása (esetleges nemesnyár- és fűzültetvények).

Kezelt parkok és egyéb emberközeli élőhelyek esetében szintén fontos az idős faegyedek és az elhaló példányok lehetőség szerint minél hosszabb időn keresztüli megtartása (akár csonkolt, látogatókra nézve veszélyt kevésbé jelentő formában). Nagy jelentőséggel bír a hangyabolyok békén hagyása, a talajfelszín bolygatásának (egyengetés stb.) minimalizálása vagy elhagyása. Szintén célravezető a nyílt területekkel érintkező dús vegetációjú, „elvadult” foltok kialakítása, megőrzése.

Balkáni fakopáncs (Dendrocopos syriacus)

A balkáni fakopáncs (*Dendrocopos syriacus*) több szempontból „kilóg” a hazai harkályok sorából. Egyfelől azért, mert nincs még száz éve, hogy egyáltalán előkerült Magyarország mai területéről (HOMOKI NAGY 1938), másfelől alapvetően nem erdőlakó, hanem sokkal inkább kultúrakövető faj (GORMAN 2004).

Európába a Balkán felől kezdett terjeszkedni az 1890-es évek táján (CRAMP 1985), és jelenleg sem hatol túl Közép-Kelet-Európán; mindössze 24 országban költ (BIRDLIFE INT. 2015). Állományát illetően erős különbségeket mutatnak a szakirodalmi közlések: 280 ezer – 1,1 millió pár között szórnak az értékek. Mindenesetre jelenleg a nem fenyegetett (LC) kategóriába sorolják (IUCN 2015). Nemzetközi szintű védettsége (Berni Egyezmény II függelék; Madár- és természetvédelmi Irányelv közösségi jelentőségű madárfaja) és a hazai helyzet (13/2001. (V. 9.) KöM rendelet alapján védett, 25 000 Ft természetvédelmi értékkel) általánosan mondható.

Terjeszkedése során hazánk területén valamikor az 1930-as években jelent meg, de az első (bizonyító) példányt csak 1937 decemberében ejtették el Kiskunfélegyházán (HOMOKI NAGY 1938). Ugyanakkor a következő évben már fészkelését is bizonyították Bács-Kiskun és Békés megyében (GRESCHIK 1938), majd térhódítása felgyorsult és alig két évtized alatt az egész országban elterjedt (KEVE 1955, 1960, 1962). Mivel megjelenése látványos volt (lévén kultúrakövető faj, így előszeretettel fészkel a településeken, parkokban, kertekben, gyümölcsösökben és temetőben) még az 1980-as években is reális veszélynek tartották, hogy élőhelyéről kiszorítja a közeli rokon

nagy fakopáncst (*Dendrocopos major*), amivel hibridizálódni is képes (GORMAN 1996).

Ez végül messze nem következett be, a balkáni fakopáncs jelenleg is inkább a települések környezetében él, zárt erdőkben, kiváltképp hegyvidéki területeken eseményszámba megy felbukkanása. Hazai állománya jelentősnek mondható, 21–41 000 pár közé teszik legújabbban, ami az összállomány szempontjából sem elhanyagolható (SZÉP és mtsai 2012).

A balkáni fakopáncs legfőbb élőhelyét Magyarországon az emberközeli területek adják. Előszertettel költ vidéki településeken vagy városperemi környezetben lévő kertekben, parkokban, idős vagy akár felhagyott gyümölcsösökben, szőlőkben, fasorokban, és minden olyan helyen, ahol kellő mennyiségű gyümölcs és csonthéjas áll rendelkezésére (GORMAN 2004).

Nálunk gyakorlatilag erdei környezetben alig található meg, ott is inkább olyan felnyíló meleg (gyakorlatilag szubmediterrán klímájú) erdőkben, amelyek szegélye az előbb említett környezettel határos.

Elterjedése – élőhely-igényének megfelelő adottságainkat tekintve – vélhetően nem egyenletes, bár erre nézve konkrét adatok (és megfelelő színvonalú elterjedési térképek) nem állnak rendelkezésre. Külföldi példák alapján tudott, hogy nagy kiterjedésű gyümölcsösökben és ültetvényekben egy-egy pár körülbelül 100 ha körüli területet használ (WINKLER és mtsai 1995).

Jórészt állandó madárnak tekinthető, bár helyenként (főként mozaikos élőhelyek esetén) kénytelen jelentősebb távolságokat megtenni a táplálkozásra alkalmasabb területek eléréseért. Ugyanígy a költőterületet elhagyó fiatalok őszi diszperziója is jellemző, de ez hazánkban igen csekély gyűrűzési adattal van alátámasztva. 1951–2006 között mindössze 20 példányát jelölték. Érdekesség, hogy legidősebb ismert példánya 10 év után a jelölés helyén került visszafogásra (SCHMIDT 2009).

A balkáni fakopáncs a leginkább mindenevő a hazai harkályfajokat tekintve. Jelentős mértékben fogyaszt gyümölcsöket (bogyókat, cseresznyét, fügét stb.) és csonthéjasokat (elsősorban diót és mandulát). Természetesen a fiókanevelési időszakban az állati táplálék (hernyók és más lárvák) adja a döntő részt. Odúját is előszertettel vési gyümölcsfák vagy idős diófák törzsébe (általában alacsonyra, jellemzően 2 m alatt), amit kedvező helyzetben akár több évig is használ a pár. Fiókái a tavasz végére kelnek ki – mintegy két hét kotlási időt követően – és további három hét alatt érik el röpképességüket (GORMAN 2004).

A balkáni fakopáncs esetében nem adhatók (erdő) gazdálkodással érintett területekre vonatkozatható előírások és javaslatok. Az emberközeli, másodlagos élőhelyek kezelése során (pl. felhagyott gyümölcsösök esetleges újbóli termelésbe vétele esetén) célszerű az idős gyümölcsfák és csonthéjasok kímélete, azok hosszú időn keresztüli megtartása.

Közép fakopáncs (*Dendrocopos medius*)

A közép fakopáncs (*Dendrocopos medius*) igazi európai faunaelem, kontinensünk határain kívül csekély számban található meg. Habár az ember közelségét is eltűri (esetenként megtelepszik idős parkokban, ligetekben és temetőekben), alapvetően tölgyesekhez kötődő erdőlakó (GORMAN 2004).

Állományának mintegy 95%-a – a legújabb közlések szerint 300–680 ezer pár – él Európában, ebből hazánkban 7–16 ezer pár fészkel (BIRDLIFE INT. 2015).

Noha összességében enyhén növekvő állományúnak tartják, több (főképp elterjedése súlypontját adó kelet-közép-európai) országban is csökkenő tendenciát mutat. Hazánkban e szempontból bizonytalan státuszba sorolt, bár állományméretét korábban enyhén csökkenőnek tartották (SZÉP és mtsai 2012, MME NB 2008).

Mivel a teljes elterjedési területet nézve a faj helyzete stabilnak számít, az IUCN a nem fenyegetett (LC) kategóriába sorolja (IUCN 2015). Nemzetközi szintű (Berni Egyezmény II függelék; Madárvédelmi Irányelv közösségi jelentőségű madárfaja) és hazai védettsége (védett, 50 000 Ft természetvédelmi értékkel) általánosnak mondható.

A közép fakopáncs gyakorlatilag élőhelyspecialistának tekinthető, hiszen ragaszkodik a tölgyesek jelenlétéhez. Ha nem tölgy uralta erdőben fészkel, akkor is szükséges a területen idős, nagyméretű magános vagy csoportban álló tölgyek jelenléte (GORMAN 2014).

Hazánkban a fentiekből következően a dombvidékek és középhegységek alacsonyabb régióiban található idősebb tölgyesek, valamint tölgyel elegyes erdőállományok madara. Elterjedése nem egyenletes, az alföldi területeken hiányos, mindemellett, hogy az idős fakkal tarkított parkokban itt is fellelhető. Külön érdekesség, hogy akár a nagyvárosok belső területein is megtelepszik, így ismert a budapesti Népligetből (TÖRÖK 1998b) és a Fiumei úti sírkertből (SEVCSIK 1999).

Alapvetően állandó madár, kifejtett korában kifejezetten helyhez kötött életmódú (SCHMIDT 2009). Fiatal egyedei azonban kóborló hajlamúak: a téli időszakban az ártéri ligeterdők és egyéb élőhely-folyosók révén olyan területekre is eljut, ahol amúgy nem költene.

Mivel szinte kizárólagos rovarevő (amit széles spektrumból vesz fel hangyáktól a nagytestű bogárlárváig), ezért az északi területeken időszakos vonulása (legalábbis vertikális migrációja) is előfordul (GORMAN 2014).

A számára megfelelő élőhelyen kora tavasszal (vagy akár már tél végén) revírt foglal, amit aztán mindkét szülő nyár végéig intenzíven véd. A határok kijelölését – más harkályfajoktól eltérően – nem dobolással (ami amúgy sem jellemző rá), hanem elnyújtott, nyávogó hanggal jelzi. Revírmérete változó, hazai vizsgálatok alapján – megfelelő minőségű élőhelyen – 1,1–2,0 pár/10 ha volt sűrűsége (TÖRÖK 1998b).

Odúját 5–10 m magasan készíti és kimutathatóan az olyan fákba vési, amelyen már megjelentek a fát korhasztó gombfajok termőteste (ÓNODI és WINKLER 2014).

Fiókái a tavasz végén, mintegy két hetes kotlási időt követően kelnek és további három hét alatt érik el röpképességüket (CRAMP 1985). Legfontosabb másodlagos odúlakói az örvös légykapó (*Ficedula albicollis*), a csuszka (*Sitta europaea*) és a különböző cinegék (*Parus* spp.).

A közép fakopáncs nem tűri jól az élőhelyek átalakításával járó esetenként nagyarányú változásokat. Amellett, hogy általánosságban a harkályok és a hozzájuk köthető másodlagos odúlakók megfogathozásához a gazdálkodási módszerek vezettek (MIKUSINSKI és ANGELSTAM 1997), a közép fakopáncs Svédországból – ahonnan Linné az 1700-as évek közepén leírta – az intenzív erdőgazdálkodási folyamatok következtében néhány évtizede teljesen kipusztult (PETTERSON 1985).

Európában az egyik legjobb erdei indikátornak tartják, amelynek megfelelő mértékű jelenléte jól jelzi a tölgyesek működőképességét. Ezzel együtt klasszikus ernyőfaj is, hiszen védelme, a fennmaradásáért tett lépések számos más – akár gerinces akár gerinctelen – faj megmaradását is szavatolhatják (ROBLES és mtsai 2007).

Hatékony védelmének és a hazai állomány hosszú távú megőrzésének zálogát a megfelelő erdőgazdálkodási folyamatok jelentik.

A természetközeli gazdálkodási módszerek e faj számára is jóval kedvezőbb hatásúak, mint a hagyományos eljárások. Az üzemtervezett állományok esetében tehát célszerű a szálalóvágásra, szálalásra vagy átalakító üzem módra való áttérés. Ezzel együtt nem hagyható el a tölgyes állományok vágáskorának jelentős megemlése, az idős faegyedek és koros állományrészek teljes kímélete. Az odvas és lábbon száradt faegyedek szintén visszahagyást érdemelnek. A különböző típusú holtfa (jellemzően nem gally, hanem méretes törzs és facsonk) megfelelő (> 15 m³/ha) jelenléte szintén kulcsfontosságú.

A véghasználattal érintett erdőrészekben az egyedi hagyásfák (böhöncök) mellett szükséges (az erdőtörvény által lehetővé tett módon) – a faállomány élőfakészletének 5 százalékos mértékéig – facsoportok visszahagyása.

Ezeket a kívánalmakat a most készülő erdőterv-rendeletek eltérő módon, de hellyel-közzel tartalmazzák, még ha nem is előírás, csak ajánlás formájában. Példának hozható a 47/2014. (IV. 24.) VM rendelet, amelynek 1. melléklete a Budai-hegyek Erdőtervezési Körzetre szóló célokat és alapelveket tartalmazza. Eszerint (6.4.4. fejezet c., pont) a közép fakopáncs élőhelyein a fakitermelési munkák során lehetőség szerint idős állományrészeket és facsoportokat kell visszahagyni, valamint kímélni kell az odvas-korhadó törzsüket.

Nem elhanyagolható probléma a folyómenti élőhelyek átalakítása, a jelenlegi hazai honos fajokból álló természetszerű ártéri erdők intenzívebb művelésű fafajokkal való leváltása (pl. nemesnyár ültetvények). A keményfaligeteket vagy azok maradványait mindenképpen kiemelt figyelem illeti, természetesen az idős faegyedek és csoportok teljes kímélete mellett.

Kezelt parkok és egyéb emberközeli élőhelyek esetében szintén fontos az idős faegyedek és az elhaló példányok lehetőség szerint minél hosszabb időn keresztül megtartása (akár csonkolt, látogatókra nézve veszélyt kevésbé jelentő formában).

Erdőpuszta jellegű és spontán erdőszülő élőhelyekhez kötődő közösségi jelentőségű fajok

Lappantyú (Caprimulgus europaeus)

A lappantyú (*Caprimulgus europaeus*) különleges, éjszakai életmódú madarunk. Hazai állománya mintegy 1000 pár, mely hosszú távon csökkenést mutat (MAGYAR és mtsai 1998-ban még 5–10 ezer párt jeleztek az országban). Európai szinten csökkenése mérsékelt és jókora elterjedési területének köszönhetően az IUCN osztályozása a fajt a „nem fenyegetett” (LC) kategóriába sorolja. Mivel azonban a világállomány elterjedésének 50%-a Európára koncentrálódik, ezért a BirdLife a SPEC 2 („Species of European Conservation Concern” – kedvezőtlen természetvédelmi helyzetű) kategóriába helyezi (www.birdlife.org). A Magyarországon költő egyedek a délebbi elterjedésű *meridionalis* alfajba tartoznak. Hazánkban védett, természetvédelmi értéke 50 000 Ft. A Berni Egyezmény II., a Madárvédelmi Irányelv I. függelékében szereplő közösségi jelentőségű faj.

Európai élőhelyei között számos alacsony (20–50%-os) záródású fásszárú vegetációhoz kapcsolódó élőhelytípust megtalálunk (SIERRO és mtsai 2001), amelyekben a környezeti viszonyok (főként a száraz, jellemzően tápanyagszegény talaj) vagy a gazdálkodási gyakorlat nyitott mozaikokat hoz létre. Hazánkban erdőpuszták, legelőerdők, nyíres-csarabosok, borókás-nyárasok, enyhén lejtős molyhos tölgyesek és bokorerdők, erdei tisztások, egykori, kiszáradt lápszemek fészkelő madara. Megjelenik antropogén élőhelyeken is: 2–3 ha-os tarvágásokon, apró, akár néhány négyzetméteres kopár foltokkal tarkított fiatal (2 m alatti) erdősítésekben, szőlőkben, parkokban, ligetekben. Fészkelőhely-választásakor a közel vízszintes, változatos és dinamikusan változó alacsony növényzettel borított mikroélőhelyeket részesíti előnyben, ahol avar (máshol moha) és csupasz földfelszínnek, illetve a fekvő holtfa aránya viszonylag magas. Ezek az elemek a rejtőzködésben és a termoregulációban játszanak szerepet, valamint kiülőhelyeket biztosítanak mind a táplékszerzéshez, mind a nászviselkedéshez.

A kopár felszínek által kisugárzó hő odavonzza a rovarokat, így ennek a komponensnek a zsákmányolásban szerepe lehet. Kifejezetten melegkedvelő faj, erősebb lehűlések alatt hosszú időt tölthet dermedt (torpor) állapotban.

Az első egyedek áprilisban érkeznek meg nyugat-, illetve dél-afrikai telelőhelyeikről és szeptemberig maradnak nálunk. A párválasztás különleges, lek-rendszerben történik. A viszonylag kis területen koncentrálódó hímek pirregő énekükkel és nászrepülés közben a szárnyukkal tapsolva mutatják be rátermettségüket a tojóknak. Egy költési szezonban másod-, sőt, kivételesen harmadköltése is lehet. A két tojásból álló fészekaljak nagy része még tojásos korban megsemmisül (predáció – leggyakrabban vaddisznó, róka, menyétfélék, illetve településközelben kutyák, macskák, sünök – vagy emberek véletlen taposása, felriasztása következtében). A kirepülési siker így átlagosan 50% és gyakoriak a pótköltések. A pár tagjai felváltva kotlanak. A tojók a fiókák kikelése után, illetve a költés esetleges megsemmisülését követően nem ritkán elhagyják az elsőként választott hímeket és új párt választanak a másodköltéshez (SHARPS 2013). Ilyenkor az előző fészekalj etetése a hímre hárul. Szűkebb mozgáskörzete 3–10 ha, amely a hímek esetében nagymértékben átfed. A valódi területhasználat (jeladós madarak vizsgálata alapján) 50–150 ha-os nagyságrendben mozog, a domináns élőhelytípusoktól és a tájszerkezettől függően. A tojók a hímeknél két-háromszor nagyobb területet használnak. A hímek erősen területhűek, ha a territórium nem veszíti el alkalmasságát, akár egész életükön át ugyanoda térnek vissza költeni (WINKLER 2008).

A táj konfigurációja fontos tényező a különböző élettevékenységeihez más és más élőhelytípusokat látogató lappantyú számára. Több tanulmány is arra utal, hogy a fészkek közvetlen környéke gyakran nem alkalmas táplálkozóterületnek, az egyed éjszákanként több kilométert is megtehet, hogy egy-egy rovarokban gazdagabb foltot felkeressen. Táplálkozóhelyként az erdőszegélyek és vízhez kötődő élőhelytípusok a fontosak számára, szántó és intenzíven használt gyepek felett nem táplálkozik (ALEXANDER és CRESWELL 1990). Nemcsak az élőhelyre jellemző táplálékabundancia, de a préda elérhetősége is közrejátszik a választásban. Tápláléka akár 85%-ban éjjeli lepkékből (főként bagolylepkékből), 5–20% bogarakból, továbbá kétszárnyúakból és hártvány-szárnyúakból áll. Az éjjeli lepkék egyébként a fénycsapdás mintavételezés alapján jellegzetes táplálkozóhelyeinek leggyakoribb rovarjai (60–80%) (SIERRO és mtsai 2001). Táplálékösszetétele nemigen változik a költési szezon előrehaladtával. Zsákmányejtéshez alacsony megfigyelőhelyéről, vagy a talajról pásztázza az eget. A potenciális préda éjszakai égbolton megjelenő sziluettjére repül fel és csőrét hatalmasra tátva „lapátolja be” a rovarokat, amiket hosszabb

ideig is torkában raktároz. Táplálkozási viselkedése miatt a lombkoronazáródás felé tartó állományok idővel alkalmatlanná válnak számára.

1950-es évektől a mezőgazdasági és erdészeti tevékenységek intenzifikálódásának következtében Európa-szerte számos populációja összezuhant. Jellemző élőhelyei eltűntek, átalakultak, vagy táplálék híján alkalmatlanná váltak a költésére. A lappantyúk által fogyasztott éjjeli lepkék 88%-a mezőgazdasági kártevőnek számít (COLLINGE 1920). Az agrokemikáliák alkalmazásának következtében súlyosan megcsappantak a táplálékbázisul szolgáló rovarpopulációk. Egy 35 éves fénycsapdázási adatsor alapján Nagy-Britanniában 337 éjjeli lepkefajból 226 állománya jelentős mértékben csökkent. A csarabos fenyérek eltűnésével az ottani költőállomány fiatal erdősítésekre tevődött át (LANGSTON és mtsai 2007). Svájcban a tipikus élőhelyei szőlőtelepítést követően váltak alkalmatlanná (SIERRO és mtsai 2001), azaz több régióban is megfigyelhető a mezőgazdasági területekről az erdészeti tevékenységek által felnyitott területekre való „átköltözés”.

A gazdálkodással érintett közeli területekről be-mosódó tápanyagok a gyér vagy átmeneti szukcessziós stádiumban lévő növényzet termelését növelik, a túl magas/erősen záródott borítás pedig nem kedvez a lappantyú költésének. A környezet-szennyezés súlyos és nagy térléptékben is hatással van a faj elterjedési dinamikájára. A savas esők következtében gyengülő faanyagú állományok érzékenyebbé válnak a szélöntésre-jégkára (LANGSTON és mtsai 2001), ami a kezelt erdők üzemtervtől eltérő véghasználatát eredményezheti. A lappantyú számára az 1–2 ha méretű alacsony vegetációjú élőhelyfoltok ideálisak, ennél kisebb vagy kiterjedtebb tarvágásokon azonban már nem jelenik meg (WINKLER 2008). Bár az 50 m-nél keskenyebb tarvágásokon Ausztriában nem költött (WICHMANN 2004), a nyiladékok, szélesebb erdei utak jelentette folyosók szerepet játszanak az egy hektáros „küszöb” alatti méretű nyílt élőhelyfoltok összekapcsolásában, így egy fragmentáltabb terület is alkalmassá válhat a lappantyú költésére (VERSTRAETEN és mtsai 2011). A sorközművelés és a tömegesen terjedő idegenhonos és hazai gyomfajok (pl. a kanadai aranyvessző vagy a siska nádtippán) vegyszeres visszaszorítása a felújítás első néhány évében kifejezetten kedvez a faj megtelepedésének (mivel ezek a beavatkozások csupasz talajfelszínt hoznak létre, illetve a lágyszárú vegetáció mennyiségét-magasságát mérséklék). Tíz évesnél idősebb, záródott lombkoronaszintű erdőben már nem költ.

Földön fészkelő fajként fészkelőhelyválasztás és tojásrakás idején (április-június) zavarásra különösen érzékeny: a megzavart tojó ilyenkor az esetek felében elhagyja a fészket, ami ezután sokkal nagyobb eséllyel esik áldozatul fészekfosztóknak. Egyes természetvédelmi javaslatok minimum 500 m-es su-

garú védőzónát javasolnak a fészkelőterületek körül, bár alacsony vegetációjú területeken még ennél nagyobb távolságból is felriaszthatja a tojót egy arra járó ember (LOWE és mtsai 2014). Egy másik lehetséges megoldás ezeken a területeken mind a gazdálkodási, mind a turisztikai tevékenységek beszűntetése az érzékeny időszakban (április-július).

Emberi települések közelsége angliai vizsgálatok szerint 750 m-ig negatív kapcsolatban volt a fészkelő párok denzitásával. Ez lehet az emberi jelenlét közvetlen hatása (főleg, ahol a terület jellegéből adódóan azt kutyasétáltatásra, kirándulásra is használták), de betudható a fényszennyezésen, rovarirtóhasználat mértékén, megnövekedett predáción, vagy gyújtogatás/véletlen tüzek gyakoriságán keresztül közvetve megvalósuló káros hatásoknak (LILEY és CLARKE 2003). A fentiekben felsoroltak miatt védelme szempontjából igen eredményes a természeti területek rendeltetésének meghatározása, zónák kijelölése és az előírások betartatása nem csupán gazdálkodói/területkezelői, de a szélesebb lakosság körében is.

Biodiverzitás-központúan alakított agrár-környezetvédelmi programok főként az alkalmas táplálkozóhelyek megteremtését, fenntartását támogathatják. Nyugat-Európa több országában arra utalnak az állománytrendek, hogy viszonylag hamar reagál a kedvező irányú változásokra is, a nyílt élőhelyfoltok összterületének növekedésével az ezredforduló tájára populációi jelentős növekedésbe kezdtek. Területhűsége miatt a fajvédelmi beavatkozások sikeresen koncentrálhatók a potenciális költőhelyekre. A jelenlegi, természetközeli gazdálkodás irányába mutató kezelői szemlélet tehát rövid időn belül eredményezheti az erdőterületek olyan tájleptékű mozaikosságát, amely ennek a fajnak hosszú távú fennmaradását biztosítja.

Erdei pacsirta (Lullula arborea)

Az erdei pacsirta (*Lullula arborea*) nevével ellentétben inkább bokrokkal tarkított domboldalak és alacsony hegyvidéki élőhelyek madara, a klasszikus értelemben vett (zárt) erdőkben legfeljebb a vágásterületeken telepszik meg (VARGA 2011).

Világállományának jelentős hányada él Európa területén, stabil helyzetűnek tekintett állományát 1,8–3,8 millió pár közé teszik (BIRDLIFE INT. 2015).

Hazai helyzete messze nem mondható világosnak, hiszen a szakirodalmi adatok szélsőségesen különbözőek. Ahhoz képest, hogy alig 10 éve még 30–75 ezer pár közötti állományt szerepeltettek az európai elterjedésről szóló könyvben (BIRDLIFE INT. 2004), a néhány évvel később megjelent hazai madártani alpmű (MME NB 2008) állományát már csak 2–5 ezer párra teszi. Még ennél is súlyosabb képet fest a legújabb európai madártani vörös lista (BIRDLIFE INT. 2015), amely 1000 párban maximalizálja magyar állományát.

A hazai helyzetet jól érzékelteti, hogy 2000–2015 között a hazai költőállomány-térképezések során mindössze két (!) 10×10 km-es UTM-ből jelezték biztos fészkelését; emellett lehetséges vagy valószínű fészkelése is alig 30 négyzetben volt feltételezhető (map.mme.hu, 2015)!

Terepi megfigyelések szerint számos – korábban bevált – fészkelőhelyéről eltűnt; s ez az egyetlen erdőlakó madarak közé sorolt faj, amelynek csökkenése szignifikáns volt 2000–2012 között (SZÉP és mtsai 2012).

Mindettől függetlenül – mivel elterjedése keltezően nagy területet fog át és állománya is kiterjedtnek mondható, emellett korábbi, főként Nyugat-Európa-szerte tapasztalható nagyarányú csökkenése (WOTTON és GILLINGS 1997) lelassult – az IUCN általi besorolása alacsony szintű, jelenleg a nem fenyegetett (LC) kategóriába tartozik. Ennek megfelelően nemzetközi szintű védettsége (Madárvédelmi Irányelv közösségi jelentőségű madárfaja) és a hazai helyzet (13/2001. (V. 9.) KöM rendelet alapján védett, 50 000 Ft természetvédelmi értékkel) alapszintűnek tekinthető.

Hazánkban nemrég még elég gyakori fészkelő fajnak tartották (MME NB 2008). Kedveli az alacsony hegyvidékek és dombvidékek hegylábi helyzetben lévő cserjésedő oldalait, de helyenként megtelepszik az alföldi mozaikos élőhelyeken, legfőképp a laza típusú (borókás-nyáras vagy pusztai tölgyes) erdőkben is. Költhet erdei irtásterületeken, erdőszéleken, de használja a fás legelőket, szőlőket és egyéb – mozaikos, kopár földfelületekkel is rendelkező – kultúrákat, gyümölcsösöket is.

Dél-angliai vizsgálatok alapján ismert, hogy jó eséllyel megtalálható az erdőszéleken, a fészkelőhelyek túlnyomó többségét két-három éves faállománnyal borított (fenyő)telepítésekben azonosították (WOTTON és GILLINGS 1997).

Elterjedése nem egyenletes, bár megfelelő szintű térkép erről nem áll rendelkezésre. Az Alföldön csak szórványosan (főként a Kiskunságban) fészkel, a Tiszántúl legtöbb területén gyakorlatilag csak vonuláskor jelentkezik (MME NB 2008).

Mivel az alacsony (fás) növényzet és a gyér borítotttság az erdei pacsirta táplálkozása szempontjából kulcsfontosságú, ezáltal az élőhely ilyen jellege limitáló tényezőnek vehető (FULLER 2003).

Elég korán érkezik (februárban már gyakran vonulnak át éneklő példányai), s ekkortájt jellegzetes éneke (amelyről tudományos nemzetségnevét is kapta) feltűnővé is teszi. Nem véletlen, hogy a hazai terep-madarászok megfigyeléseit gyűjtő oldalon (www.birding.hu) közzétett 400 adata több mint fele február-március tájára esik.

Állományának túlnyomó része elvonul, de a klimatikus viszonyok változásával ma már – a korábbi évtizedekkel ellentétben (DANDL 1957) – áttelelése sem számít különleges eseménynek.

Vegyes táplálkozású, bár alapvetően rovarok és pókok szerepelnek étlapján, növényeket (különösen különböző gyomfajok magjait) is fogyaszt (CRAMP 1988).

Fészket a talajon készíti; 3–5 lerakott tojásából mintegy két hetes kotlást követően kelnek fiókái, melyek további két hét után érik el röpképességüket (CRAMP 1988). Megfelelő élőhelyen kedvező időjárási feltételek mellett akár háromszor is költethet egy évben (HAGEMEIJER és BLAIR 1997).

Az erdei pacsirta hazai állományának megőrzése kérdéses, az elmúlt évtizedekben bekövetkezett jelentős állománycsökkenés részben külső tényezőkön (vonulás stb.) múlik.

Bár elvben a faj számára kedvezőek a nagy kiterjedésű vágásterületek és a fiatal erdősítések (főként, ha azok meleg és laza (homok) talajon található), ezek meglétét mégsem tükrözi vissza a hazai állomány helyzete.

Mindenesetre a vágásterületeken alkalmazott mélyművelési eljárások, illetve az esetleges vegyszerhasználat rendkívül kedvezőtlen helyzetet teremt a faj számára, ezért ezek elhagyása mindenképp fontos kívánalom (FULLER és mtsai 2005).

A dombvidékeken korábban tapasztalható legeltetés elmaradását követő szukcessziósor csak egy darabig nyújtott kedvező viszonyokat a faj számára. A hegylábak és domboldalak cserjéseinek záródása, homogénné válása kiszorítja az erdei pacsirtákat is. Az ilyen jellegű élőhelyeken a záródott cserjések megnyitása és az extenzív legeltetés visszatérése – legalábbis e faj számára – mindenképp pozitív folyamatok elindítója.

Karvalyposzáta (Sylvia nisoria)

A karvalyposzáta (*Sylvia nisoria*) itthon és más országokban egyaránt jelentősen alulkutatott, ismerethiányos faj. Hazánkban védett státuszú, természetvédelmi értéke 50 000 Ft, az Európai Unió Madárvédelmi Irányelvének I. függelékében felsorolt közösségi jelentőségű faj. A közép- és kelet-európai országok a faj elterjedési területének több mint felét teszik ki (elterjedésének keleti határa Közép-Ázsiában található). Az európai állomány 8%-a (32–65 ezer pár) fészkel Magyarországon (www.birdlife.org), azaz nem tartozik a legritkább fajaink közé, rejtőzködő életmódja miatt azonban állománynagyságáról és annak változásairól csak pontatlan becsléseink vannak. A hazai állomány rövidtávon stabil, míg hosszútávon csökkenő tendenciát mutat (www.cdr.eionet.eu).

Élőhelyi igényeit tekintve a töviszúró gébiccsel (*Lanius collurio*) rokonítható, olyannyira, hogy a két faj között több szerző is kölcsönösen előnyös (mutualista) kapcsolatot tételez fel. Több, kifejezetten erre irányuló vizsgálatot összegezve elmondható, hogy a gébics jelenlétének hatása a poszták költési sikerére sem eredményében, sem mechanizmusában nem

egyértelmű (GOŁAWSKI 2007, POLAK 2014). Valószínűbb, hogy a két faj, hasonló élőhelyigényük miatt egymás szomszédságába kényszerül, ha a fészkelésre alkalmas cserjék eloszlása vagy mennyisége ezt diktálja. A karvalyposzáta is a cserjések fészkelő madara, bár jellemzően valamivel nedvesebb élőhelyeket részesít előnyben (pl. ártéri erdők, árokszegélyek) és jóval előrehaladottabb fokú cserjésedést, erdősődést is tolerál. Ezt támasztja alá az a hazai vizsgálat is, amelynek eredményei szerint a töviszúró gébics inkább az extenzíven használt, a karvalyposzáta pedig a felhagyott kiskerteket kedvelte leginkább, illetve a gébics a felhagyott legelőként kategorizált élőhelytípusban is előfordult (VERHULST és mtsai 2004). Megtelepszik fiatalos sűrűségekből is, ahol néhány kisebb, nyíltabb folt megmaradt és más kultúrájakon (parkok, temetők).

A karvalyposzáta áprilistól szeptemberig tartózkodik hazánkban, a telet Kelet-Afrikában (nagy részét Kenyában) tölti. Nyitott csészéjű fészket leggyakrabban tövises cserjékben, szederindák közé vagy kúszónövényekkel benőtt bokor szövevényébe rejt, 0,5–1 m magasan (PAYEVSKY 1999, KUŹNIAK és mtsai 2001). Évente egy fészkeljat repít, átlagosan 5 tojásból, kirepülési sikere viszonylag magas (60–80%), feltehetően rejtőzködő életmódjának, potenciális ragadozók elleni harcias viselkedésének és gondosan elrejtett fészkeinek köszönhetően. Mindkét nem kotlik, a fészket agresszívan védelmezik. Átlagosan kettő, de legfeljebb kilenc évig él.

Territóriumát átlagosan 3000 m². Fészkéhez akár 500 méterről is hordja a táplálékot, amelyet rendkívül változatos módon és a mikroélelőhelyek széles skáláján szerez be (cserjék, alacsony fák levélzetén, talajon, fakérgen, levegőben, de akár szántóföldi kultúrákban is). A legtöbb nálunk költő *Sylvia*-fajnál változatosabb a táplálkozásmódja. A rendelkezésre álló egyetlen célzott vizsgálat szerint a fiókanevelés során a fontosabb rovarszákmányok mennyisége a következőképpen változott a kikelést követő napoktól a kirepülésig: pókok 60–40%, hernyók 22–10%, legyek 5–1%, poloskák 5–15%, bogarak 0–20%, gyümölcs (madárcseresznye, szeder) 3%. A szezon előrehaladtával tehát sokat változik a táplálékösszetétel és egyértelmű, hogy a kemény kitinpáncéllal rendelkező bogarak és gyümölcsök a kirepülés környékétől válnak meghatározóvá (ORŁOWSKI és mtsai 2015).

A táplálékösszetétel ilyenén változatossága elsőre ellentmondásosnak tűnhet a ténnyel, hogy állományai Európa-szerte általában nagyobb mértékben csökkennek a többi posztáéénál (SZYMAŃSKI és ANTČZAK 2013, PAYEVSKY 1999), egyes területeken ki is pusztult. Ennek lehetséges okait csak találgatni lehet. Okozhatja a faj gyengébb kompetíciós képessége, vagy a viszonylag kicsiny telelőterületét sújtó aszályok (PAYEVSKY és mtsai 2003). A karvalyposzáta igénye az élőhely strukturális heterogenitására jóval kifejezettebb, mint a gyakran vele egy élőhelyen

előforduló rokon kis- és mezei posztáé (*Sylvia curruca*, *S. communis*) (SZYMAŃSKI és ANTCZAK 2013). A földhasználati gyakorlat következtében pontosan a „sokféle sokféleség” az, ami a leginkább elszegényedik (fajdiverzitás, kompozicionális diverzitás, szerkezeti diverzitás stb.). Ugyanakkor a külterjes művelési módok felhagyása és a fásszárúborítás növekedésnek indulása átmenetileg növelheti potenciális fészkelőterületeit.

A főként emberi zavarás következtében megjelenő madár-predátorok (szarka, szajkó, dolmányos varjú) a karvalyposztá fészkelőit kevésbé veszélyeztetik. Időjárási körülményeket tekintve valószínűleg elég tág tűrésű, a klímaváltozással gyakoribbá váló viharok sem okozhatnak nagy kárt alacsonyra rakott fészkekben.

A karvalyposztá ideális másodlagos élőhelye termőhelynek megfelelő, változatos őshonos cserjékből álló széles, idős sövény ritkásan elszórt fákkal (vagy hasonlóan több szintű, természetes erdőszegély, cserjésedő legelő), aljnövényzetében szederrel, más kúszónövényekkel és változatos lágyszárúakkal, amelyet több méter széles, műveletlen füves terület vesz körül. Mivel a lineáris élőhelytípusokat a kiterjedt élőhelyfoltoknál is jobban érinti a ragadozóknak és az időjárási elemeknek való kitettség, így szélességük növekedése ugrásszerű értéknövekedést eredményezhet természetmegőrzési szempontból (HINSLEY és BELLAMY 2000). A karvalyposztá más rovarvökhöz hasonlóan érzékenyen reagál az agrokemikáliák használatára, ezért a fajvédelmi célú, hatékony élőhelykezelésnek tartalmaznia kell a vegyszerhasználat szabályozását, illetve az élőhely körüli pufferezóna kialakítását.

Tövisszúró gébics (*Lanius collurio*)

A tövisszúró gébics (*Lanius collurio*) védett, természetvédelmi értéke 50 000 Ft. Bár hazai állománya még ma is jelentős (56–65 ezer pár), a rövidtávon, illetve lokálisan ingadozó trendek ellenére hosszú távon itthon is csökkenőben van. Teljes, palearktikus elterjedési területére nézve nem fenyegetett (IUCN „Least Concern” kategória, www.birdlife.org), de a Madárvédelmi Irányelv I. függelékében szereplő közösségi jelentőségű faj.

Meleg, napnak kitett, bokrokkal tarkított nyílt füves területek és cserjés szegélyélőhelyek madara, általában cserjék, ritkábban fák alsóbb ágaira, átlagosan 1 m magasra építi nyitott fészket. Ehhez előszeretettel választ szúrós, 2 m körüli, szélesebb (vagy kisebb csoportban álló) bokrokat (kőkény, galagonya, vadrózsa, boróka, ritkábban tövis és túske nélküli fajok). Átmeneti jellegű élőhelyek (tarvágások, lőtterek, égetés után kialakult füves mozaikok) gyakori költő madara. Ugyan az énekesmadáralakúak közé tartozik, számos tulajdonsága miatt életmódja inkább a ragadozómadarakéra emlékeztet. Mivel jelenleg me-

zőgazdasági tevékenységekkel érintett területekhez és átmeneti, aktív kezelést igénylő élőhelytípusokhoz kötődik, populációi rendkívül érzékenyek a környezet változásaira.

A pár egy költési időszakban egyetlen fészkelőre repít, de a sikeres költések aránya számos területen igen alacsony: predáció vagy az időjárási viszontagságok miatt a költéseknek 50–85%-a is megsemmisülhet (ZÖLEI 2002), így gyakran fordul elő pótköltés. Átlagos fészkelőmérete valamivel nagyobb (4–7 tojás), mint más, hasonló körülmények között szaporodó énekesmadaré (CRAMP és PERRINS 1995).

Májustól szeptemberig tartózkodik Magyarországon, a telet a trópusi Kelet- vagy Dél-Afrikában tölti. A vonulás előtt nem halmoz fel testében zsírtartalékokat, mert a vándorúton meg-megállva rovarokkal, illetve a vele együtt vonuló énekesmadarak legenyégt példányaival táplálkozhat.

Territóriumát átlagosan 0,5–1 ha közötti. Ideális esetben a fészkelő-környéki napsütötte, füves területek elegendő élelmet biztosítanak a család számára a költési időszak folyamán. Opportunista faj, változatos tápláléka nagyobb részt rovarokból áll (nagyobb bogarak, egyenesszárnyúak, lárvák), de gyakran fog kistestű énekesmadarakat, rágcsálókat, hüllőket is (RICOSSA és MASSA 1988, TRYJANOWSKI és mtsai 2003). Az el nem fogyasztott, nagyobb méretű zsákmányállatokat fészke közelében általában tövisekre, de akár szögesdrótra is feltűzi. Rövid és magasabb fűvű táplálkozóhelyfoltokon egyaránt vadászik, de a túl magas és sűrű vegetáció már akadályozza a zsákmányejtésben. Bár zsákmányoláskor többnyire valamilyen kiemelkedő pontról (bokor, fa ágáról, egy-egy magasabb kóróról) figyelve csap le a földre vagy az alacsony vegetáció közé, sokszor a levegőben kapja el zsákmányát. Mivel a vadászó gébicsek a leszély közvetlen közelében megjelenő táplálékállatokat szerzik meg sikeresen (MOSKÁT 2001), ezért az alkalmas kiülőhelyek hiánya miatt a nem belátható területek a territóriumtulajdonos számára kihasználhatatlanok maradnak (YOSEF és GRUBB 1994).

Az európai állományok néhol drasztikus, máshol mérsékelt csökkenésének fő oka a gébics elsődleges élőhelyeinek (bozótos sztyeppek, bokros domboldalak) átalakítása, visszaszorulása és fragmentálódása. Az utóbbi évtizedekben a mezőgazdaság korszerűsödésével a gébicsek számára alkalmas másodlagos élőhelytípusok is sok helyütt alkalmatlanná válnak a költésére (pl. hagyományos állattartás megszűnésével a legelők és kaszálók területének csökkenése, sövények helyettesítése kerítésekkel, mozaikos helyett iparszerű, nagytáblás művelés, növényvédő szerek alkalmazása miatt a rovar táplálék eltűnése) (SÖDERSTRÖM és PÄRT 2000). A műtrágyázás következtében a talajban feldúsuló nitrogén az átmeneti szukcessziós stádiumok – így a nyíltabb, bozótos-füves mozaikok – „életidejét” lerövidíti, a növényzet felnövekedésével, záródásával a tövisszúrók számára kedvező élőhelytí-

pusok megszűnnek. A lokális veszélyeztető tényezők között megemlíthető a vadászat vagy a múlt században oly' divatos tojásgyűjtés is.

A táj átalakításának közvetett hatásaként olyan predációs nyomás is megjelenik (a zavarástűrő szarkák, varjak, szajkók, nyestek elszaporodásával) (HOLAN 1995, FARKAS és mtsai 1997, ROOS és PÄRT 2004), amely akár néhány éven belül lokális kipusztulást okozhat. Egyes régiókban megfigyelték, hogy az állományok az 1970-es években, az intenzív mezőgazdálkodási módok alkalmazását követően zavartabb agrártájokról az erdei tarvágásokra, beerdősülésnek indult, felhagyott kaszálókra „költöztek át”, ahol mérsékeltabb az ilyen predáció (SÖDERSTRÖM és KARLSSON 2010). A lineáris élőhelyekre az egyéb szegélyhatások (pl. mikroklíma, szennyeződések) jellemzőek, és jelentősebb a predációs nyomás, hiszen a ragadozók könnyebben találnak rá az itt szaporodó madarakra. Emiatt a mesterségesen kialakított, egyszintű erdőszegélyek és keskeny bokorsorok (a kiterjedt, változatosabb szerkezetű foltokhoz képest) szuboptimális fészkelőhelyet jelentenek a legtöbb faj, így a tövisszűrő gébics számára is.

Az időjárási tényezők (emiatt a globális klímaváltozás) is jelentős hatással vannak a fajra. A költési időszakban a pároknak a viharos, hűvös, csapadékos napokon komoly nehézséget jelent a fiókaetetés – ezt hivatott ellensúlyozni a zsákmány raktározása: a vadászatra alkalmatlan időjárás esetén a feltűzött préda biztosítja a család ellátását (TRYJANOWSKI és mtsai 2003). A bokorban viszonylag magasra rakott fészket komoly viharok idején mind az erős szél, mind a heves esőzés veszélyezteti. Természetesen ez is főként a keskeny, vonalas élőhelymozaikokat, egyedülálló bokrokat érinti.

Mivel jelenleg az európai fészkelőállomány jelentős hányada nálunk költ, komoly felelősség hárul ránk a tövisszűrő gébics megőrzése szempontjából. Természetvédelmi szempontú kezelése viszonylag könnyen kivitelezhető, hiszen a közepes intenzitással művelt, heterogén kultúrtáj ideális számára. Megfelelő méretű nyílt, füves táplálkozóterületben elszórtan álló bokorcsoportok (pl. felhagyott vagy extenzíven legeltetett legelők), többszintű, természetyszerű erdőszegélyek vagy sövények, extenzíven művelt kiskertek-gyümölcsösök biztosíthatják fennmaradását. Nagy kiterjedésű füves területen a fészkelésre alkalmas bokorcsoporton kívül kiülőfák jelentősen segíthetik a sikeres zsákmányolásban. A költési siker szempontjából fontos a fészkelő- és táplálkozóhely térbeli elhelyezkedése. A szegényes táplálkozóterületeket (pl. fiatal erdősítéseket, lucernást, szántót) elválasztó sövényekben szükségből fészket rakhat ugyan, de szaporodási sikerét tört részére (akár 15%-ra!) csökkenti részben a táplálékbeszerzés nehézsége, részben a megnövekedett predációs nyomás (FUISZ és ZÖLEI 2003). Élőhelyeinek átmeneti jellege miatt hosszú távú megőrzése érdekében azzal kell tervez-

ni, hogy az erősen becserjésedett (30% feletti fásszárú borítású) területek alkalmatlanná válnak számára (felhagyást/tarvágást követő mintegy 30 éven belül). Egyes vizsgálatok szerint diszperziós, illetve rekolonizációs képessége nem túl jó, így annak az esélye, hogy egymástól távol eső élőhelyszigetek életképes állományt tartsanak fenn, elég csekély (legszélsőségesebb példaként megemlíthető, hogy Nagy-Britanniából 1992-ben a faj kipusztult és visszatelepülése annak ellenére is problémás, hogy a szomszédos kontinentális országokban az állományok továbbra is jelen vannak) (1. táblázat).

Néhány gondolat a természeti területek tervezéséről

Az Európai Közösség rendelete alapján a Natura 2000 rendszer természeti területeinek (bővülő) hálózata 1992-ben jött létre és a közösségi szinten természetvédelmi szempontból kiemelt fajokat és élőhelyeket hivatott megővni. A tapasztalatok szerint azonban önmagában, (illetve a tagállamok szintjén kijelölt, különböző védettségi szintű területekkel együttesen) sem bizonyul elégséges eszköznek számtalan különleges ökológiai igényű faj állománycsökkenésének visszafordítására (ANGELSTAM és mtsai 2004). Még kevésbé képes alkalmazkodni a klímaváltozás hatására eltolódó area-határokhoz és élőhely-váltásokhoz (BRAMBILLA és mtsai 2014). A globális felmelegedés olyan kihívásokat támaszt a jellemzően terület-alapú emberi tevékenységekkel – így a természetvédelemmel – szemben, amelyeknek megválaszolásához sokkal hosszabb távú előzetes tervezés szükséges, mint eddig bármihez!

A természetvédelem hagyományos prioritáskijelölési módszereinek alkalmazhatósága (pl. erőforrások ritka „zászlóshajó” és „ernyőfajokra” való koncentrációja) régóta áll a természetvédelmi biológusok figyelmének központjában. Vannak azonban arra utaló, napjainkban is gyakran figyelmen kívül hagyott jelzések arra nézve, hogy a zászlóshajó-fajok már nem elégségesek (sőt, megőrzésükről a klímaváltozás és a rendelkezésre álló erőforrások hatékony felhasználása tükrében sokukról adott területen le is kell mondanunk). A legtöbb gyakori faj állománya is csökkenőben van: az agrártáj gyakori fajainak 28%, a gyakori erdei fajok populációmérete 18%-kal csökkent (GREGORY és mtsai 2007).

Számos esettanulmány és átfogó munka mutat arra, hogy az adminisztratív kényszernek megfelelően elhatárolt területek folt-szintű kezelése nem előremutató. Az adott élőhelyfoltot körülvevő „mátrix” tulajdonságai befolyásolják nem csak a folton belül végbemenő folyamatokat, de pl. a folt használatára vonatkozó prioritások megválasztását. Amíg a biodiverzitás megőrzését célzó beavatkozások költségeit a

1. táblázat. Erdőlakó közösségi jelentőségű madárfajok szempontjából fontos szerkezeti elemek és területhasználati ajánlások

Faj szempontjából fontos szerkezeti elemek (fenntartása/ létrehozása) és területhasználati ajánlások	Törpekuvika (<i>Glaucopteryx passerinum</i>)	Gatyáskuvika (<i>Aegolius funereus</i>)	Fekete harkály (<i>Dryocopus martius</i>)	Fehérhátú fakopáncs (<i>Dendrocopos leucotos</i>)	Kis légykapó (<i>Ficedula parva</i>)	Örvös légykapó (<i>Ficedula albicollis</i>)	Hamvas küllő (<i>Picus canus</i>)	Balkáni fakopáncs (<i>Dendrocopos syriacus</i>)	Közép fakopáncs (<i>Dendrocopos medius</i>)	Lappantyú (<i>Caprimulgus europaeus</i>)	Erdei pacsirta (<i>Lullula arborea</i>)	Karvalyposzáta (<i>Sylvia nisoria</i>)	Tövisszűrő gébics (<i>Lanius collurio</i>)
Nagy mennyiségű holt fa (>20 m ³ /ha)			•	•	•		•		•				
fekvő holt fa (5 cm>)							•			•			
fekvő holt fa (5-10 cm)			•	•			•		•	•			
fekvő holt fa (11-20 cm)	•	•	•	•			•	•	•				
fekvő holt fa (21 cm<)	•	•	•	•					•				
lábon száradt fa			•	•	•	•	•		•		•		
megrepedt törzsű fa	•	•			•	•			•				
száradt ágak-ágcsónok			•	•	•	•	•	•	•				
leváló fakéreg			•	•	•	•	•	•	•				
Mesterséges odú / költőláda / természetes odú	•	•	•	•	•	•	•	•	•				
letört ág (természetes odúképződés)	•	•	•	•	•	•	•	•	•				
kiülőlhely (T-fa, kinyúló ág, egyedülálló bokor vagy fa)	•	•			•	•				•	•	•	•
idős faegyedek	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•		
nagyméretű, belülről korhadásnak indult faegyedek	•	•	•	•	•		•		•				
böhcncösödő fa	•	•	•	•	•	•	•	•	•			•	
kis vízállásos terület, vizesélőhelyfolt	•			•	•							•	
természetes lékek	•	•	•			•	•		•	•	•		
szálalással megbontott lombkorona	•	•	•		•	•	•		•	•			
erdőtombon belüli nyílt élőhely (tisztás, néhány ha-os véghasználat)	•	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•
gazdag cserjeszint	•				•	•		•				•	•
gazdag lágyszárúsint												•	
több szintű erdőszegély	•	•					•	•		•	•	•	•
gyér aljnövényzetű foltok		•					•			•	•		•
foltokban kopár talajfelszín							•			•	•		
elegység	•	•	•	•	•	•	•	•	•			•	
változatos vertikális struktúra	•	•	•	•	•	•	•	•	•			•	
tájéleptékű mozaikosság	•	•					•	•		•		•	
cserjevisszaszorítás (optimális esetben legeltetéssel)										•	•		•
rovarölőszerek mellőzése										•	•	•	•
invazív lágyszárúak visszaszorítása										•	•	•	•
időbeli korlátozás			•	•	•		•		•	•	•		
térbeli korlátozás			•	•	•		•		•	•	•		
talajfelszín kémélete							•						
nagyvadállomány mérséklése	•					•						•	
fiatal erdőfelújítások őszi sorközművelése, sorápolás										•	•		
fokozott tűzvédelmi elővigyázatosság										•	•		•
szomszédos terület vegyszerezése esetén pufferzóna kialakítása										•	•	•	•

szűkös természetvédelmi költségvetésből kell kigazdálkodni, hatványozottan fontos ezeknek az erőforrásoknak az átgondolt felosztása. Annak a gyakran felmerülő kérdésnek az eldöntésére például, hogy egy adott folt körül érdemes-e védőzónát létesíteni, szintén a „mátrixot” kell vizsgálni: milyen tevékenységekkel érintett a folt környezete, milyen széles/fajgazdag/heterogén szegélye van, stb. Ernyőfajokat példaként használó, teoretikus modellezés alapján a természetvédelmi szempontú tervezés területi egységének javasolt mérete minimálisan 40 000 ha, (amennyiben a terület kizárólag alkalmas élőhelyből áll), illetve, ahol az alkalmas élőhely csak minimális mennyiségben található meg, ott átlagosan 250 000 ha. A gyakorlat ezzel szemben azt mutatja, hogy a védett területek mindössze 1–1000 ha nagyságúak (Balti-tenger térségére vonatkozó adat). A kizárólagosan a védett területekkel való tervezés például csak korlátozottan képes figyelembe venni a diszperziót, ami a populációk hosszú távú életképességének meghatározó folyamata (ANGELSTAM és mtsai 2004, BAILLIE és mtsai 2004). Az is csak tájleptékben valósítható meg, hogy egyes ökológiai folyamatok számára lehetőséget biztosítsunk térben és időben, így pl. szukcessziós, metapopulációs, illetve természetes bolygatások utáni regenerációs folyamatokhoz. Mindezek miatt a szigetbiogeográfiai alapokon nyugvó „élőhely vs (kedvezőtlen) mátrix” bináris kategorizálás alkalmatlan a realisztikus tervezéshez (WIENS 1994, LINDENMAYER és mtsai 2006).

Arra meglehetősen korlátozottak a lehetőségek, hogy társadalmi-gazdasági érdekekkel való összeütközés nélkül újra lehessen tervezni egy olyan – évszázadok óta használt – kultúrtáját, amilyen Magyarország. A hálózatszemléletű tervezésnek, tájleptékű kezelésnek azonban mégis vannak egérútjai, sőt, a földhasználat jelentős mértékű újragondolását a globális klímaváltozás egyre inkább sürgeti. A „klímarefugiumok” létrehozása különösen nagy kihívás: mivel a legtöbb faj esetében drasztikus area-eltolódással kell számolni (BRAMBILLA és mtsai 2014). A jelenlegi (sokszor célzottan ezen fajok megőrzését szolgáló) védett területekről egyes kiemelt fajok élőhelyei akár 40–100%-kal is „kicsúszhatnak”. A jelenlegi gyakorlat által korlátozott szukcessziós folyamatok és komolyabb természetes zavarások (pl. a 2014/2015 telén történt kiterjedt jégtörés) lejátszódásához „ökoszisztéma-folyamat rezervátumokat” kell kijelölni, amelyekben a kezelés (a feltermelés, illetve a készletgondozás) elhagyásával a természetes regeneráció folyamatai érvényesülhetnek (BOLLMANN és BRAUNISCH 2013).

Az élővilág térbeli alkalmazkodását a kezelési gyakorlat alapvetően kétféleképpen támogathatja. Az élőhelyfolton „belül” a lokális reziliencia növelése a jobb természeti állapot kialakításával érhető el. Ennek az eszköztára nagyjából megfelel a hagyományos, rezervátumszemléletű természetvédelmi kezelés eszközeinek (előnyben részesíti az aktív beavatkozást

igénylő élőhelyrekonstrukciót). Leghatékonyabb/leggyorsabb általánosságban véve az adott élőhelyfolt strukturális heterogenitásának növelése („adaptív kompenzáció”). Ezen továbblépve, a tájleptékű beavatkozások szintjén egyrészt az egyes foltok elhelyezkedését, azaz magát a hálózatot lehet újratervezni, illetve – a realitás talaján maradván – a foltok konnektivitásán lehet javítani (GUSTAFSSON és mtsai 2013). A heterogenitás kedvező hatása tájleptékben is érvényesül. Számos tanulmány arra mutat, hogy a fragmentáció (sok esetben egyébként önkényesen megállapított kategóriákkal) negatív következményei részben ellensúlyozhatóak a változatos tájszerkezet kialakításával.

Az általános ajánlások természetesen nem működnek minden faj számára. A nagyobb területigényű fajok számára a tíz hektáros nagyságrendű „rezervátumok” elégtelenek, a pár kilométeres távolságot viszont könnyen megtehetik. Az erősen korlátozott diszperziós képességű fajok számára a „rezervátumokat” körülvevő kis területen metapopuláció-struktúra kialakulására alkalmas élőhelyfoltok láncolatát kell kialakítani (pl. egyes taplógombák spórái nem terjedtek át néhány száz méterrel arrébb lévő idős fára, lásd: SIITONEN 2001). Egy osztrák vizsgálat szerint a szarvasbogár (*Lucanus cervus*) populációja 30 év alatt nem tudott 1 kilométernyi távolságot megtenni. A tájleptékű konnektivitás megfelelő mértékét Ilkka Hanski, a metapopuláció-elmélet elismert szakértője a következőképpen határozta meg (GUSTAFSSON és mtsai 2013): adott területre nézve az élőhely területe érje el a 30%-ot. Ezen a 30%-on belül 30%-ot a célfaj szempontjából kell kezelni (illetve magára hagyni). A populációk hosszú távú fennmaradása szempontjából mind a területi koncentráció (egymással dinamikus kapcsolatban lévő, közeli metapopulációk), mind a nagyobb területet átfogó hálózattervezés elengedhetetlen (nagyobb mértékű zavarásnak is ellenálló közösségeket megalapozva).

A nagyobb foltokat összekötő élőhelyek (zöldfolyosók) lehetnek elszórt mozaikok („stepping stones”) vagy ténylegesen folytonos, vonalas struktúrák. A nyílt vegetációjú agrártájakban fellelhető „zöld struktúrák” pontosan ilyen közlekedő-utakat biztosítanak a fajok és ökológiai folyamatok számára, valamint költőhelyet szolgáltatnak számos, alapvetően erdőszegélyekhez és erősen felnyílt lombkoronaszintű erdős vegetációtípusokhoz kötődő madárfaj számára. Ezek a bokorsorok, facsoportok, műveletlen mezsgyék, füves árokpartok a jelenlegi tájszerkezetben mással pótolhatatlan értéket képviselnek a biodiverzitás számára. HINSLEY és BELLAMY (2000) áttekintő munkája alapján a sövények két legfontosabb „minőségjelzője” a méret (magasság/szélesség/térfogat) és a fák jelenléte/hiánya. A fák által biztosított takarás és a vegetáció strukturális összetétele szintén beleszámítanak a sövény élőhelyi alkalmasságába, csakúgy, mint a környező területek heterogenitása.

Az ilyen apró, önálló élőhelyként szinte alig szóba jöhető területek esetén is a (több dimenziós) sokféleség az egyik legfontosabb értékmérő.

A hálózatban való gondolkodás a természetvédelem eszköztárát hiánypótló tevékenységekkel egészíti ki. A biodiverzitásmegőrzés lehetőségeinek felmérések a természetvédelmi hangsúlyt kapó foltok térbeli elrendeződésén felül az élőhelyfolt „forrásként” való működését is meg kell becsülni. A csak nemrégiben művelés alá vont, vagy régóta fennálló, viszonylag jó állapotú állományok menedékhelyként szolgálnak, ahonnan a fajok kiáramlása elképzelhető. Ilyen refugiumok, hot-spotok lehetnek akár idős, magánosan álló fák is („habitatfák”). Ezek felderítése és bevonása a hálózatba komoly jelentőséggel bírhat.

Káros hatások mérséklésére tett aktív beavatkozások tervezésekor (elszigetelt foltoknál a konnektivitás növelése, szennyeződések ellen pufferzóna kijelölése, védett fajok számára odúkihelyezés stb.) a költséghatékonyt sem árt figyelembe venni. Általánosságban megállapítható, hogy egy jobb természetességi állapotú élőhely környezetében a „mátrix” feljavítása költséghatékonyabb, mint a teljes foltra kiterjedő, komplex természetvédelmi kezelés. A rövidtávon mutató, beruházást nem igénylő megoldások is sokat jelenthetnek: így pl. a sövények, erdőszegélyek szélesítése a „karbantartás” teljes elhagyásával; pufferzónaként is szolgáló füves mezsgye kialakítása egy traktorfordulónyi hely kihagyásával; fás/lágyszárú aljnövényzet, holtfa „csinálás”, lécek kialakítása a száralás területi koncentrációjával, stb. Az erdőtermésességi mutatók javításáról részletesen ld. FRANK és SZMORAD (2014) munkáját. Az aktív és sokszor rendkívül forrásigényes természetvédelmi beavatkozások előtt kiemelt jelentősége van a korábbi tapasztalatok összegyűjtésének. Az európai, észak-amerikai természetvédelmi tevékenységek eredményei legtöbbször pontosan dokumentáltak, publikációkban, jelentésekben rögzítettek, ugyanakkor még mindig van példa arra is, hogy a beavatkozásokat megelőzően még hazai körökben, ágazaton belül sem történik alapos tájékozódás és információcsere. (Ez a hálózattervezés alapelveivel is ütközik.) Még olyan egyszerű tevékenységnél, mint a madárodú-kihelyezés, rengeteget számít az odú legmegfelelőbb elhelyezésének, rögzítésének, anyagának, típusának pontos ismerete (LAMBRECTHS és mtsai 2012).

Az integrált erdőhasználat tervezése során előre-mutató, illetve megelőző jellegű tevékenységekben kell gondolkodni. Az egyes erdőterületek elsődleges rendeltetését az ország teljes területére nézve, kormányzati szintű koncepciók mentén úgy kell alakítani, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatások kihasználását minél hatékonyabban tegyék lehetővé. A térlépték miatt ennek a gyakorlatnak a megvalósítása elsősorban az állami erdőkben elképzelhető. A döntéshozási folyamat első lépése lehet, hogy az állományok egyedi mérlegelése alapján rangsorolásra kerül, hogy milyen

gazdasági hozamot produkálnak és milyen biodiverzitási értéket képviselnek (vagy költséghatékony alakítások után képviselni fognak). A terület nyújtotta ökoszisztéma szolgáltatások maximalizálásával a két véglet (intenzíven használt faültetvény és kizárólag biodierzítés-védelmi erdő legfeljebb inváziós fajok kezelésével) között az integrált módszerek számtalan megoldása kínálkozik (POIRAZIDIS és mtsai 2011). A klímaváltozásra is kellőképpen felkészült erdőgazdálkodásnak arra is lehetőséget kell biztosítani, hogy különleges rendeltetésű területeken kísérletes kezelésekkel monitorozza az egyes kezelési forgatókönyvek hatásait, mivel a kérdés korábban említett komplexitása miatt számos hatás nem, vagy csak nehezen jósolható. A hatásmonitorozásnál arról sem szabad elfeledkezni, hogy az erdei ökoszisztémákra nézve kiemelten hosszú idő szükséges bizonyos folyamatok detektálásához (populáció szinten gondoljunk csak a „kipusztulási adósságra” vagy a regeneráció tájtörténeti, tájszerkezeti okok miatti meghosszabbodására).

Sok esetben valójában nem a fragmentáció az, ami önmagában egy populáció csökkenését okozza. Minden egyes faj (sőt, néha ugyanazon faj két neme vagy egy egyed különböző életstádiumai) másképp érzékeli a fragmentáció mértékét. Elméleti síkon akkor beszélünk fragmentációról, ha a tájban az adott élőhelytípus mennyisége 20% alá csökken (CARLSON 2000), bár a változást már nyilván ezt megelőzően is érzékeli a populációk (eddig a mértékig méretük általában egyenes arányban csökken a zsugorodó élőhely méretével). A 20%-os küszöb alatt azonban a további csökkenés exponenciálisan növeli a foltok közötti távolságot (GARDNER és O’NEILL 1991, GUSTAFSSON és PARKER 1992) és a populáció a továbbiakban önállóan nem életképes. Nagyságától, generációs idejétől, a fajtól, a tájtörténettől és még számtalan más tényezőtől függően egy idő múlva a kipusztul (ezt az időkéleltetést nevezzük „kipusztulási adósságnak”: az egyedek ugyan még jelen vannak a területen, de a populáció már nem funkcionális) vagy b) az élőhelyfolt konnektivitásától (és számos más tényezőtől) függően visszatelepül. Az erdei élőhelyek megfelelő konnektivitásához GUSTAFSSON és mtsai (2013) a következő általános iránymutatást fogalmazták meg:

- forráspopuláció fenntartására minimum 10 ha-os „rezervátumok” az erdőfoltban belül
- kulcselemek hálózata (minimum 1 ha-os hagyásfacsoportok), egymástól 1–2 km-es távolságban
- a „mátrixban” hektáronként 5–10 hagyásfa (egyedülálló vagy facsoport), különböző mikroélőhelyeken (pl. árnyékos-benapozott)

Megkönnyíti a tervezést és a kezelés eredményességének felmérését a konkrét célkitűzések megfogalmazása. Például, ha az egyes ökoszisztéma szolgáltatásokat sikerül az erdő bizonyos szerkezeti elemeihez/

azok kombinációihoz hozzákapcsolni, akkor a kívánt strukturális elemek létrehozása számára célterületeket lehet kijelölni, illetve azokat mennyiségileg is könnyebb szabályozni.

A tervezés során nem szabad figyelmen kívül hagyni az egyes tevékenységek, jelenségek által beindított láncolatokat: kis térléptékű beavatkozások (amilyen a szálalás a vágásos üzemmódhoz képest) jobban feltárt erdőket jelentenek, a fragmentáció és zavarás növekedhet. A CO₂-koncentráció növekedése bizonyos állományokban nagyobb elsődleges produkciót eredményezhet, ami miatt vágásos üzemmódban az egyes állománytípusok véghasználata előrébb tolódik. Ezzel az idős erdőkre jellemző, amúgy is nagyrészt hiányzó elemek tovább szegényednek. Az integrált és klímaváltozáshoz alkalmazkodó tervezésben egyre nagyobb szerepet fog kapni a kockázatkezelés, a kármentés, katasztrófavédelemre való felkészülés.

A védett területek hálózatának előzetes tervezése, illetve a prioritások kijelölésére egyre bővülő eszköztárral rendelkezünk. A nagy területeket átfogó elemzések és összetett javaslatok kidolgozásához hatalmas mennyiségű adatra, az alkalmazott tudomány objektivitására és a szakértői tapasztalatokon

alapuló értékítéletekre egyaránt szükség van, hiszen a rengeteg változóval dolgozó, bonyolult modellek alapján nagy jelentőségű döntéseket hozni hatalmas felelősséggel jár (ez az úgynevezett poszt-normális tudomány területe, ld. RAVETZ és FUNTOWICZ 2013). Ilyen léptékben nagy segítséget jelentenek az empirikus vizsgálatokat és a magas ráfordítás-igényű terepi adatgyűjtést kiegészítő technikák (pl. a távérzékeléssel nyerhető adatok és az egyre komolyabb technológiai háttérrel igénylő modellezés-elemzés). Az elemzések értelmezéséhez és gyakorlatba való átültetéséhez mind nagyobb szükség van olyan interdiszciplináris és transzdiszciplináris tudásra, amely képes szintetizálni a különböző tudományterületek (pl. természet-, társadalomtudományok, közgazdaságtan) eredményeit, a társadalmi elvárásokat, közreműködési hajlandóságot és képes mindezeket gyakorlati javaslatokra lefordítani a döntéshozók, a gazdálkodók, területkezelők számára. Egy ilyen párbeszéd elősegítené a biodiverzitás (mint az ökoszisztéma-szolgáltatások egy lehetséges „szinonímája”) fontosságának mérlegelését és elfogadását, úgy a szakmapolitikai-politikai, mint a szélesebb társadalmi rétegek körében (RAVETZ és FUNTOWICZ 2013).

Irodalomjegyzék

- 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közöttételéről.
1996. évi LIII. törvény a természet védelméről.
2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról.
- 47/2014. (IV. 24.) VM rendelet a 2014. évi körzeti erdőtervezésre vonatkozó tervezési alapelvekről, valamint az érintett körzeti erdőtervek alapján folytatott erdőgazdálkodásról.
- 85/2012. (VIII. 6.) VM rendelet a 2012. évi körzeti erdőtervezésre vonatkozó tervezési alapelvekről, valamint az érintett körzeti erdőtervek alapján folytatott erdőgazdálkodásról.
- ALEXANDER, I. és CRESWELL, B. (1990): Foraging by Nightjars *Caprimulgus europaeus* away from their nesting areas. – *Ibis* **132**(4): 568–574.
- ANGELSTAM, P., ROBERGE, J. M., LÖHMUS, A., BERGMANIS, M., BRAZAITIS, G., DÖNZ-BREUSS, M., EDENIUS, L., KOSINSKI, Z., KURLAVICIUS, P., LÄRMANIS, V., LÜKINS, M., MIKUSINSKI, G., RAČINSKIS, E., STRAZDS, M. és TRYJANOWSKI, P. (2004): Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds. – *Ecological Bulletins* **51**: 427–453.
- AULÉN, G. (1988): *Ecology and distribution history of the White-backed Woodpecker Dendrocopos leucotos in Sweden*. – Doktorsavhandling. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Uppsala.
- BAILLIE, J. E. M., HILTON-TAYLOR, C. és STUART, S. (2004): *IUCN Red List of Threatened Species: A global species assessment*. – In IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, p. 217.
- BEBESI, Z. (2014): <http://birding.hu/megfigyeles/adatlap/651477>
- BENGSTON, J., NILSSON, S. G., FRANCC, A. és MENOZZI, P. (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. – *Forest Ecology and Management* **132**: 39–50.
- BERAUDEO, P., CAULA, B. és PETTAVINO, M. (2012): La civetta nana *Glaucidium passerinum*, nelle valli della Provincia di Cuneo (Alpi Sud-Occidentali). – *Riv. Ital. Orn.* **80**(2): 73–78.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. – BirdLife International, Cambridge, U.K., 374 pp.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2014): Species factsheet: *Lanius collurio*. – Downloaded from <http://www.birdlife.org>.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2014): Species factsheet: *Sylvia nisoria*. – Downloaded from <http://www.birdlife.org>.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2015): *European Red List of Birds*. – Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- BLICHARSKA, M., BAXTER, P. W. és MIKUSIŃSKI, G. (2014): Practical implementation of species' recovery plans – lessons from the White-backed Woodpecker Action Plan in Sweden. – *Ornis Fennica* **91**(2): 108–128.
- BLUME, D. (1973): *Schwarzspecht, Grünspecht, Grauspecht*. – Neue Brehm-Bücherei, Nr. 300. A. Ziemsen Verlag Wittenberg Lutherstadt, 53 pp.
- BOIKO, S. N. és SHUTOVA, E. V. (2005): *Diets of the pygmy owl Glaucidium passerinum and Tengmalm's owl Aegolius funereus in the Gulf of Kandalaksha area, White Sea*. – Proceedings of the Workshop: Status of raptor populations in Eastern Fennoscandia.
- BOLLMANN, K. és BRAUNISCH, V. (2013): *To integrate or to segregate: balancing commodity production and biodiversity conservation in European forests*. – In: KRAUS, D. és KRUMM, F. (szerk.): Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.

- BRAMBILLA, M., BERGERO, V., BASSI, E. és FALCO, R. (2014): Current and future effectiveness of Natura 2000 network in the central Alps for the conservation of mountain forest owl species in a warming climate. – *European Journal of Wildlife Research* DOI 10.1007/s10344-014-0864-6.
- BRAUNISCH, V., COPPES, J., ARLETTAZ, R., SUCHANT, R., ZELLWEGGER, F. és mtsai (2014): Temperate Mountain Forest Biodiversity under Climate Change: Compensating Negative Effects by Increasing Structural Complexity. – *PLoS ONE* 9(5): e97718.
- CARLSON, A. (2000): The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). – *Forest Ecology and Management* 131(1–3): 215–221.
- CBD – Convention on Biological Diversity, Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>
- COLLINGE, W. E. (1920): The Food of the Nightjar (*Caprimulgus europaeus* L.). – *Journal of the Ministry of Agriculture* 26 (10): 992–995.
- CRAMP, S (szerk.) (1985): *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. Volume IV.* – Oxford University Press, Oxford, 970 pp.
- CRAMP, S. (szerk.) (1988): *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. Volume V.* – Oxford University Press, Oxford, 1084 pp.
- CRAMP, S és PERRINS, C. M. (szerk.) (1993): *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. Volume VII.* – Oxford University Press, Oxford, 700 pp.
- CZÁJLIK, P. és HARMOS, K. (2000): Etológiai és ökológiai vizsgálatok a fehérhátú fakopáncs (*Dendrocopos leucotos*) állományán két mátraai erdőrezervátumban. – *Aquila* 105–106: 97–114.
- CZÚCZ, B. (2010): *Az éghajlatváltozás hazai természetközeli élőhelyekre gyakorolt hatásainak modellezése.* – PhD értekezés. Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Doktori Iskola, 164 pp.
- DANDL, J. (1957): Az erdei pacsirta fészkelése kultúrterületen, átvonulása a főváros felett és áttelelése. – *Aquila* 63–64: 292.
- DEME, T. (megjelenés alatt): A kis légykapó (*Ficedula parva*) fogási tapasztalatai és gyűrűzésének eredményei a Mecsekben. – *Ornis Hungarica*.
- FARKAS, R., HORVÁTH, R. és PÁSZTOR, L. (1997): Nesting success of the red-backed shrike (*Lanius collurio*) in a cultivated area. – *Ornis Hungarica* 7: 23–27.
- FIELD, C. B., BARROS, V. R., DOKKEN, D. J., MACH, K. J., MASTRANDREA, M. D., BILIR, T. E., CHATTERJEE, M., EBI, K. L., ESTRADA, Y. O., GENOVA, R. C., GIRMA, B., KISSEL, E. S., LEVY, A. N., MACCRACKEN, S., MASTRANDREA P. R. és White, L. L. (szerk.): (2014): *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability.* – Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 271–359.
- FRANK, T. (szerk.) (2000): *Természet – Erdő – Gazdálkodás.* – MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, 214 pp.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (szerk.) (2014): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek 2.* – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 pp.
- FUISZ, T. I. és ZÖLEI, A. (2003): Feeding-site geometry and habitat use of Red-backed Shrikes (*Lanius collurio*) breeding around forest plantations and in natural areas in Hungary. – *Die Vogelwarte* 42(1–2): 32–33.
- FULLER, R. J. (2000): Influence of treefall gaps on distributions of breeding birds within interior old-growth stand sin Bialowieza Forest, Poland. – *The Condor* 102: 267–274.
- FULLER, R. J. (2003): *Bird Life of Woodland and Forest.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- FULLER, R. J., NOBLE, D. G., SMITH, K.W. és VANHINSBERGH, D. (2005): Recent declines in populations of woodland birds in Britain: a review of possible causes. – *British Birds* 98: 116–143.
- GARDNER, R. H. és O'NEILL, R. V. (1991): *Pattern, process, and predictability: the use of neutral models for landscape analysis.* – In: TURNER, M. G. és GARDNER, R. H. (szerk.): *Quantitative Methods in Landscape Ecology.* Springer-Verlag, New York, pp. 289–307.
- GARMENDIA, A., CÁRCAMO, S. és SCHWENDTNER, O. (2006): *Forest management considerations for conservation of black woodpecker *Dryocopus martius* and white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees).* – In: HAWKSWORTH, D. L. és BULL, A. T. (szerk.): *Forest Diversity and Management.* Springer, Dordrecht, Netherlands, pp. 339–355.
- GOLAWSKI, A. (2007): Does the red-backed shrike (*Lanius collurio*) benefit from nesting in the association with the barred warbler (*Sylvia nisoria*)? – *Polish Journal of Ecology* 55(3): 501–504.
- GORMAN, G. (1996): Identification du Pic syriaque *Dendrocopos syriacus* et répartition en Europe. – *Ornithos* 3(4): 178–186.
- GORMAN, G. (2004): *Woodpeckers of Europe: A Study of the European Picidae.* – Bruce Coleman, Coleman Publishing, Chalfont St Peter, 192 pp.
- GORMAN, G. (2011): *The Black woodpecker. A monograph on *Dryocopus martius*.* – Lynx Edicions, Barcelona, 184 pp.
- GORMAN, G. (2014): *Woodpeckers of the World: the Complete Guide.* – Christopher Helm, London, 528 pp.
- GREGORY, R. D., VORISEK, P., VAN STRIEN, A., GMELIG MEYLING, A. W., JIGUET, F., FORNASARI, L., REIF, J., CHYLARECKI, P. és BURFIELD, I. J. (2007): Population trends of widespread woodland birds in Europe. – *Ibis* 149 (Suppl. 2): 78–97.
- GRESCHIK, J. (1938): *A *Dryobates syriacus balcanicus* Gengl. és Stres. előfordulása és fészkelése a Magyar Alföldön. Vorkommen und Brüten von *Dryobates syriacus balcanicus* Gengl. és Stres. in der Ungarischen Tiefebene.* – *Kócsag* 9–11: 84–93.
- GUSTAFSSON, E. J. és PARKER, G. R. (1992): Relationships between landscape proportion and indices of landscape spatial pattern. – *Landscape Ecology* 7: 101–110.
- GUSTAFSSON, L., BAUHUS, J., KOUKI, J., LÖHMUS, A. és SVERDRUP-THYGESON, A. (2013): *Retention forestry: an integrated approach in practical use.* – In: KRAUS, D. és KRUMM, F. (szerk.): *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity.* European Forest Institute, pp. 284.
- HAGEMEIJER, W. J. M. és BLAIR, M. J. (1997): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance.* – T és A D Poyser, London, 906 pp.
- HALONEN, M., MAPPES, T., MERI, T. és SUHONEN, J. (2007): Influence of snow cover on food hoarding by pygmy owls *Glaucidium passerinum*. – *Ornis Fennica* 84: 105–111.
- HARASZTHY, L. (szerk.) (1998): *Magyarország madarai.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 432 pp.
- HAYWARD, G. D. és VERNER, J. (szerk.) (1994): *Flammulated, boreal, and great gray owls in the United States: A technical conservation assessment.* – Gen. Tech. Rep. RM–253. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 214 pp.
- HENRIOUX, P., HENRIOUX, J. D., WALDER, P. és CHOPARD, G. (2003): Effects of forest structure on the ecology of Pygmy Owl *Glaucidium passerinum* in the Swiss Jura Mountains. – *Vogelwelt* 124: 309–312.
- HINSLEY, S. A. és BELLAMY, P. E. (2000): The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. – *The Journal of Environmental Management* 60: 33–49.

- HOLAN, V. (1995): *Population density and breeding biology of Red-backed Shrikes in Czechoslovakia*. – In: YOSEF, R. és LOHNER, F. E. (szerk.): Shrikes of the world I.: Biology and conservation. Proceedings of the Western Foundation of vertebrate Zoology **6**(1): 76–77.
- HOMOKI NAGY, I. (1938): Kiskunfélegyháza városi avifaunájának vizsgálata. Die Vogelwelt der Stadt Kiskunfélegyháza. – *Kócsag* **9–11**: 55–67.
- IUCN Red List (2015): *Dendrocopos medius* – <http://www.iucnredlist.org/details/22681114/0>
- IUCN Red List (2015): *Dendrocopos leucotos* – <http://www.iucnredlist.org/details/22727124/0>
- IUCN Red List (2015): *Dendrocopos syriacus* – <http://www.iucnredlist.org/details/22681127/0>
- IUCN Red List (2015): *Dryocopus martius* – <http://www.iucnredlist.org/details/22681382/0>
- IUCN Red List (2015): *Ficedula albicollis* – <http://www.iucnredlist.org/details/22709315/0>
- IUCN Red List (2015): *Ficedula parva* – <http://www.iucnredlist.org/details/22735909/0>
- IUCN Red List (2015): *Lullula arborea* – <http://www.iucnredlist.org/details/22717411/0>
- IUCN Red List (2015): *Picus canus* – <http://www.iucnredlist.org/details/22726503/0>
- KALOTÁS, Zs. (2014): *Hamvas küllő (Picus canus)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 637–640.
- KEVE, A. (1955): A balkáni fakopáncs terjeszkedése Európában. Expansion of the Syrian Woodpecker in Europe. – *Aquila* **59–62**: 299–310.
- KEVE, A. (1960): Der Blutspecht (*Dendrocopos syriacus* Hempr. és Ehrenb.) in Ungarn. A balkáni fakopáncs (*Dendrocopos syriacus* Hempr. és Ehrenb.) Magyarországon. – *Vertebrata Hungarica* **2**(2): 243–260.
- KEVE, A. (1962): Zur Ausbreitung des Blutspechts in Europa. – *Der Falke* **9**(4): 143–144.
- KORPIMÄKI, E. (1986): Seasonal changes in the food of the Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in western Finland. – *Annales Zoologici Fennici* **23**: 339–344.
- KORPIMÄKI, E. (1987): Prey caching of breeding Tengmalm's owls *Aegolius funereus* as a buffer against food shortage. – *Ibis* **129**: 499–510.
- KÖNIG, C. (1998): *Ecology and population of pygmy owls *Glauclidium passerinum* in the Black Forest (SW Germany)* – In: CHANCELLOR, R. D., MEYBURG, B. U. és FERRERO, J. J. (szerk.): Holarctic birds of Prey. Adenex–WWGBP.
- KRAJL, J., CIKOVIC, D., DUMBOVIC, V., DOLENEC, Z. és TUTIS, V. (2009): Habitat preferences of the Collared Flycatcher, *Ficedula albicollis* (Temm.) in mountains of continental Croatia. – *Polish Journal of Ecology* **57**(3): 537–545.
- KUŹNIAK, S., BEDNORZ, J. és TRYJANOWSKI, P. (2001): Spatial and Temporal Relations between the Barred Warbler *Sylvia nisoria* and the Red-Backed Shrike *Lanius collurio* in the Wielkopolska Region (W Poland). – *Acta Ornithologica* **36**(2): 129–133.
- LAMBRECHTS, M., WIEBE, K., SUNDE, P., SOLONEN, T., SERGIO, F., ROULIN, A., MØLLER, A. P., LÓPEZ, B. C., FARGALLO, J. A., EXO, K. M., DELL'OMO, G., COSTANTINI, D., CHARTER, M. W., BUTLER, M., BORTOLOTTI, G. R., ARLETTAZ, R. és KORPIMÄKI, E. (2012): Nest-box design for the study of diurnal raptors and owls is still an overlooked point in ecological, evolutionary and conservation studies: a review. – *Journal of Ornithology* **153**(1): 23–34.
- LANE, W. H., ANDERSEN, D. E. és NICHOLLS, T. H. (1994): Habitat Use and Movements of Breeding Male Boreal Owls (*Aegolius funereus*) in Northeast Minnesota as Determined by Radio Telemetry. – 2nd Owl Symposium.
- LANGSTON, R. H. W., LILEY, D., MURISON, G., WOODFIELD, E. és CLARKE, R. T. (2007): What effects do walkers and dogs have on the distribution and productivity of breeding European Nightjar *Caprimulgus europaeus*? – *Ibis* **149**(Suppl. 1): 27–36.
- LANGSTON, R. H. W., WOTTON, S. R., CONWAY, G. J., WRIGHT, L. J., MALLORD, J. W., CURRIE, F. A., DREWITT, A. L., GRICE, P. V., HOCCOM, D. G. és SYMES, N. (2001): Nightjar *Caprimulgus europaeus* and Woodlark *Lullula arborea* – recovering species in Britain? – *Ibis* **149**(Suppl. 2): 250–260.
- LEHIKONEN, A., LEHIKONEN, P., LINDÉN, P. és LAINE, T. (2011): Population trend and status of the endangered White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland. – *Ornis Fennica* **88**: 195–207.
- LILEY, D. és CLARKE, R. T. (2003): The impact of urban development and human disturbance on the numbers of nightjar *Caprimulgus europaeus* on heathlands in Dorset, England. – *Biological Conservation* **114**: 219–230.
- LINDENMAYER, D. B., FRANKLIN, J. F. és FISCHER, J. (2006): General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. – *Biological Conservation* **131**: 433–445.
- LINDNER, M., KRUMM, F., és NABUURS, G.-J. (2013): *Biodiversity conservation and forest management in European forest ecosystems under changing climate*. – In: KRAUS, D. és KRUMM, F. (szerk.): Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, 284 pp.
- LÓPEZ, B. C., POTRONY, D., LÓPEZ, A., BADOSA, E., BONADA, A. és SALÓF, A. (2010): Nest-Box Use by Boreal Owls (*Aegolius funereus*) in the Pyrenees Mountains in Spain. – *Journal of Raptor Research* **44**(1): 40–49.
- LOWE, A., ROGERS, A. C. és DURRANT K. L. (2014): Effect of human disturbance on long-term habitat use and breeding success of the European Nightjar, *Caprimulgus europaeus*. – *Avian Conservation and Ecology* **9**(2): 6.
- MAGYAR, G., HADARICS, T., WALICZKY, Z., SCHMIDT, A., NAGY, T. és BANKOVICS, A. (1998): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae*. – KTM – MME – Winter Fair, Budapest–Szeged, 202 pp.
- map.mme.hu (2015): <http://www.map.mme.hu/maps/map2>
- MÁRTON, A. (2014): <http://milvus.ro/wp-content/uploads/2015/06/Raport-Final-V6.pdf>
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. – Island Press, Washington DC, USA. 155 pp.
- MIKUSINSKI, G. és ANGELSTAM, P. (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change – a review. – *Die Vogelwelt* **118**: 277–283.
- MITRUS, C. és SOĆKO, B. (2005): Politerritoriality and the first record of polygyny in the red-breasted flycatcher *Ficedula parva* in a primeval forest. – *Acta Ornithologica* **40**: 170–172.
- MITRUS, C., SPARKS, T. H. és TRYJANOWSKI, P. (2005): First evidence of phenological change in a transcontinental migrant overwintering in the Indian sub-continent: the Red-breasted Flycatcher *Ficedula parva*. – *Ornis Fennica* **82**: 13–19.
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae*. – Magyar Madártani Egyesület, Budapest, 278 pp.
- MOSKÁT, Cs. (1988): Breeding bird community and vegetation structure in a beech forest in the Pilis Mountains, N. Hungary. – *Aquila* **95**: 105–112.

- MOSKÁT, Cs. (2001): Changes of frequencies of hunting techniques in the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) during the breeding season. – *Ornis Hungarica* **11**: 33–36.
- NAGY, Cs. (szerk.) (2013): *Odúlakó madaraink védelme*. – Magyar Madártani Egyesület, Budapest, 80 pp.
- NÉMETH, Cs. (2000): A kis légykapó (*Ficedula parva*) élőhelyválasztása a Kőszegi-hegységben. Habitat selection of the Red-breasted Flycatcher (*Ficedula parva*) in the Kőszeg Mountains, Western Hungary. – *Ornis Hungarica* **10**(1–2): 79–85.
- NÉMETH, Cs. (2013): A Kőszegi-hegység kis légykapó (*Ficedula parva*) állománya 2013-ban. – *Cinege – Vasi Madártani Tájékoztató* **2013**(18): 13–14.
- ÓNODI, G. és WINKLER, D. (2014): *A holtfa szerepe az odúlakó madárközösségek kialakulásában*. – In: CSÓKA, Gy. és LAKATOS, F. (szerk.): *A holtfa*. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 125–145.
- ORŁOWSKI, G., WUCZYŃSKI, A. és KARG, J. (2015): Effect of Brood Age on Nestling Diet and Prey Composition in a Hedgerow Specialist Bird, the Barred Warbler *Sylvia nisoria*. – *PLOS ONE* **10**(6) doi:10.1371/journal.pone.0131100, pp. 125–145.
- OTT, J. (1986): *A kis légykapó (Ficedula parva) költése és táplálkozása*. – A Magyar Madártani Egyesület 2. Tudományos Ülése, Magyar Madártani Egyesület, Szeged, pp. 179–182.
- PACENOVSKY, S. és SOTNÁR, K. (2010): Notes on the reproduction, breeding biology and ethology of the Eurasian pygmy owl (*Glaucidium passerinum*) in Slovakia. – *Slovak Raptor Journal* **4**: 49–81.
- PAILLET, Y., BERGÈS, L., HJÁLTÉN, J., ÓDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., BIJLSMA, R. J., DE BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S., MAGURA, T., MATE SANZ, S., MÉSZÁROS, I., SEBASTIÀ, M-T., SCHMIDT, W., STANDOVÁR, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., UOTILA, A., VALLADARES, F., VELLAK, K. és VIRTANEN, R. (2010): Does biodiversity differ between managed and unmanaged forests? A meta-analysis on species richness in Europe. – *Conservation Biology* **24**: 101–112.
- PAQUET, J. Y., VANDEVYVRE, X. és DELAHAYE, L. (2006): Bird assemblages in a mixed woodland-farmland landscape: the conservation value of silviculture-dependant open areas in plantation forest. – *Forest Ecology and Management* **227**: 59–70.
- PAYEVSKY, V. A. (1999): Breeding biology, morphometrics, and population dynamics of *Sylvia* warblers in the Eastern Baltic. – *Avian Ecology and Behaviour* **2**: 19–50.
- PAYEVSKY, V. A., VYSOTSKY, V. G. és ZELENKOVA, N. P. (2003): Extinction of a barred warbler *Sylvia nisoria* population in the Eastern Baltic: long-term monitoring, demography and biometry. – *Avian Ecology and Behaviour* **11**: 89–105.
- PETERKEN, G. F. és HARDING, P. T. (1975): Woodland conservation in Eastern England: comparing the effects of changes in three study areas. – *Biological Conservation* **8**: 279–298.
- PETROVICS, Z. (1997): A gatyáskuvik (*Aegolius funereus*) első fészkelése Magyarországon. – *Túzok* **2**(3): 106–108.
- PETROVICS, Z. (2009): *Az éjszaka ragadozómadarai – A baglyok*. – Abaúj–Zemplén Értékeiért Közhasznú Egyesület, Sátoraljaújhely, 28 pp.
- PETTERSON, B. (1985): Ecology of an isolated population of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden and its relation of general theories on extinction. – *Biological Conservation* **32**: 335–353.
- POIRAZIDIS, K., SCHINDLER, S., KATI, V., MARTINIS, A., KALIVAS, D., KASIMIADIS, D., WRBKA, T. és PAPAGEORGIOU, A. C. (2011): *Conservation of Biodiversity in Managed Forests: Developing an Adaptive Decision Support System*. – In: LI, C. (szerk.): *Landscape Ecology in Forest Management and Conservation*. Chapter 16. Higher Education Press, Beijing and Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 381–423.
- POLAK, M. (2014): Protective nesting association between the Barred Warbler *Sylvia nisoria* and the Red-backed Shrike *Lanius collurio*: an experiment using artificial and natural nests. – *Ecol Res DOI 10.1007/s11284-014-1183-9 productivity in the United States, Remote Sensing of Environment* **89**: 434–443.
- PONGRÁCZ, Á. és HORVÁTH, M. (2010): Javaslat a fokozottan védett ragadozómadár- és bagolyfajok, valamint a fekete gólya fészkelőhelyei körül alkalmazandó időbeni és területi korlátozószokra. – *Heliaca* **2010**(1): 104–107.
- RAVETZ, J. és FUNTOWITZ, S. (2013): *Post-normal science*. <http://www.eoearth.org/view/article/155319/>.
- REDON, M. és LUQUE, S. (2011): Presence-only modelling for indicator species distribution: biodiversity monitoring in the French Alps. – *6th Spatial Analysis and Geomatics international conference (SAGEO 2010), Nov 2010, Toulouse, France*, pp. 42–55.
- RICOSSA, M. C. és MASSA, R. (1988): The breeding season of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in Northern Italy. – *Monitore Zoologico Italiano* **22**: 299–305.
- ROBLES, H., CIUDAD, C., VERA, R., OLEA, P. P., PURROY, F. J. és MATTHYSEN, E. (2007): Sylvopastoral management and conservation of the middle spotted woodpecker at the south-western edge of its distribution range. – *Forest Ecology and Management* **242**: 343–352.
- ROLSTAD, J. és ROLSTAD, E. (1995): Seasonal patterns in home range and habitat use of the grey-headed woodpecker *Picus canus* as influenced by the availability of food. – *Ornis Fennica* **72**: 1–13.
- ROOS, S és PÁRT, T. (2004): Nest predators affect spatial dynamics of breeding red-backed shrikes (*Lanius collurio*). – *Journal of Animal Ecology* **73**: 117–127.
- SACHSLEHNER, L. M. (1995): Reviermerkmale und Brutplatzwahl in einer Naturhöhlen-Population des Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*) im Wienerwald, Österreich – *Vogelwelt* **116**: 245–254.
- SCHMIDT, A. (2009): *Balkáni fakopáncs Dendrocopos syriacus Hemprich és Ehrenberg 1833*. – In: CSÖRGŐ, T., KARCZA, Zs., HALMOS, G., MAGYAR, G., GYURÁCS, J., SZÉP, T., BANKOVICS, A., SCHMIDT, A. és SCHMIDT, E. (szerk.): *Magyar madárvonulási atlasz*. Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 394.
- SCHMIDT, E. (1998). *Kis légykapó*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Magyarország madarai*. – Mezőgazda, Budapest, pp. 324–325.
- SELMECZI KOVÁCS, Á. (megjelenés alatt): *A kis légykapó (Ficedula parva) élőhelyválasztása és elterjedése a Börzsöny területén*. – *Aquila*
- SEVCSIK, A. (1999): *A fiemei úti sírkert bemutatása*. – *Füzike* **34**: 9–11.
- SHARPS, K. (2013): *The conservation ecology of the European nightjar (Caprimulgus europaeus) in a complex heathland-plantation landscape*. – PhD thesis, University of East Anglia, UK.
- SHURULINKOV, P., STOYANOV, G., TZVETKOV, P., VULCHEV, K., KOLGCHAGOV, R. és ILIEVA, M. (2003): Distribution and abundance of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* on Mount Pirin, south-west Bulgaria. – *Sandgrouse* **25**(2): 103–109.
- SIERRO, A., ARLETTAZ, R., NAEF-DANZER, B., STREBEL, S. és ZBINDEN, N. (2001): Habitat use and foraging ecology of the nightjar *Caprimulgus europaeus* in the Swiss Alps: towards a conservation scheme. – *Conservation Biology* **98**: 325–331.
- SIITONEN, J. (2001): Forest Management, Coarse Woody Debris and Saprophytic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. – *Ecological Bulletins 49: Ecology of Woody Debris in Boreal Forests*. pp. 11–41.
- SOLHEIM, R. (1984): Caching behaviour, prey choice and surplus killing by pygmy owls *Glaucidium passerinum* during winter –

- a functional response by a generalist predator. – *Annales Zoologici Fennici* **21**: 301–308.
- SONERUD, G. A. (1985a): Nest Hole Shift in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* as Defence Against Nest Predation Involving Long-Term Memory in the Predator. – *Journal of Animal Ecology* **54**(1): 179–192.
- SONERUD, G. A. (1985b): Risk of Nest Predation in Three Species of Hole Nesting Owls: Influence on Choice of Nesting Habitat and Incubation Behaviour. – *Ornis Scandinavica* **16**(4): 261–269.
- SONERUD, G. A., SOLHEIM, R. és JACOBSEN, B. V. (1986): Home-range use and habitat selection during hunting in a male Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*. – *Fauna Norvegica Ser. C.*: 100–106.
- SÖDERSTRÖM, B. és KARLSSON, H. (2010): Increased reproductive performance of Red-backed Shrikes in forest clear-cuts. – *Journal of Ornithology* **152**(2): 313–318.
- SÖDERSTRÖM, B. és PÄRT, T. (2000): Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures. – *Conservation Biology* **14**(2): 522–533.
- STRØM, H. és SONERUD, G. A. (2001): Home-range and habitat selection in the pygmy owl. – *Ornis Fennica* **78**: 145–158.
- SUHONEN, J., HALONEN, M., MAPPES, T. és KORPIMAKI, E. (2007): Interspecific competition limits larders of pygmy owls *Glaucidium passerinum*. – *Journal of Avian Biology* **38**: 630–634.
- SZEKERES, P. (2010): *A fehérhátú fakopáncs élőhely-választása a Börzsönyben a fekvő holtfa mint élőhelyszerkezeti elem alapján.* – Diplomadolgozat. SZIE MKK, Állattani és Ökológiai Tanszék, Gödöllő.
- SZEKERES, P. (2012): *Fehérhátú fakopáncs (Dendrocopos leucotos) élőhely-választásának geoinformatikai alapú vizsgálata a Börzsönyben.* – Diplomadolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Földmérési és Távérzékelési Tanszék, Sopron.
- SZEKERES, P. (2014): *Fehérhátú fakopáncs (Dendrocopos leucotos).* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 641–644.
- SZÉP, T., NAGY, K., NAGY, Zs. és HALMOS, G. (2012): Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999–2012. – *Ornis Hungarica* **20**(2): 13–63.
- SZYMAŃSKI, P. és ANTCZAK, M. (2013): Structural heterogeneity of linear habitats positively affects Barred Warbler *Sylvia nisoria*, Common Whitethroat *Sylvia communis* and Lesser Whitethroat *Sylvia curruca* in farmland. – *Bird Study* **2013**: 1–7.
- TÓTH, J. A., PAPP, M., KRAKOMPÉRGER, Zs. és KOTROCZÓ, Zs. (2006): *A klímaváltozás hatása egy cseres-tölgyes erdő struktúrájára (Sikfőkút Project).* – A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok (Poszterek a VAHAVA projekt zárókonferenciáján, 2006. március 9. CD-ROM (ISBN 978-963-508-542-2), KvVM – MTA, Budapest.
- TÖRÖK, J. (1998a): *Örvös légykapó – Ficedula albicollis.* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Magyarország madarai.* Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 325–326.
- TÖRÖK, J. (1998b): *Közép fakopáncs – Dendrocopos medius.* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Magyarország madarai.* Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 242–243.
- TÖRÖK, J. (2009a): *Fekete harkály – Dryocopus martius.* – In: CSÖRGŐ, T., KARCZA, Zs., HALMOS, G., MAGYAR, G., GYURÁ CZ, J., SZÉP, T., BANKOVICS, A., SCHMIDT, A. és SCHMIDT, E. (szerk.): *Magyar madár vonulási atlasz.* Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 390.
- TÖRÖK, J. (2009b): *Kis légykapó – Ficedula parva.* – In: CSÖRGŐ, T., KARCZA, Zs., HALMOS, G., MAGYAR, G., GYURÁ CZ, J., SZÉP, T., BANKOVICS, A., SCHMIDT, A. és SCHMIDT, E. (szerk.): *Magyar madár vonulási atlasz.* Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 533.
- TÖRÖK, J. (2009c): *Örvös légykapó – Ficedula albicollis.* – In: CSÖRGŐ, T., KARCZA, Zs., HALMOS, G., MAGYAR, G., GYURÁ CZ, J., SZÉP, T., BANKOVICS, A., SCHMIDT, A. és SCHMIDT, E. (szerk.): *Magyar madár vonulási atlasz.* Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 534–536.
- TÖRÖK, J. (2009d): *Hamvas küllő – Picus canus.* – In: CSÖRGŐ, T., KARCZA, Zs., HALMOS, G., MAGYAR, G., GYURÁ CZ, J., SZÉP, T., BANKOVICS, A., SCHMIDT, A. és SCHMIDT, E. (szerk.): *Magyar madár vonulási atlasz.* Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 387.
- TRYJANOWSKI, P., KARG, M. K. és KARG, J. (2003): Food of the Red-Backed Shrike *Lanius collurio*: A Comparison of Three Methods of Diet Analysis. – *Acta Ornithologica* **38**(1): 59–64.
- VANDEKERKHOVE, K., THOMAES, A. és JONSSON, B-G. (2013): *Connectivity and fragmentation: island biogeography and metapopulation applied to old-growth elements.* – In: KRAUS, D. és KRUMM, F. (szerk.): *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity.* European Forest Institute, pp. 284.
- VARGA, L. (2011): Adatok az erdei pacsirta (*Lullula arborea*) elterjedéséhez. – *Cinege – Vasi Madártani Tájékoztató* **2011**(16): 37–39.
- VERHULST, J., BÁLDI, A. és KLEIJN, D. (2004): Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **104**: 465–473.
- VERSTRAETEN, G., BAETEN, L. és VERHEYEN, K. (2011): Habitat preferences of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in forests on sandy soils. – *Bird Study* **58**: 120–129.
- VIRKKALA, R., ALANKO, T., LAINE T. és TIAINEN J. (1993): Population contraction of White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. – *Biological Conservation* **66**: 47–53.
- WEIDINGER, K. és KRÁL, M. (2007): Climatic effects on arrival and laying dates in a long-distance migrant, the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis*. – *Ibis* **149**(4): 836–847.
- WESOŁOWSKI, T., TOMIAŁOJC, L., MITRUS, C., ROWIŃSKI, P. és CZESZCZEWIK, D. (2002): The breeding bird community of a primaeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland) at the end of the 20th century. – *Acta Ornithologica* **37**: 27–45.
- WICHMANN, G. (2004): Habitat use of nightjar (*Caprimulgus europaeus*) in an Austrian pine forest. – *Journal of Ornithology* **145**(1): 69–73.
- WIENS, J. A. (1994): Habitat fragmentation: island vs landscape perspective in bird protection. – *Ibis* **137**: 97–104.
- WINKLER, D. (2008): A lappantyú (*Caprimulgus europaeus* L.) habitatválasztása és territóriumváltása a Soproni-hegységben. – *Szélkiáltó* **13**: 3–14.
- WINKLER, H., CHRISTIE, D. A. és NURNEY, D. (1995): *Woodpeckers: an Identification Guide to the Woodpeckers of the World.* – Helm, London, 406 pp.
- WOTTON, S. R. és GILLINGS, S. (2000): The status of breeding Woodlarks (*Lullula arborea*) in Britain in 1997. – *Bird Study* **47**: 212–224.
- YOSEF, R. és GRUBB, T. C. (1994): Resource dependence and territory size in Loggerhead Shrikes (*Lanius ludovicianus*). – *The Auk* **111**(2): 465–469.
- ZERGÉNYI, A (1934): A fekete harkály terjeszkedése Somogy megyében. – *Aquila* **38–41**: 368–432.
- ZÖLEI, A. (2002): *Tövisszűrő gébics (Lanius collurio) fészkelőhelyválasztásának vizsgálata.* – MSc dolgozat. Állatorvostudományi Egyetem, Budapest, 145 pp.

Status and management suggestions for forest-dwelling birds with a focus on Natura 2000 species

Anikó Zölei¹ & Ádám Selmeczi Kovács²

¹*Dept. of Animal Ecology and Taxonomy, Eötvös Loránd University, Pázmány Péter sétány 1/c, H-1117 Budapest, Hungary. E-mail: aniko.zolei@gmail.com*

²*Duna–Ipoly National Park Directorate – Borzsony Regional Office, Major, H-2669 Ipolyvece, Hungary E-mail: selmeczi.kovacs.adam@dinpig.hu*

We suggest a novel way of forest management leading up to sustainability as illustrated by specific management suggestions for certain forest-dwelling bird species. The integrated approach we present here is based on the fact that multidimensional diversity (species richness, vertical and horizontal heterogeneity, diverse habitat mosaics and dynamics) is the most effective and appropriate way of natural resource management aimed at satisfying socioeconomic needs on the long run. Multifunctional and landscape-scale forest use requires a paradigm shift in planning and implementation alike which is all the more urgent in the light of climate change and the scope of anthropogenic impacts on our natural environment.

Key words: barred warbler, black woodpecker, boreal owl, collared flycatcher, forest bird species, grey-headed woodpecker, integrated land use, middle spotted woodpecker, Natura 2000, nightjar, pygmy owl, red-backed shrike, red-breasted flycatcher, Syrian woodpecker, white-backed woodpecker, wood lark

Denevérek az erdei életközösségekben

Estók Péter¹ és Görföl Tamás²

¹*Eszterházy Károly Főiskola, 3300 Eger, Eszterházy tér 1. E-mail: estokp@gmail.com*

²*Magyar Természettudományi Múzeum, 1088 Budapest, Baross utca 13. E-mail: gorfol@nhmus.hu*

Az erdők kiemelten fontos szerepet játszanak a denevérek életében. Sok faj szálláshelyként használja a fákat, de még magasabb az erdőt táplálkozóterületként használó denevérek száma. Az erdőlakó denevérfajok búvóhelyeiket rendkívül dinamikusan használják, azokat gyakran váltják, így a faodvakban megbújó denevéreknek nem egyes odvakra, hanem egy erdőrézsből meglévő odvak hálózatára van szüksége. Az erdőlakó, illetve erdőben táplálkozó denevérfajokra kétségtelenül az erdőgazdálkodás van a legnagyobb hatással. A természetes erdőszerkezet megváltoztatásával, egykorú és elegyetlen – esetenként tájidegen fajokból álló – erdők, valamint nagyobb vágásterületek kialakításával a denevérek számára is kevésbé értékes, rosszabb minőségű élőhelyek jönnek létre. Az erdei denevérek közösségei számára a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodási módok elterjedése, illetve védett területeken megtalálható természetserű erdőben rezervátum jelleggel kialakított, teljes érintetlenséget élvező erdőrészek kijelölése jelenthetné a hosszú távú fennmaradást.

Kulcsszavak: erdőlakó denevérfajok, élőhelyhasználat, védelem, kezelési módok

Bevezetés

A világon mintegy 1300 denevérfaj él, melyek leg többje azonban a trópusok lakója. A hazánkból kimutatott 28 faj európai szinten is jelentős, ennél a Mediterráneumban található fajgazdagabb denevérek közösségeket. Általánosan elmondható, hogy az európai fajok többsége szinte kizárólag ízeltlábúakkal, főleg rovarokkal táplálkozik. Éjszakai aktivitású röpképes emlősök, így az éjszakai, főleg repülő rovarok – köztük számos erdő- és mezőgazdasági kártevő – jelentős fogyasztói. A trópusi területeken nem csak rovarfogyasztásuk révén, hanem beporzó és magterjesztő tevékenységük miatt is fontos részei az ökoszisztémáknak, illetve rengeteg hasznot hajtanak az emberiségnek.

Ritkaságuk miatt hazánkban az összes denevérfaj jogi oltalom alatt áll, közülük 8 fokozottan védett. Az élőhelyvédelmi irányelv II. mellékletében 10 fajunk szerepel (HARASZTHY 2014), míg a IV. mellékletébe minden faj bekerült. A hazai jogszabályok mellett több nemzetközi egyezmény is tiltja a denevérek bármiféle zavarását, több faj szerepel a Berni és a Bonni Egyezmények különböző listáin, illetve az utóbbinak az Európai Denevérfajok Védelmére létrejött Megállapodásában (EUROBATS).

A denevérek rendkívül változatos életmódú emlősök. Az egyes fajok búvóhelyigényében, a táplálék megszerzésének stratégiájában, vagy éppen vonulási szokásaiban jelentős különbségek lehetnek. A hazai denevérfauna csaknem minden tagjára igaz azonban, hogy a fás társulások kitüntetett szerepet játszanak

életükben. Az erdőlakó denevérfajok számára az erdők egyértelműen fontosak, hiszen ezen élőhelyeken táplálkoznak, keresnek búvóhelyet, kölykeznek és sokszor ott is hibernálnak. Az épületekben, barlangokban nappalozó fajok többsége számára az erdők mint táplálkozóhelyek jelentősek, sok faj kizárólag fás vegetációban táplálkozik, előnyben részesítve a természetserű erdei élőhelyeket.

Az erdő, mint búvóhely

Erdőlakó denevéreink közé azokat a fajokat sorolhatjuk, melyek hazai állományának jelentős része a nyári időszakban erdőben keres búvóhelyet, faodvakban, leváló kéreglemezek mögött pihen, ott alkot kolóniákat. Az erdőlakó fajokra általánosságban jellemző, hogy a vegetációs időszakon belül több odvat használnak búvóhelyként, ezeket gyakran váltogatják, a szülőkolóniát alkotó nőstények akár néhány naponta új tanyahelyre viszik kölyküket (KRONWITTER 1988, BETTS 1996, ORMSBEE 1996, BRIGHAM és mtsai 1997, KUNZ és LUMSDEN 2003, RUSSO és mtsai 2004). A faodvakban megbújó denevéreknek tehát igazából nem egyes odvakra, hanem egy erdőrézsből meglévő odvak hálózatára van szükségük. Az erdőlakó fajoknál valószínűleg elterjedt lehet az egyes fajoknál már bizonyított físzio-fúzió modell (KERTH és KÖNIG 1999, POPA-LISSEANU és mtsai 2008), mely szerint egy kolónia az odúhelyváltások során több csoportra oszlik, de ezek összetétele a szálláshelycserék során gyakran változik, lehetőséget teremtve az egyes egyedek közötti szociális kohézió fenntartására és erősí-

tésére. A gyakori odúváltás előnyei közé tartozik a predáció kockázatának csökkentése, az ektoparaziták bújóhelyeken való túlzott felszaporodásának megakadályozása, az időjárás miatt bekövetkező mikro-klimatikus változások követése, valamint az esetlegesen megszűnő szálláshelyek kiváltására egyszerre több bújóhely ismerete is (LEWIS 1995, RECKARDT és KERTH 2006, 2007).

Szálláshelytípusok az erdőkben

Odvak

A fákban található denevérszálláshelyek egyik legfontosabb típusa a különböző harkályfajok által vájt, illetve korhadás során kialakult odvak, melyek kiváló szálláshelyet kínálnak akár több tíz vagy száz egyedből álló kolóniáknak is. A nagyobb termetű fajok kifejezetten kedvelik az ilyen jellegű szálláshelyeket, ahol szorosan összebújva, a fatörzs még ép részeinek hőszigetelő és szélétől védő oltalma mellett tudnak megtelepedni.

Törött ágak repedései, így kialakult odvak és hasadékok a törzsön, ágakon

Viharos szél, villámcsapás vagy jégkár miatt sok esetben keletkeznek hasadékok a fatörzseken. Nagyobb ágakon is létrejöhetnek ilyen hasadékok, de egy-egy ág letörése esetén is a felszínre kerülhetnek az esetleg már bennük korhadással kialakult odvak. Termé-

szetesen maguk a repedések is alkalmas bújóhelyet jelenthetnek számos denevérfaj számára. Az így kialakult szálláshelyek annak méreteitől függően alkalmasak a kisebb fajok, mint pl. törpedenevérek (*Pipistrellus* spp.), de akár a nagyobb, pl. rőt koraidenevér (*Nyctalus noctula*) kolóniáknak is otthont adni, esetenként nagy egyedszámú kolónia megtelepedésére is lehetőséget nyújtva.

Kéregrepedések, elváló kéreg alatti bújóhelyek

Igen jelentős szálláshelytípusnak számítanak az idősebb fák megvastagodott kérgében kialakult repedések, illetve a főleg lábon száradt fák, illetve nagyobb fák elszáradt oldalágairól vagy a törzsről leváló kéreg mögötti üregek (1. ábra). Ezeket előszeretettel keresik fel a kis és közepes termetű erdőlakó denevérek kisebb kolóniái vagy magános egyedei. Az ilyen szálláshelyek rendkívül instabilak, rádiós nyomkövetéses vizsgálatok során kiderült, hogy a lakott szálláshelyek egy-egy nagyobb vihar alkalmával többedmagukkal semmisülnek meg részint a kéreg leesése, részint magának a faegyednek a kidőlése miatt.

Az erdő, mint táplálkozóterület

Denevéreink táplálkozása szempontjából az erdők kiemelten fontos élőhelykomponensek. Míg egyes fajok fakultatív erdőhasználók táplálékszerzésük során, addig mások teljes mértékben a fás vegetációban való vadászathoz alkalmazkodtak. A különböző fajok



1. ábra. Fák leváló kérgé mögött kialakuló rések fontos bújóhelyek erdőlakó denevérfajaink számára (fotó: Görföl Tamás)



2. ábra. A nagyfülű denevér (*Myotis bechsteinii*) az erdőkben való táplálkozáshoz adaptálódott (fotó: Estók Péter)

echolokációs hangjai tükrözik térérzékelésük sajátosságait, mely a táplálékszerzésük módját is nagyban befolyásolja. A frekvenciamodulált (FM) karakterű (pl. *Myotis* spp.), illetve a frekvenciamodulált-konstans-frekvenciamodulált (FM-CF-FM) (pl. *Rhinolophus* spp.) echolokációs hangú fajok térérzékelése különösen alkalmas a zártabb, változatos szerkezetű erdőkben való vadászatra. Az úgynevezett gyűjtőgető (gleaner) táplálékszerzési stratégiával jellemezhető fajok nemcsak repülő rovarokra vadásznak, de képesek érzékelni a faleveleken, törzseken pihenő ízeltlábúakat is. Egyes fajoknál, mint például a fokozottan védett nagyfülű denevér (*Myotis bechsteinii*) (2. ábra) olyan szintű az erdei élőhelyekhez való alkalmazkodás mértéke, hogy fátlan területekre nem, vagy csak igen korlátozottan merészkednek ki, ami az élőhely-fragmentáció negatív hatását e faj esetében jelentősen megnöveli. Az erdőkben táplálkozó fajoknál előfordul a talajon mozgó nagyobb rovarok fogyasztása is, ilyenkor fontos szerepe van lokalizálásban a préda (pl. nagytestű futóbogár) által keltett neszek érzékelésének is. Az úgynevezett passzív hallás stratégiát alkalmazó fajoknál a préda által keltett, az echolokációs frekvenciáknál jóval alacsonyabb frekvenciaértékekre szenzitív érzékejt- és neuroncsoportok találhatóak meg a belső fülben. A nyílt légtérben vadászó fajok (pl. *Nyctalus* spp.) számára is fontosak az erdők, a természetszerű erdők lombkoronája felett potenciálisan több rovarot találhatnak, illetve az erdőben kialakuló kisebb lécek, szegélyek (pl. vízfolyások) mentén szintén előszeretettel táplálkoznak. Utóbbi élőhelyelemeket, az erdőkben található kisebb léceket, nyiladékokat, erdőszegélyeket, vízfolyásokat kísérő fás sávokat táplálkozásuk során jelentős arányban használják az opportunista karakterű *Pipistrellus*-fajok.

Erdőlakó vagy erdőt használó denevérfajok

Az alábbiakban az erdőlakó, illetve azon barlang- vagy épületlakó fajokat mutatjuk be, melyek kötődnek az erdei élőhelyekhez. A fajokról azokat az élet- és ökológiai jellemzőket említjük meg, melyek védelmük szempontjából a legfontosabbak. Ezek a fajok kevés kivételtől eltekintve nem kötődnek egy-egy erdőtípushoz vagy geográfiai régióhoz, hanem elsősorban a megfelelő szálláshelyeket és táplálkozóterületeket biztosítani tudó, természetszerű erdőket kedvelik.

Nyugati pisedenevér (*Barbastella barbastellus*)

A nyugati pisedenevér közepes termetű, fokozottan védett fajunk. Elsősorban a domb- és hegyvidéki idős, őshonos fafajú erdeink jellemző faja. Táplálékspecialista, szinte kizárólag éjjeli lepkékkel táplálkozik (RYDELL és mtsai 1994, SIERRO és ARLETTAZ 1997, ANDREAS és mtsai 2012). Repte erőteljes, általában



3. ábra. A nyugati pisedenevér (*Barbastella barbastellus*) rádióadóval jelölt egyede a faj tipikus bújóhelyén, egy álló holtfa leváló kérge mögött (fotó: Dombi Imre)

a lombkorona nyíltabb részein, illetve a lombkorona feletti néhány méteres sávban vadászik. Az erdők fragmentációja kevésbé érinti, de előnyben részesíti az összefüggő élőhelyeket. Szálláshelyválasztását több térségben is vizsgálták rádiós nyomkövetéssel. Alpesi területeken és hazánkban, Gemencen végzett felmérések során is szinte kizárólag elváló fakéreg mögött húzódtak meg a denevérek és preferálták az élőhelynek megfelelő idős, őshonos faegyedeket (3. ábra, 1–2. táblázat, SIERRO 1999, RUSSO és mtsai 2004, 2005).

Koraidenevérek (*Nyctalus* spp.)

Tipikus erdőlakó fajaink a koraidenevérek (*Nyctalus* spp.), melyek közül az Északi-középhegységben gyakori szőrös karú koraidenevér (*Nyctalus leisleri*) (4. ábra) és az igen ritka óriás koraidenevér (*Nyctalus lasiopterus*) (5. ábra) hazánkban kizárólag faodvakban keresnek bújóhelyet. Az óriás koraidenevér egyetlen stabil hazai állománya esetében célzott bújóhelyhasználattal kapcsolatos kutatások során a bükkfák kikorhadt odvainak preferálását, illetve az erdőlakó denevérekre általánosságban jellemző gyakori odúváltást találták (ESTÓK és mtsai 2007). A rőt koraidenevér (*Nyctalus noctula*), mely egyik leggyakoribb denevérfajunk, eredetileg erdőlakó faj, de az utóbbi évtizedekben jelentős állományai kezdték használni a panelépületek homlokzati réseit bújóhelyként, illetve ritkán nagyobb barlangok falának réseiben is megtelepednek. A *Nyctalus*-fajok igazi hosszútávú vonulók, a hazánkban telelő rőt koraidenevérek jelentős része valószínűleg messziről, több száz kilométerről érkezik, melyek számára szintén fontos a megfelelő telelőhelyek, faodvak megléte. A faj átvonulását jelzi a faj szezonális ivardinamikája is (ESTÓK 2007), de tavasszal és ősszel nagyobb vonuló csoportjai is gyakran megfigyelhetők, illetve egy Ukrajnában gyűrűzött példány kelet-magyarországi megkerülése is ismert (GASHCHAK és mtsai 2015).



4. ábra. A szőröskarú koraidenevér (*Nyctalus leisleri*) egész évben faodvakban keres búvóhelyet (fotó: Estók Péter)

6. ábra. A barna hosszúfülű denevér (*Plecotus auritus*) erdőkben táplálkozik és keres búvóhelyet (fotó: Estók Péter)



5. ábra. Az igen ritka óriás koraidenevér (*Nyctalus lasiopterus*) kizárólag faodvakban kölykezik hazánkban (fotó: Estók Péter)

1. táblázat. Hazai denevérfajok erdőhasználati módjai

faj	szülőkolónia	hímkolónia	párosodás	telelés	táplálkozás
nagy patkósdenevér (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>)					+
kereknyergű patkósdenevér (<i>Rhinolophus euryale</i>)					+
kis patkósdenevér (<i>Rhinolophus hipposideros</i>)					+
nyugati pizedenevér (<i>Barbastella barbastellus</i>)	+	+	?	(+)	+
északi késeidenevér (<i>Eptesicus nilssonii</i>)					(+)
közönséges késeidenevér (<i>Eptesicus serotinus</i>)					+
alpesi denevér (<i>Hypsugo savii</i>)					(+)
nimfadenevér (<i>Myotis alcathoe</i>)	+	+	+	?	+
nagyfülű denevér (<i>Myotis bechsteini</i>)	+	+	+	?	+
hegyesorrú denevér (<i>Myotis blythii</i>)					(+)
Brandt-denevér (<i>Myotis brandtii</i>)	+	+	+	?	+
tavi denevér (<i>Myotis dasycneme</i>)	+	+	?	?	(+)
vízi denevér (<i>Myotis daubentonii</i>)	+	+	+		(+)
csonkafülű denevér (<i>Myotis emarginatus</i>)					+
közönséges denevér (<i>Myotis myotis</i>)					+
bajuszos denevér (<i>Myotis mystacinus</i>)	+	+	+	?	+
horgasszórú denevér (<i>Myotis nattereri</i>)	+	+	?	?	+
óriás koraidenevér (<i>Nyctalus lasiopterus</i>)	+	+	+	+	+
szőröskarú koraidenevér (<i>Nyctalus leisleri</i>)	+	+	+	+	+
rőt koraidenevér (<i>Nyctalus noctula</i>)	+	+	+	+	+
fehérszélű törpedenevér (<i>Pipistrellus kuhlii</i>)					(+)
durvavitorlájú törpedenevér (<i>Pipistrellus nathusii</i>)	+	+	+	?	+
közönséges törpedenevér (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>)	+	+	+	?	+
szoprán törpedenevér (<i>Pipistrellus pygmaeus</i>)	+	+	+	?	+
barna hosszúfülű-denevér (<i>Plecotus auritus</i>)	+	+	?	?	+
szürke hosszúfülű-denevér (<i>Plecotus austriacus</i>)					+
fehértorkú denevér (<i>Vespertilio murinus</i>)					(+)
hosszúszárnyú denevér (<i>Miniopterus schreibersii</i>)					+

Jelmagyarázat: + = erdei élőhelyekhez erősen kötődik, (+) = erdei élőhelyekhez mérsékelten kötődik, ? = erdei élőhelyekhez való kötődése nem tisztázott

Hosszúfülű-denevérek (*Plecotus* spp.)

A hosszúfülű-denevérek közül a barna hosszúfülű-denevér (*Plecotus auritus*) (6. ábra) igazi erdőlakó faj, a nyári időszakban kizárólag fákban nappalozik, míg a szürke hosszúfülű-denevér (*Plecotus austriacus*) elsősorban épületpadlásokon keres búvóhelyet, de táplálkozása során fás vegetációra van szüksége. A barna hosszúfülű-denevérek egy része valószínűleg faodvakban is áttelelhet, földalatti szálláshelyeken csak ritkán található néhány példánynál nagyobb számban, míg egyes nászbarlangoknál akár több száz egyede is összegyűlhet párzás céljából az őszi időszakban. Az ebbe a csoportba tartozó denevérek hallása igen kifinomult, a táplálék lokalizálására elsősorban nagy fülüket használják és csak kisebb arányban az echolokációt. A fordulékony repüléshez alkalmazkodott szárnyuk is, mely széles, és könnyebb manőverezést, lassabb, akár az egy helyben történő repülést is lehetővé teszi a sűrű vegetációban is.

Egérfülű-denevérek (*Myotis* spp.)

A *Myotis*-fajok között is találunk igazi erdőlakókat, a nemzetség legkisebb termetű fajai, a nimfadenevér (*Myotis alcathoe*), a bajuszos denevér (*Myotis mystacinus*) és a Brandt-denevér (*Myotis brandtii*), valamint a közepes méretű horgasszörű denevér (*Myotis nattereri*) (7. ábra) és nagyfülű denevér (*Myotis bechsteini*) (8. ábra) szintén faodvakban, repedésekben bújnak meg és csak erdei élőhelyeken táplálkoznak.

A nimfa-, a bajuszos és a Brandt-denevér elsősorban domb- és hegyvidékeink lakója, ott együtt is előfordulhatnak. A nimfadenevért csak a XXI. század legelején

írták le a tudomány számára új fajként görög és magyar példányok alapján. Mivel a három faj eléggé hasonlít egymáshoz, a faji különbségek bizonyításához, a nimfadenevér elkülönítéséhez genetikai vizsgálatokat kellett alkalmazni. Mindhárom faj méretükből adódóan elsősorban a kistestű rovarok fogyasztója.

A horgasszörű denevér nevét a farokvitorlájának szélén található apró, horog alakú szőrökről kapta, melyek segítik a táplálék megszerzésében. Úgyesen tudja kiszedni a pókhálóból a pókot, vagy leszedni a fűszálakról az apróbb rovarokat. Farokvitorlája jellegzetesen megnagyobbodott a többi fajhoz képest, ez is bizonyítja, hogy az azzal való vadászathoz alkalmazkodott.

A fokozottan védett nagyfülű denevér, nevéhez híven természetes fülekkel rendelkezik, melyeket táplálkozása során használ ki. Táplálékának egy részét a földről szerzi meg, a repülését széles szárnyai segítik. Ahogy a kis termetű *Myotis*-fajok, illetve a horgasszörű denevér, úgy ez a faj is elsősorban domb- és hegyvidéki erdők lakója, de kis számban megtaláljuk síkvidéki területeken is.

A vizekhez kötődő vízi denevér (*Myotis daubentonii*) és tavi denevér (*Myotis dasycneme*) már kevésbé konzervatív a búvóhelyválasztását tekintve, a vizekhez közeli erdők odvas fái mellett előszeretettel keresnek búvóhelyet hidak szerkezetében, vagy épületpadlásokon is.

A közönséges denevér (*Myotis myotis*) és a hegyesorrú denevér (*Myotis blythii*) csak ritkán bújnak meg faodvakban, elsősorban padlásokon, illetve barlangokban, bányákban alkotnak kolóniákat. A közönséges denevér azonban táplálkozása során preferálja az erdei élőhelyeket, ahol futóbogarakban (*Carabus* spp.) gazdag zsákmányt szerzi meg.



7. ábra. A horgasszörű denevér (*Myotis nattereri*) odúlakó faj, kizárólag erdőkben táplálkozik (fotó: Estók Péter)



8. ábra. A nagyfülű denevér (*Myotis bechsteini*) érzékeny az erdőszerkezet megváltozására (fotó: Estók Péter)

Törpedenevérek (*Pipistrellus* spp.)

A törpedenevérek közül a közönséges törpedenevér (*Pipistrellus pipistrellus*) (9. ábra), a szoprán törpedenevér (*Pipistrellus pygmaeus*) és a durvavitorlájú törpedenevér (*Pipistrellus nathusii*) gyakran faodvakban keresnek búvóhelyet, ahol akár nagyobb kolóniákat is alkothatnak. Magyarországi tapasztalatok szerint a közönséges törpedenevér inkább a domb- és hegyvidéki, míg a szoprán törpedenevér a sík- és dombvidéki erdőt preferálja. A két faj szinte megszólalásig hasonlít, azonban ultrahangjukban és természetesen genetikai téren is eltérnek egymástól. Evolúciós léptékkkel mérve valószínűleg csak nem régen váltak szét, így először a különböző niche-ek benépesítéséhez szükséges tulajdonságaik változtak meg. A táplálkozás során használt echolokációs hangok frekvenciája összefügg a testmérettel és a fogyasztani kívánt zsákmány nagyságával is, a két faj szétválasztásában jól alkalmazható a viszonylag nagy eltérés ultrahangjaik csúcsfrekvenciáiban.

A durvavitorlájú törpedenevér szintén kötődik erdeinkhez. Elsősorban nagyobb folyóink vagy tavaink környékén fordul elő, faodvakban és -hasadékokban ugyanúgy tanyát ver, mint mesterséges odvakban, vagy épületekben. Nagy magasságban vadászik kisebb



9. ábra. A közönséges törpedenevér (*Pipistrellus pipistrellus*) erdőkben és nyíltabb szegélyeken egyaránt szívesen táplálkozik (fotó: Estók Péter)

termetű rovarokra. Rokonaival ellentétben igen nagy távolságok megtételére is képes nyári és téli szálláshelyei között, vonulási rekordja 1905 km (HUTTERER és mtsai 2005).

2. táblázat. Az erdőlakó denevérek szálláshely-preferenciája

faj	odú	hasadék	kéregpedés, leváló fakéreg mögött
nyugati piszedenevér (<i>Barbastella barbastellus</i>)	(+)	(+)	+
nimfadenevér (<i>Myotis alcathoe</i>)	+	+	(+)
nagyfülű denevér (<i>Myotis bechsteini</i>)	+	+	(+)
Brandt-denevér (<i>Myotis brandtii</i>)	+	+	(+)
tavi denevér (<i>Myotis dasycneme</i>)	+	+	
vízi denevér (<i>Myotis daubentonii</i>)	+	+	
bajuszos denevér (<i>Myotis mystacinus</i>)	+	+	(+)
horgasszórú denevér (<i>Myotis nattereri</i>)	+	+	(+)
óriás koraidenevér (<i>Nyctalus lasiopterus</i>)	+	+	
szőröskarú koraidenevér (<i>Nyctalus leisleri</i>)	+	+	
rőt koraidenevér (<i>Nyctalus noctula</i>)	+	+	
durvavitorlájú törpedenevér (<i>Pipistrellus nathusii</i>)	+	+	(+)
közönséges törpedenevér (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>)	+	+	(+)
szoprán törpedenevér (<i>Pipistrellus pygmaeus</i>)	+	+	(+)
barna hosszúfülű-denevér (<i>Plecotus auritus</i>)	+	+	+

Jelmagyarázat: + = erdei élőhelyekhez erősen kötődik, (+) = erdei élőhelyekhez mérsékelten kötődik

Közönséges késeidenevér (*Eptesicus serotinus*)

A közönséges késeidenevér egy viszonylag gyakori, épületlakó denevérfajunk. Nagytestű, de széles szárnyával ügyesen vadászik bogarakból, éjjeli lepkékből álló zsákmányára. Nyíltabb területeken is megfigyelhetjük táplálkozó egyedeit, de települések közelében lévő erdőkben is gyakran felbukkannak példányai éjszakai vadászatuk során.

Hosszúszárnyú denevér (*Miniopterus schreibersii*)

Barlanglakó denevérfajunk, búvóhelyei kizárólag földalatti élőhelyeken, barlangokban, felhagyott bányavágatokban találhatóak. Keskeny, hosszú szárnyával igen gyorsan és ügyesen repül, így zárt erdőkben is előszeretettel táplálkozik. Az erdőket és más táplálkozóterületeit, pl. fás szegélyvegetációkat, különböző víztesteket és településeket az éjszaka folyamán búvóhelyétől jelentős távolságokban is felkeresi.

Patkósdenevérek (*Rhinolophus* spp.)

A patkósdenevérek két kisebb hazai faja szintén erősen kötődik az erdőkhöz táplálkozása során, illetve a legnagyobb méretű hazai faj számára is a fás élőhelyek a táplálkozás fő helyszínei. Kereknyergű patkósdenevérek (*Rhinolophus euryale*) (10. ábra) éjszakai aktivitásának vizsgálata során kizárólagos erdei táplálkozást figyeltek meg, mely során a jelölt denevérek aktivitássűrűsége az őshonos fafajok alkotta erdőben volt a legnagyobb (AIHARTZA és mtsai 2003). Kis patkósdenevérek (*Rhinolophus hipposideros*) (11. ábra) táplálkozásuk során kötődnek az erdei élőhelyekhez, fás társulásokban töltik el a legtöbb időt különböző röpképes rovarokra vadászva (BONTADINA és mtsai 2002). A nagy patkósdenevérek (*Rhinolophus ferrumequinum*) rovarvadászatuk során erdők mellett nyíltabb táplálkozóterületeket, például fás legelőket, vagy fás vegetációval kísért vízpartokat is előszeretettel használnak, táplálkozásuk során a területválasztásban fontos a különböző típusú élőhelye-



10. ábra. A kereknyergű patkósdenevér (*Rhinolophus euryale*) barlanglakó denevérfaj, de táplálkozása során erdőket használ (fotó: Estók Péter)

lyekhez, fás társulásokban töltik el a legtöbb időt különböző röpképes rovarokra vadászva (BONTADINA és mtsai 2002). A nagy patkósdenevérek (*Rhinolophus ferrumequinum*) rovarvadászatuk során erdők mellett nyíltabb táplálkozóterületeket, például fás legelőket, vagy fás vegetációval kísért vízpartokat is előszeretettel használnak, táplálkozásuk során a területválasztásban fontos a különböző típusú élőhelye-



11. ábra. A kis patkósdenevér (*Rhinolophus hipposideros*) táplálkozóterületei erdőben találhatóak (fotó: Estók Péter)



12. ábra. A sűrű rudas állományokban a denevérek nem tudnak táplálkozni és bújóhelyet sem találnak (fotó: Estók Péter)

ken levő aktuális rovarsűrűség (FLANDERS és JONES 2009). Szálláshelyeik és táplálkozóterületeik révén a hazai patkósdenevérek elsősorban középhegységeink lakói, de a kis patkósdenevér hegylábi, dombsági területeken is megtalálható, míg a nagy patkósdenevérek ismertek alföldi épületlakó kolóniái is.

Az erdőgazdálkodás és az erdei denevérközösségek

Az erdőlakó denevérfajok hazai állomány nagysága mindig is szoros kapcsolatban állt erdeink állapotával. Az erdősültség, illetve az erdőállományok természetességének csökkenésével természetesen az erdő-



13. ábra. A nagyobb vágásterületek kialakítása az erdőlakó denevérfajok szempontjából is káros (fotó: Estók Péter)

lakó denevérfajok élettere is szűkült. Az erdőlakó, illetve erdőkben táplálkozó denevérfajokra kétségtelenül az erdőgazdálkodás van a legnagyobb hatással. A természetes erdőszerkezet megváltoztatásával, egykorú és elegyetlen erdők, valamint nagyobb vágásterületek kialakításával a denevérek számára is kevésbé értékes, rosszabb minőségű élőhelyek jönnek létre. Az ilyen degradált élőhelyeken egyértelmű negatív hatásként jelentkezik, hogy az odúlakó denevérek a fiatal erdőkben nem találnak búvóhelyeket, valamint az álló holtfák leváló kérge mögött kialakuló réseket preferáló nyugati pisedenevérek szintén búvóhely nélkül maradnak. A sűrű rudas állományokat a denevérek sok esetben táplálékszerzésre sem tudják használni, ugyanis egyszerűen képtelenek bennük repülni (12. ábra). A vágásterek kialakulása a legérzékenyebb fajok számára az adott területen való mozgást korlátozza, ugyanis nem képesek arra, hogy nyílt területeken átrepüljenek (13. ábra).

Sajnos a fenti problémák nemcsak a védelem alatt nem álló, hanem még a védett, fokozottan védett és Natura 2000 területeken is gyakran fennállnak. Annak ellenére, hogy sok esetben az erdők elsődlegesen védelmi és nem gazdasági rendeltetésűek, a természetvédelmi érdekek csak korlátozottan vagy egyáltalán nem érvényesülnek.

Javaslatok az erdők kezeléséhez

Az erdei denevérközösségek számára a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás jelenthetné a megfelelő, hosszú távú fenntartást. Emellett ideális esetben, elsősorban értékes, védett területeken megtalálható természetszerű erdőkben rezervátum jelleggel kialakított, teljes érintetlenséget élvező erdőrészek kijelölése is segíthetné diverz denevéralományok fenntartását (14. ábra). Az erdei életközösségekben a denevérek számára is fontos, hogy az erdőben megfelelő mennyiségű álló és fekvő holtfa maradjon, mivel ezek egyrészt búvóhelyek, másrészt a bennük fejlődő rovarok fontos táplálékszervezetek a denevérek számára. Az idegenhonos fafajokból álló erdők általában szuboptimálisak, sok esetben teljesen alkalmatlanok denevéreinknek, táplálkozó- és búvóhelyként egyaránt.

Mivel jelenleg az erdők háborítatlansága, a gazdálkodás teljes elhagyása általában még az arra érdemes erdőkben sem biztosított, ezért az alábbiakban a gazdasági hasznosítással érintett erdőkre vonatkozóan az alábbi javaslatokat tesszük a denevérek és más állatfajok védelmének érdekében:

- Az erdő holtfakészletének megkímélése különös tekintettel az álló holtfára.



14. ábra. Természetes szerkezetű bükkös, erdőlakó denevéreink számára ideális élőhely (fotó: Estók Péter)

- Az előhasználatok ne járjanak a böhöncös, odvas és leváló kérgű fák kivágásával (madarak, denevérek szálláshelyei).
- Természetvédelmi szempontból értékes területeken az idegenhonos fafajok mellőzése a felújítás során, mert az őshonos fafajok az idegenhonos fafajokhoz képest nagyságrendekkel változatosabb rovarfaunát tartanak el.
- Változatos korú és elegyes erdők létrehozása, strukturált erdőszerkezet kialakítása, illetve kialakulásának elősegítése (tisztások megőrzése, cserjeszint, második lombkoronaszint megőrzése, illetve kialakítása).
- Vágáskor lehetőség szerinti emelése 30–50 évvel.
- Erdei vízfelületek fenntartása, az őshonos fajokból álló, vízfelületeket kísérő szegélyvegetációk (minimum 25 méteres távolságban) eltávolításának tilalma.
- Az ismert szálláshelyek közelében legalább 200 méter átmérőjű védőzóna kijelölése.
- A denevérek számára fontos időszakban (április második fele-szeptember első fele) a fakitermelés teljes tiltása.
- Folyamatos erdőborítást fenntartó erdőgazdálkodás bevezetésének támogatása – szálalás.
- A földalatti szálláshelyeken (barlangok, bányák) nászoló és telelő fajok érdekében a barlangok minimum 50 méteres sugarú körzetében lévő növényzet feltétlen védelme.

Irodalomjegyzék

- AIHARTZA, J. R., GARIN, I., GOITI, U., ZABALA, J. és ZUBEROGOITIA, I. (2003): Spring habitat selection by the Mediterranean Horseshoe Bat (*Rhinolophus euryale*) in the Urdaibai Biosphere Reserve (Basque Country). – *Mammalia* **67**: 25–32.
- ANDREAS, M., REITER, A. és BENDA, P. (2012): Prey selection and seasonal diet changes in the western barbastelle bat (*Barbastella barbastellus*). – *Acta Chiropterologica* **14**: 81–92.
- BETTS, B. J. (1996): *Roosting behaviour of Silver-haired Bats (Lasionycteris noctivagans) and Big Brown Bats (Eptesicus fuscus) in North East Oregon*. – In: BARCLAY, R. M. R. és BRIGHAM M. (szerk.): Bats and Forests Symposium, October 19-21, 1995, Victoria, British Columbia, Canada. Ministry of Forest Research Program, Victoria, Canada. pp. 55–61.
- BONTADINA, E., SCHOFIELD, H. és NAEF-DAENZER, B. (2002): Radio-tracking reveals that lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*) forage in woodland. – *Journal of Zoology* **258**: 281–290.
- BRIGHAM, R. M., VONHOF, M. J., BARCLAY, R. M. R. és GWILLIAM, J. C. (1997): Roosting behavior and roost-site preferences of forest-dwelling California Bats (*Myotis californicus*). – *Journal of Mammalogy* **78**: 1231–1239.
- ESTÓK, P. (2007): Seasonal changes in the sex ratio of *Nyctalus* species in North-East Hungary. – *Acta zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **53**: 89–95.
- ESTÓK, P., GOMBKÖTŐ, P. és CSERKÉSZ, T. (2007): Roosting behaviour of Greater Noctule *Nyctalus lasiopterus* Schreber, 1780 (Chiroptera, Vespertilionidae) in Hungary as revealed by radio-tracking. – *Mammalia* **71**(1–2): 86–88.
- FLANDERS, J. és JONES, G. (2009): Roost Use, Ranging Behavior, and Diet of Greater Horseshoe Bats (*Rhinolophus ferrumequinum*) Using a Transitional Roost. – *Journal of Mammalogy* **90**(4): 888–896.
- GASHCHAK, S., VLASCHENKO, A., ESTÓK, P. és KRAVCHENKO, K. (2015): New long-distance recapture of a noctule (*Nyctalus noctula*) from eastern Europe. – *Hystrix Italian Journal of Mammalogy (n.s.)* **26**(1): 59–60.
- HARASZTHY L. (szerk.) (2014): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. – Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, 955 pp.
- HUTTERER, R., IVANOVA, T., MEYER-CORDS, C. és RODRIGUES, L. (2005): *Bat migrations in Europe: a review of banding data and literature*. – German Agency for Nature Conservation, Bonn, 162 pp.
- KERTH, G. és KÖNIG, B. (1999): Fission, fusion and nonrandom associations in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). – *Behaviour* **136**: 1187–1202.
- KRONWITTER, F. (1988): Population structure, habitat use and activity patterns of the noctule bat, *Nyctalus noctula* Schreb., 1774 (Chiroptera: Vespertilionidae) revealed by radio-tracking. – *Myotis* **26**: 23–85.
- KUNZ, T. H. és LUMSDEN, L. F. (2003): *Ecology of cavity and foliage roosting bats*. – In: KUNZ, T. H. és FENTON, M. B. (szerk.): *Bat Ecology*. The University of Chicago Press, Chicago and London, pp. 3–89.
- LEWIS, S. E. (1995): Roost fidelity in bats: a review. – *Journal of Mammalogy* **76**: 481–496.
- ORMSBEE, P. C. (1996): *Characteristics, Use, and Distribution of Day Roosts Selected by Female Myotis volans (Long-legged Myotis) in Forested Habitat of the Central Oregon Cascades*. – In: BARCLAY, R. M. R. és BRIGHAM, M. (szerk.): Bats and Forests Symposium, October 19–21, 1995, Victoria, British Columbia, Canada. Res. Br., B.C. Min. For., Victoria, B.C. Work. Pap. 23/1996. pp. 124–131.
- POPA-LISSEANU, A. G., BONTADINA, E., MORA, O. és IBÁÑEZ, C. (2008): Highly structured fission-fusion societies in an aerial-hawking, carnivorous bat. – *Animal Behaviour* **75**: 471–482.
- RECKARDT, K. és KERTH, G. (2006): The reproductive success of the parasitic bat fly *Basilina nana* (Diptera: Nycteribiidae) is affected by the low roost fidelity of its host, the Bechstein's bat (*Myotis bechsteinii*). – *Parasitology Research* **98**: 237–243.
- RECKARDT, K. és KERTH, G. (2007): Roost selection and roost switching of female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*) as a strategy of parasite avoidance. – *Oecologia* **154**: 581–588.
- RUSSO, D., CISTRONE, L., JONES, G. és MAZZOLENI, S. (2004): Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. – *Biological Conservation* **117**: 73–81.
- RUSSO, D., CISTRONE, L. és JONES, G. (2005): Spatial and temporal patterns of roost use by tree-dwelling barbastelle bats *Barbastella barbastellus*. – *Ecography* **28**: 769–776.
- RYDELL, J., NATUSCHKE, G., THEILER, A. és ZINGG, P. E. (1994): Food habits of the barbastelle bat *Barbastella barbastellus*. – *Ecography* **19**: 62–66.
- SIERRO, A. (1999): Habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in the Swiss Alps (Valais). – *Journal of Zoology* **248**: 429–432.
- SIERRO, A. és ARLETTAZ, R. (1997): Barbastelle bats (*Barbastella* spp.) specialize in the predation of moths: implications for foraging tactics and conservation. – *Acta Oecologica* **18**: 91–106.

Bats in forests

Péter Estók¹ & Tamás Görföl²

¹Eszterházy Károly College, Eszterházy tér 1, H-3300 Eger, Hungary

E-mail: batfauna@gmail.com

²Hungarian Natural History Museum, Baross utca 13, H-1088 Budapest, Hungary

E-mail: gorfol@nhmus.hu

Forests are the primary habitats for many bat species. Bats roost in tree holes, under exfoliating bark and in other roost types, and also, most of the Hungarian bats use forests as foraging sites. Tree roosts are frequently changed, often on a daily basis, hence a bat colony needs not just one, but a network of suitable roosting places. The most important factor affecting forest-dwelling bat species is forestry. The destruction of natural forest habitats and the establishment of homogeneous forest plantations are the primary cause of population decline observed in case of these bat species. Establishing permanent forests and forest reserves is crucial to conserve these protected and strictly protected flying mammals.

Key words: tree-dwelling bats, habitat preference, conservation, good practice

A magyarországi pelefajok élőhelyigénye az erdőgazdálkodás tükrében

Bakó Botond Zoltán

Földművelésügyi Minisztérium Természetmegőrzési Főosztály, 1055 Budapest, Kossuth Lajos tér 11.
E-mail: zoltan.botond.bako@fm.gov.hu

A pelefajok (Gliridae) egy erdei élőhely ökológiai értelmezésben úgynevezett „ernyőfajai”, azaz az ő sikeres megtelepedésük egyben az adott erdei ökoszisztéma természetszerű összetételének és működésének a biztosítékát is adja. Magyarországon a nagy pele (*Glis glis*), az erdei pele (*Dryomys nitedula*), valamint a mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*) előfordulása bizonyított. Mindhárom faj természetvédelmi oltalom alatt áll, a védeltségi szint egyben veszélyeztettségük mértékét is jelzi. A pelefajokat, mint jellegzetes szegélylakó kisemlősöket szokták jellemezni. Ez napjainkban valóban igaz, azonban mintegy 150–200 évvel ezelőtt ezek a kisemlősfajok nem csupán a szegélyzónában, hanem az erdőbelsőben, a sokkal változatosabb és gazdagabb cserjeszintben és fák lombkoronaszintjében is megtalálhatták életterüket. Mindhárom pelefaj esetében komoly versengés folyik a minél inkább kusza és összefüggő ágrendszerrel, sűrű lombzattal bíró fásszárúak alkotta élőhelyekért. Napjainkra nem csupán a honfoglaláskori erdőállomány töredéke maradt fenn számukra, hanem a modern erdőgazdálkodási gyakorlat eredményeként, jórészt annak szegélyeire szorultak ki. Az eredeti élőhelyeik döntő többségét elvesztették az elmúlt évszázadokban. Állományaik megcsappanása, elterjedési területeik visszaszorulása is emiatt következett be. Jelen munka – az erdőgazdasági vonatkozásokat szem előtt tartva – a hazánkban élő pelefajok élőhelyigényeit, viselkedésokológia paramétereit ismertetve, olyan eljárásokat, illetve kezelési lehetőségeket javasol, melyek segítségével az erdőgazdálkodó jelentős mértékben javítani tudja az egyes fajok megtelepedési sikerét.

Kulcsszavak: pelefajok, Gliridae, élőhelypreferencia, cserjeszint, erdőművelés, odúhasználat

A pelefajok bemutatása

A Gliridae családba tartozó fajok kizárólag óvilági elterjedésűek, Euráziában, illetve Afrikában élnek. Összesen 28 fajuk ismert, melyeket nyolc nemzettségbe sorolnak: *Choetocauda*, *Dryomys*, *Eliomys*, *Glirulus*, *Glis*, *Graphiurus*, *Muscardinus*, *Myomimus*. Ezek közül Európában öt genus fordul elő: a *Dryomys*, az *Eliomys*, a *Glis*, a *Muscardinus* és a *Myomimus* (HOLDEN 1993). A pelefajok mintegy fele Afrikában honos, a többi az Ibériai-félszigettől Japánig népesíti be Euráziát (HOLDEN 1993, MORRIS 2003, 2004).

Magyarországon a nagy pele (*Glis glis*), az erdei pele (*Dryomys nitedula*), valamint a mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*) előfordulása bizonyított.

Mindhárom faj 1974 óta élvez törvényi védeltséget, a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet alapján a mogyorós és a nagy pele védett, míg az erdei pele fokozottan védett faj hazánkban.

A nagy pele a Berni egyezmény III. mellékletén, az Élőhelyvédelmi irányelv II. mellékletén szerepel. Hazánkban pénzben kifejezett természetvédelmi értéke 50 000 Ft.

A mogyorós pele a Berni egyezmény III. mellékletén, az Élőhelyvédelmi irányelv IV. mellékletén szerepel. Hazánkban pénzben kifejezett természetvédelmi értéke 50 000 Ft.

Az erdei pele a Berni egyezmény III. mellékletén, az Élőhelyvédelmi irányelv IV. mellékletén szerepel. Hazánkban pénzben kifejezett természetvédelmi értéke 10 000 Ft.

KORDOS (1975) az aggteleki nagyoldali zsombolyban végzett bagolyköpet-elemzése kapcsán felkerült a hazai faunisztikai- és védeltségi listákra a kerti pele (*Eliomys quercinus*) is, ám a faj recens hazai megtelepedését a mai napig egyetlen bizonyító erejű vizsgálat sem tudta megerősíteni (HECKER és mtsai 2005). A kerti pele azonban az Aggteleki-karszttal határos szlovákiai élőhelyeken ugyanakkor előfordul (STORCH 1978, KRYŠTUFEK és VOHRALÍK 1994), így a hazai, macskabagoly köpetből kimutatott koponyamaradvány feltehetően Szlovákiából származik. Emiatt ezt a fajt nem szerepeltetem jelen tanulmányban.

A Magyarországon honos pelefajok bemutatása

Az európai pelefajok nemzetközi vizsgálatai faji és élőhelyi szinten is gyakran eltérő élőhelypreferenciáról számolnak be (TVRTKOVIĆ és mtsai 1994, NOWAKOWSKI és BORATYŃSKI 1997, JUŠKAITIS 1995a,b). Több pelefaj egy élőhelyegyüttesen való előfordulását is számos esetben jelzik a felmérések (MÜLLER-STIESS 1996, SCINSKI és BOROWSKI 2006, SCHLICHTER és mtsai 2012), sőt egyes magashegységi régiókban, pl. Szlovéniában folytatott vizsgálatok beszámoltak arról, hogy ugyanazon az erdős élőhelyegyüttesen a négy európai pelefaj egy élőhelyen belül is megtalálható (KRYŠTUFEK 2003).

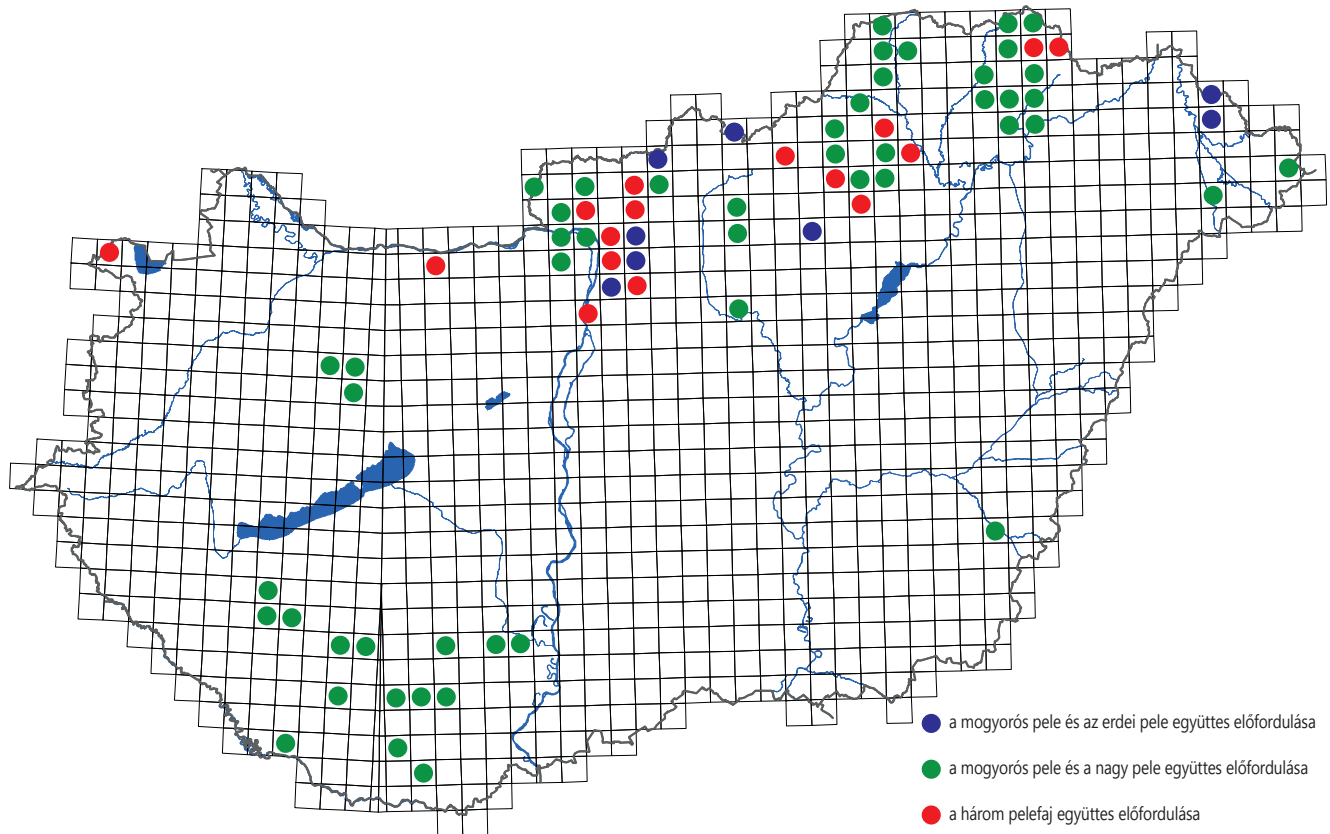
A Magyarországon honos három pelefaj kis léptékű, európai elterjedési (range) térképe a kárpát-medencei régióban egymást teljesen átfedi ugyan, de közelebbről vizsgálva kitűnik, hogy az együttes előfordulásuk ennek ellenére viszonylag ritka.

A pelefajok magyarországi elterjedését mutató 10 × 10 km-es UTM-gridek közül csupán 7%-ban található meg mindhárom faj (HECKER és mtsai 2003a,b, BAKÓ és HECKER 2006).

BAKÓ és HECKER (2006) munkája alapján az alábbiak szerint oszlik meg a pelefajok együttes előfordulása Magyarországon. A három faj együttes előfordulását eddig elsősorban az Északi-középhegységben mutatták ki, de várható még az ország más, jól erdő-sődött élőhelyeiről is ilyen jellegű adat.

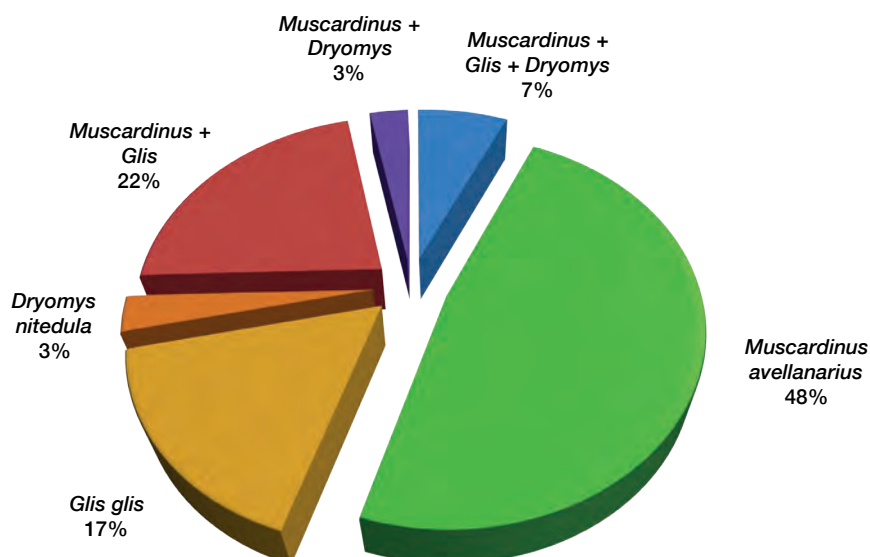
A mogyorós pele, mint a leggyakoribb és legszélesebb ökológiai igényű hazai pelefaj (BAKÓ 2007b) gyakorlatilag az összes olyan élőhelyen megtalálja a létfeltételeit, ahol a másik két, jóval ritkább faj is él. A nagy pele és az erdei pele jóval szűkebb élőhelypreferenciái sávval rendelkezik, megtelepedésük emiatt elsősorban a viszonylag nagy kiterjedésű, idősebb fákat is tartalmazó, összetettebb vegetációs szerkezetű és gazdagabb fajösszetételű fászszerű fajok uralta élőhelyekre vonatkoztatható (1–2. ábra).

Általánosságban elmondható, hogy a három pelefaj együttélése sokkal inkább egymás elkerülésén alapul, azaz a kisebb méretű pelefaj kerüli a nagyobbat. Ez leginkább az erdei pele – nagy pele viszonylatra igaz, bár a mogyorós pele – erdei pele közös élőhelyhasználatát során is megfigyelték (GÁL 1999). Magyarországi, peleodú-használati vizsgálatok szerint (BAKÓ és HORVÁTH 1999, GÁL 1999, HECKER 2013) a többnyire már március közepétől előbújó mogyorós pelék foglalják el először az odúkat, és békésen megférnek az áprilisban ébredező erdei pelékkel. Azonban mindkét faj odúban található egyedszáma visszaesik, amikor a nagy pelék is megjelennek az adott erdőrészben. Ősz elején a legkorábban elvonuló nagy pelék után üresen maradt odúban újra megtelepednek a mogyorós pelék, sőt időnként még erdei pelék is (HECKER 2013).



1. ábra. A három pelefaj egyesített előfordulási térképe (10 × 10 km UTM grid) (BAKÓ és HECKER 2006)

2. ábra. A három hazai pelefaj elterjedésének arányai (BAKÓ és HECKER 2006)



A hazai pelefajok élőhelyhasználata az erdőgazdálkodás tükrében

A három hazai pelefaj európai elterjedése kizárólag fásszárú fajok uralta élőhelyfoltokra, erdőkre, azon belül is főleg a lombhullatókra korlátozódik (KRYŠTUFEK és VOHRALIK 1994, HECKER és mtsai 2003a, KRYŠTUFEK 2010).

Az egyes pelefajok a vegetáció fajösszetételét és szerkezetét tekintve is jelentősen eltérő igényeket mutatnak (JUŠKAITIS és ŠIOŽINYTĖ 2008, HECKER 2013), azonban a különböző élőhelypreferenciájú fajok megfelelően összetett, változatos élőhelyen együtt is megtelepedhetnek. Ilyen syntopikus előfordulást jelez GÁL (1999) Magyarországon a Naszály-hegyen, ahol pár hektáros területen kilenc különböző vegetációszerkezetű élőhelyet különít el a három pelefaj előfordulása alapján (3. ábra).

Szintén a mogyorós-, a nagy- és az erdei pele syntopikus előfordulását írták le Horvátország északi, észak-nyugati Pannon-síksággal határos középhegy-



3. ábra. A Naszály-hegy három pelefaj lakta különböző élőhely-típusai (fotó: Bakó Botond)

ségi területeiről is. Ugyanakkor az itt csak szórványos előfordulású kerti pele és az erdei pele egy élőhelyen való megtelepedését még sehol nem figyelték meg (TVRŤKOVIC és mtsai 1994).

A vegetációjellemzők, úgymint fajösszetétel, szerkezet, koreloszlás, kiszáradt fák aránya, borítottság, záródás mértéke stb. jelenti az elsődleges ökológiai faktorokat a megtelepedésük szempontjából, míg az adott élőhely kitettsége vagy tengerszint feletti magassága sokadlagos hatású lehet (GÁL 1999, BAKÓ és HECKER 2006, JUŠKAITIS 2007a). A pelepulációk megtelepedése szempontjából az erdők fajösszetételénél fontosabb ökológiai tényezőnek a cserjeszint összetétele és nem utolsósorban annak szerkezete, sűrűsége bizonyul (PANCHETTI és mtsai 2003, JUŠKAITIS 2007a).

Különösen a mogyorós pele kedveli a nagyon sűrű, lehetőleg tüskés bokrokat, mint például a rózsákat (*Rosa* spp.), mivel ennek takarásában szinte észrevétlenül mozoghat az ágak között, ez a ragadozók elleni védelmi stratégiájának az egyik legfontosabb eleme (PANCHETTI és mtsai 2007).

A cserjeszint kiirtása, gyérítése vagy akár az erdei, erdőszegélyi legeltetés például a mogyorós pele állományok adott erdőrészletből történő teljes eltűnéséhez vezethet (CAPIZZI és mtsai 2002).

A pelék nagyrészt táplálékspecialisták (BRIGHT és MORRIS 1993). Mivel hiányzik a vakbelük, az ott élő baktériumok hiányában nem tudnak leveleket, füveket tökéletesen emészteni, ezért energiában gazdag, változatos táplálékra is nagymértékben szükségük van (SCHAEFER és mtsai 1976). Ilyenek a fák és cserjék friss hajtásai, virágai, illetve különféle termések, gyümölcsök és olajos magvak. Gyakran fogyasztanak állati eredetű táplálékot is, elsősorban ízeltlábúakat (HOLIŠOVÁ 1968), de puhatestűek, énekesmadarak, sőt más pelefajok kölykei is szerepelhetnek étlapjukon (NOWAKOWSKI és mtsai 2006). A megfelelő mennyiségű és minőségű táplálékbázis folya-

matosságát viszont csak fajgazdag, változatos vegetációszerkezetű élőhely tudja a kis mozgáskörzettel (home range) rendelkező pelék hosszú távú megmaradását biztosítani (BRIGHT és MORRIS 1993, SCINSKI és BOROWSKI 2006). A mindenkori táplálékbázis erősen időszak függő. Általánosságban elmondható, hogy a hibernációból való ébredés után elsősorban a magas tápanyagtartalmú növényi részek, rügyek, fiatal hajtások, majd a barkák, virágok, esetenként az énekesmadarak tojásai, fiókái jelentik a fő táplálékot számukra (NOWAKOWSKI és GODLEWSKA 2006). A nyári időszakban a különböző termések, bogyók és magvak mellett már fajtól, élőhelytől és földrajzi elterjedéstől függően különböző mértékben, főleg a kora nyári periódusban állati eredetű táplálékok, például éjjeli lepkék, bogarak, százlábúak és főleg az erdei pele esetében, az énekesmadarak dominálnak (GIGIREY és REY 1998). Érdekes, hogy bár a magas tannintartalom miatt csak időszakosan fogyasztanak tölgyemakot a pelék, de az őszi időszakban, a téli hibernációra való felkészüléskor, táplálékbázisuk zömét is jelentheti. A kisebb kiterjedésű, fajszegényebb fászszerű fajok uralta élőhely esetében az állati eredetű táplálék aránya magasabb lehet ugyanannál a pelefajnál (MORRIS 2004, JUŠKAITIS 2007b).

A táplálkozásuk részletesebb elemzésére az egyes pelefajok jellemzésénél térünk ki.

A nyár eleji párzási időszakban a hímek esetében magasabb az aktivitás, azaz a reprodukciós energia ráfordítás, mint a nőstényeknél, ugyanakkor az utódnevelés, szoptatás ideje alatt (nyár közepén) pedig az anyák fitnessz csökkenése magasabb mértékű, ezért azt lehetett valószínűsíteni, hogy szezonális különbség van a nemek közötti predációs mértékben (FIETZ 2004, LEBL 2010). Más kutatási eredmények viszont azt mutatták, hogy a hímek túlélési rátája minden évszakban és minden területen, állandó jelleggel alacsonyabb. Ez a túlélési arány különbség azonban a nőstények és a hímek között viszonylag alacsony értéket mutat. Ez a túlélési értékkülönbség hosszabb időszakon keresztül is (tehát nem csak a párzási időszak alatt) megfigyelhető. Ez arra mutat, hogy a hímek az intenzívebb aktivitásuk, nagyobb mozgáskörzet használatuk, ezáltal a ragadozóknak való jobb kitettségük miatti magas androgén hormonszintjük negatívan hat az immunkompetenciájukra, azaz a normális immunválasz kialakításának lehetőségére (KRAUS 2008). Természetesen a mindenkori táplálékbőség és egyéb ökológiai adottságok jelentősen emelhetik vagy csökkenthetik egy adott évben a pelék túlélési, valamint szaporodási esélyeit (KAGER és FIETZ 2009). Magyarországon a pelék március közepétől-végétől november elejéig, közepéig tartó aktív időszakot követően 6–7 hónapos valódi hibernációra vonulnak (BAKÓ és mtsai 1999).

Mivel az év jelentős részét mély álomban töltik, innen származik a német és az angol nyelvben a család neve is: Siebenschläfer („hétalvó”), illetve dormouse

(„alvó egér”) (MORRIS 2004). Az aktív időszak alatt főleg éjszakai aktivitásúak, azonban a késő őszi periódusban, főleg a fiatal példányok nappal is járhatnak táplálék után, hogy télre készülve elegendő táplálékot tudjanak magukhoz venni (RODOLFI 1994, KRYŠTUFEK és ZAVODNIK 2003).

Valódi téli álmat alszanak, melynek időtartama fajonként eltérő. Talajrepedésekbe, üregekbe, sőt esetenként barlangokba vonulnak el (JURCZYSHYN 2007), esetleg gyökerek mentén húzódnak a föld alá, ahol a hőmérséklet a tél folyamán állandó (MORRIS 2004). A hibernáció időszakában anyagcseréjüket nagy mértékben lelassítják (WILZ és HELDMAIER 2000). Időről időre, a talaj hőmérsékletének függvényében felébrednek, de többnyire nem hagyják el a hibernációs fészket (WALHOVD és VESTERGAARD 1976). Feltehetően a klímaváltozás következtében napjainkban a téli hónapokban egyre gyakrabban jelentkező időszakos felmelegedések komolyan veszélyeztethetik az egyes telető állományok vagy példányok túlélését. Ilyen esetekben a pelék a növekvő talajhőmérséklet miatt felébredhetnek, és sok energiát használhatnak fel éber állapotukban, ami nagy mértékben csökkentheti annak valószínűségét, hogy elegendő zsírkészlettel éljék túl a hibernációt. Az ilyen téli felébredések utáni „visszaalvás” gyakran nem megy végbe tökéletesen, felborul az állat hormonháztartása, ami szintén a mortalitási ráta emelkedéséhez vezethet (JUŠKAITIS 1999b).

A pelék éjszakai életmódot folytatnak (DUMA és GIURGIU 2012), emiatt a természetes ragadozóik főként a baglyok, azok közül is főként a macskabagoly (*Strix aluco*) és a gyöngybagoly (*Tyto alba*) (KALOTÁS 1989, BOUVIER és BAYLE 1989, VVANO és TURINI 1996, PURGER 2014). A kisragadozók közül elsősorban a szintén erdei életmódot folytató nyuszt (*Martes martes*) és a vadmacska (*Felis silvestris*) vadászik rájuk, de kimutatták többek között a nyest (*Martes foina*), a róka (*Vulpes vulpes*), a borz (*Meles meles*), sőt még a vaddisznó (*Sus scrofa*) mogyorós pele predációját is (SORACE és mtsai 2004). A róka, a borz és a vaddisznó elsősorban a talajban telelő példányokat ássa, túrja ki és eszi meg (SCARAVELLI és ALOISE 1995). Ugyanakkor ez utóbbi predációs nyomás inkább csak alkalomszerű, mivel a talajban, gyökerek mentén a mélybe lehúzódo pelék viszonylag védett helyen tudnak hibernálni, így a ragadozók csak ritkán, véletlenszerűen találhatnak rájuk. A téli álom alatt testtömegük akár 30%-át is felélik, a tavaszi ébredés és szaporodás, illetve utódnevelés időszakában emiatt sokkal sérülékenyebbek, nagyobb arányban esnek áldozatul a ragadozóknak, mint az év további időszakában (LEBL és mtsai 2011).

A pelefajok többnyire alacsony egyedszámú populációkat alkotnak egy erdőtársulás kisemlős-közösségében. A rágcsálók rendjén belül kifejezetten K-stratégistáknak tekinthetők (KRYŠTUFEK és ZAVODNIK 2003). Ezt támasztja alá viszonylag hosszú

élettartamuk is. Mogyorós pelénél megfigyeltek 5 éves példányokat is, míg nagy pelénél nem volt ritka a 10 évesnél idősebb egyed sem (MORRIS 2004, PIALASTRO és mtsai 2003).

A fajok részletes jellemzése

Mogyorós pele (Muscardinus avellanarius)

A mogyorós pele (4. ábra) rejtőzködő, éjszakai életmódja miatt ritkán kerül szem elé, ennek ellenére hazánkban a leggyakoribb pelefajnak mondható (BAKÓ és GÁL 1999, HECKER 2013). Hazai állományai stabilak, nem ismerünk olyan ökológiai veszélyeztető tényezőket, amely aktuálisan komolyabb mértékű országos szintű állománycsökkenést idézne elő. Lokálisan azonban elsősorban élőhelyeinek felszámolása, átalakítása, mint például az erdőszéli cserjések, a hétvégi kerteket, gyümölcsösöket elválasztó sövények megszüntetése stb. az adott mogyoróspele-populációk teljes kipusztulását eredményezhetik.

Európa nagy részén megtalálható, Anglia déli részétől, Franciaországon és Dél-Svédországon keresztül egészen Szicíliaig, Korfu szigetéig; Közép Európától Oroszország európai területéig, és Kis-Ázsia északi területéig egyaránt nagyrészt összefüggő populációkat alkot (MORRIS 2004) (5. ábra).

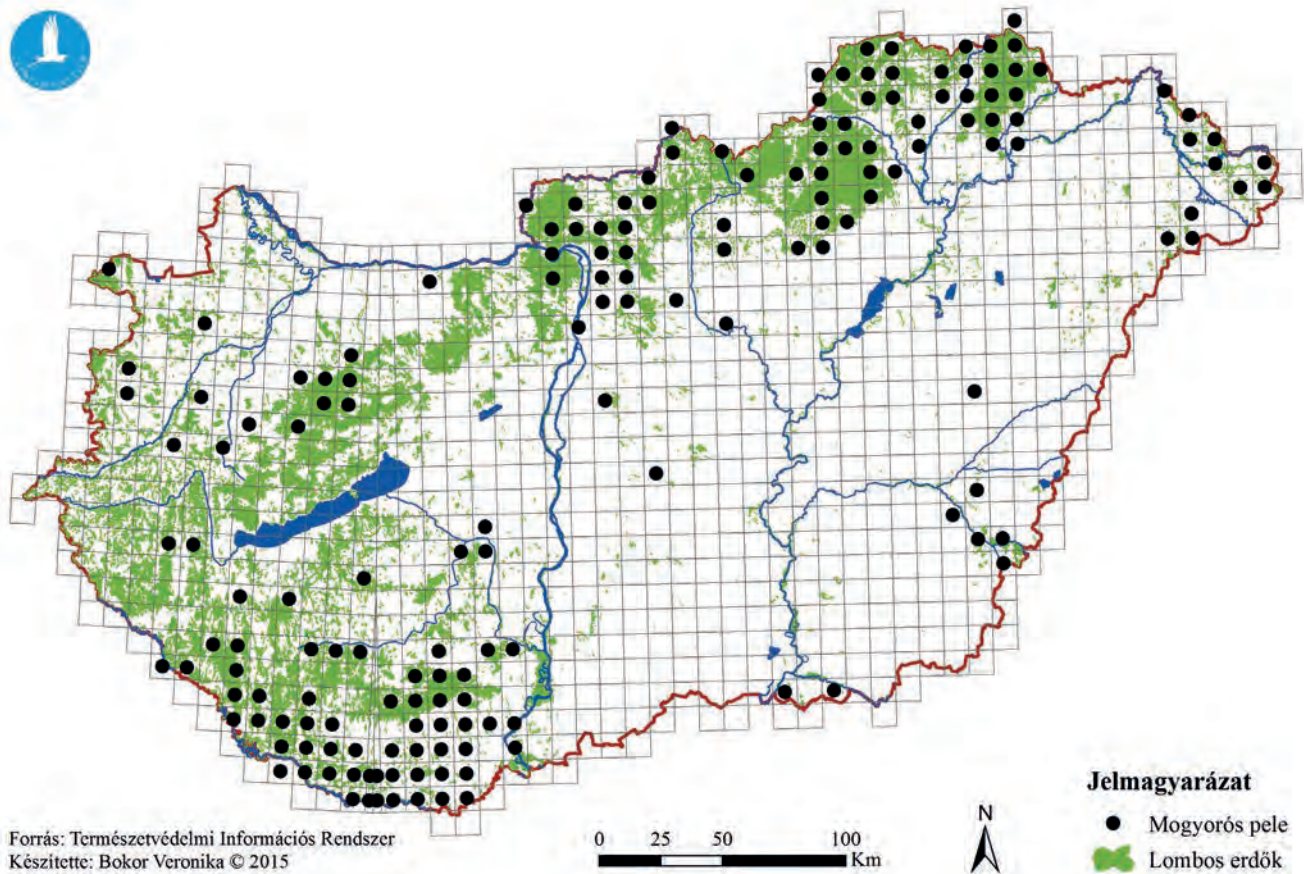
Állomány nagyságuk egész Európában csökkenő tendenciát mutat (JUŠKAITIS 2008b). Magyarországon elsősorban a hegy- és dombvidékek jellemző rágcsálója, az alföldi területek populációi csak szórványosan, elsősorban az ártéri puhafás ligeterdőkben és



4. ábra. Mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*) (fotó: Korda Márton)



5. ábra. A mogyorós pele elterjedése (<http://maps.iucnredlist.org/map-html?id=13992>)



Forrás: Természetvédelmi Információs Rendszer
Készítette: Bokor Veronika © 2015

6. ábra. A mogyorós pele magyarországi elterjedése (10 × 10 km UTM grid) (BAKÓ és HECKER 2006 alapján)

nádasokban találják meg létfeltételeiket (pl. Ecsedi-láp láperdeje, Bátorligeti-ösláp, babatpusztai égeres erdő stb.). Szinte teljesen összefüggő populációkat alkot az Északi-középhegységben, de jelentős állományai vannak a Dunántúli-középhegységben, a Balatontól délre eső dombsági vonulatokon, illetve a Mecsekben és a Villányi-hegységben is (BAKÓ 2007b) (6. ábra).

Sokféle erdőtársulásban megtalálja létfeltételeit, bár a szárazabb jellegű fás élőhelyeket többnyire elkerüli (GÁL 1999, HECKER 2013). Elsősorban erdőmelléki cserjésekben, bozótosokban, bogyós termésekben gazdag cserjeszinttel rendelkező erdőkben él (BÜCHNER 2008). Elterjedési területén előnyben részesíti a tölgyeseket, gyertyános-tölgyeseket és gyertyános-bükkösöket (BAKÓ 1997, MORRIS 2004, JUŠKAITIS 2008b). Ugyanakkor a fenyő monokultúrák a faj elterjedését gátolják (JUŠKAITIS 1995b, BÜCHNER 2009), azonban megtelepednek olyan tűlevelű erdőben, ahol a cserjeszintben szeder (*Rubus fruticosus*) és kökény (*Prunus spinosa*), illetve mogyoró (*Corylus avellana*) alkot összefüggő állományokat (JUSKAITIS 2007a, WUTKE és mtsai 2012). A sűrű, idős fenyvesek lombkoronaszintje az alsóbb szinteket leárnyékolja, így azok cserjeszintje nagyon szegényes lehet vagy teljesen hiányzik. A mogyorós pelék ezeken a foltokon egyáltalán nem tudnak megtelepedni. A fenti okok miatt szintén nem találhatóak a fiatal, sűrű, többnyire monokulturás fiatalosokban vagy ültetvények-

ben sem. Bár fiatal, ültetett fenyvesekből Nyugat- és Észak-Európában kimutatták, de csak azokon a helyeken, ahol még magas volt a lombhullató fák aránya az adott élőhelyfoltban (TROUT és mtsai 2012a).

A fiatal még oldaleágazásokat csak kismértékben tartalmazó lombhullató fák alkotta erdőrészeket szintén elkerülik, ugyanis ezeken a takarás nélküli fatörzseken nem szívesen mozognak, mivel a ragadozók támadásainak ott vannak leginkább kitéve. Az ilyen jellegű élőhelyeket akkor is elkerülik, ha egyébként megfelelő mennyiségű és minőségű táplálék bázis állna ott a rendelkezésükre (JUŠKAITIS 2013). Azokban az erdőkben, ahol a cserjeszintet eltávolították, a szegélycserjésbe szorulnak ki vagy teljesen eltűnnek az adott élőhelyről (BRIGHT és MORRIS 1992, BERG 1996b). A mogyorós pele a többi pelefajhoz viszonyítva a legerősebben kötődik a cserjésekhez (BRIGHT és MORRIS 2005, BRIGHT és mtsai 2006), különösen a tápnövényül szolgáló földi szederhez és a mogyoróhoz (BRIGHT és MORRIS, 1990). GÁL (1999) szerint azokat a fejlett cserjeszintű vegetációfoltokat preferálják, amelyek húsos terméssel rendelkező cserjékből állnak – húsos som (*Cornus mas*), rózsa, ostorménfa (*Viburnum lantana*). A kevésbé árnyékolt, magas fajdiverzitású cserjeszint ideális élőhely számukra (BRIGHT és MORRIS 1990, JUŠKAITIS 1995b).

EHLERS (2012) szerint a mogyorós pele egy erdőfoltban való előfordulásának előfeltétele, hogy leg-

alább 12 különböző potenciális tápnövény cserje- vagy fajforduljon elő. BERG és BERG (1998) négyféle cserjés területet hasonlított össze, az első sűrű, túlelűek alkotta cserjés, a második sűrű vegyes cserjés, a harmadik elszórt cserjékkel tarkított terület, a negyedik pedig egy nedves terület fűz (*Salix* spp.) cserjével borítva. A második és a negyedik területen szignifikánsan több fészket talált, mint az első és a harmadik területen. Főleg tölgyfák (*Quercus* spp.) odvában 8–15 m magasságban, ezen kívül búbos lonc (*Lonicera peryclimenum*) bokrokban és sűrű borostyánban (*Hedera helix*) építi kerek fűfészket (MORRIS 2004). Ezek a fűszálakból és száraz levelekből készülő fészkek akár 3 méteres magasságban is lehetnek. Ez természetesen az adott élőhely vegetációskezeti jellemzőitől függ (VILHELMOSEN 2003).

Nem mászik olyan magasra a fák lombkoronaszintjébe, mint a nagy pele, inkább az alsóbb részekben vagy a fákat övező cserjésekben telepszik meg. Elsősorban a gyertyános-tölgyesek, gyertyános-bükkösök cserjeszintjét kedveli, de előszeretettel húzódik be felhagyott gyümölcsösökbe, kertekbe is (GÁL 1999, HECKER 2013). Sokszor vizes élőhelyek menti galériaerdőkben, nádasok szegélyezte fűzesekben, mocsaras, lápos fás-szárú fajok uralta élőhelyeken is megtelepszik (BAKÓ és HECKER 2006). Viszonylag kis mozgáskörzetet tart, sokszor egy kiterjedt, több fajból álló bokorcsoport is elegendő egy család megtelepedéséhez (WOLTON 2009). Többnyire elkerüli az erdők belsejében vagy szélén álló takarás nélküli kiszáradt fákat, valamint a monokultúras fenyveseket, akácokat, nyárasokat és elegendően bükkösöket egyaránt (BRIGHT és MORRIS 1992). A megfelelő takarás a fészke közelében különösen fontos számára (BERG 1996b, BERG és BERG 1998). Mivel a fő táplálékforrás (rügyek, virágok, termések stb.) a mogorós pele esetében is változik az aktív szezonban, a cserjeágak alkotta szövevénynek fizikailag is kapcsolódnia kell egymáshoz, valamint a fák törzséhez, hogy a folyamatos takarásban való mozgást biztosítani tudják a peléknek (JUŠKAITIS és BALTRŪNAITĖ 2013, JIP és mtsai 2014).

A fajgazdag, sűrű sövények szintén megfelelő élőhelyet biztosíthatnak számukra (GÁL 1999, MORRIS 2004, EHLERS 2012), sőt autópályák mentén, 1 hektárnál is kisebb magányos bokrosokban is megtelepedhetnek, ami egyben az utakon való időnkénti átjutásukat is feltételezi (CHANIN és GUBERT 2012). Az egyes élőhelyek közötti migráció elsősorban az első hibernáció előtt vagy közvetlenül utána gyakori (BÜCHNER 2008, JUŠKAITIS 2008b). Ezt alátámasztják hazai vizsgálatok is, ahol cserjéstől, sövénytől távol lévő, több tíz méterre magányosan álló gyümölcsfán is befogták példányait (GÁL 1999). A mogorós pelék ugyanakkor nem szívesen mennek le a talajra (BRIGHT és MORRIS 1992), az erdőben található tisztásokat inkább a bokrok, fák ágain közlekedve kerülik ki. Angliai vizsgálatok szerint ez a „kerülő út” egy-egy éjszaka akár a teljes megtett távolság 60–70%-át is

kiteheti (BRIGHT és MORRIS 1991). Megfigyeltek mogoróspele-fészkeket tóparthoz közeli nádasban is, 30 cm mély víz fölött, illetve 25 m-re a parttól is, mintegy 50 cm mély víz fölött (BERTHOLD és QUERNER 1986). Egyedsűrűsége általában 1–2,5 példány/hektár között változik, de megfelelően gazdag cserjeszintű erdőkben ez akár 3,5 egyed/hektár is lehet (TROUT és mtsai 2012a). Természetesen ez az adat a kölyökvetési időszakban magasabb, míg a tavaszi ébredéskor a téli mortalitás miatt a legalacsonyabb (JUŠKAITIS 1997a, JUŠKAITIS 2003).

Összefoglalva tehát a mogorós pele számára a legkedvezőbb vegetációtípus az idős, elágazó koronájú fákból álló erdő, majdnem teljesen összefüggő cserjeszinttel, amely közlekedési lehetőséget biztosít az egyes fák között (BAKÓ és mtsai 1998). BRIGHT és MORRIS (1992) szerint az erdőművelés folyamán a befásodott tisztásokat kis foltokban, minimum 10 évente érdemes kissé visszametszeni, elegendő időt hagyva, hogy a cserjék jó minőségű és nagy mennyiségű termést hozhassanak. Ez a típusú élőhelykezelés a mogorós pele állományok számára nagyon kedvező, állomány megtartó hatású. BERG (1996b) felmérései alapján a mogorós pele fészkek száma a terület cserjefajainak számával együtt nőtt, míg az erdőtől mért távolság növekedésével csökkent. BRIGHT és MORRIS (1990, 1991) szerint a vegetáció szerkezete és összetétele egyenlő mértékben befolyásolja a mogorós pele elterjedését, mely pozitív összefüggésben van a terület cserjéinek átmérő/magasság arányával, valamint a cserjék, illetve fák fajdiverzitásával. Idős erdőben gyakrabban találják meg létfeltételeiket, ugyanakkor a fák, cserjék korától függetlenül egy stabil populáció legalább 20 hektár kiterjedésű fászáruak uralta élőhelyet igényel (KECKEL és mtsai 2012). A fiatal erdők esetében általában az izoláltság a döntő tényező: ha egy öreg erdőtől másfél km-nél távolabb van egy ilyen élőhely, már nem vándorolnak át a mogorós pelék (BRIGHT és mtsai 1994). Németországi vizsgálatok azt mutatták ki, hogy a mogorós pelék lakta erdőfoltok több mint fele ugyan kisebb volt 15 ha-nál, de a szomszédos nagyobb kiterjedésű erdők közelsége függvényében arányosan változott az egyes erdőfoltok pele-egyedszáma, és a foltok közötti távolság 500 m vagy kevesebb (akár 20 m) volt (BÜCHNER 2008, WUTKE és mtsai 2012).

A mogorós pelék nagyon változatos táplálékbázist hasznosítanak, minden időszakban más-más növényfaj, illetve növényi rész fontos számukra. Általában a mogorós pelék több bogyótermést esznek, mint csonthéjas termést, bár bizonyos időszakokban az utóbbiak is fontos szerepet játszhatnak érendjükben (RICHARDS és mtsai 1984). Igen jelentős mértékű lehet a mogoró termésének fogyasztása (JUŠKAITIS és mtsai 2013). Nyugat-Európában ez az egyik legfontosabb tápláléka (neve is innen eredeztethető) (MORRIS 2004, RICHARDS és mtsai 1984), azonban a Kárpát-medence mogoróspele-populációi sokkal

szélesebb táplálékspektrumról választanak (makk, csipkebogyó, kökény-, somtermés stb.) (BAKÓ és GÁL 1999, BAKÓ és HECKER 2006, HECKER 2013).

Érdekes, hogy bár európai szinten a tölgy fajok széles körben elterjedtek, úgy tűnik, a mogyorós pele csak ritkán és időszakosan fogyasztja makktermésüket (BRIGHT és MORRIS 1996). A tölgy makktermésének rendszeres fogyasztását csak abban az időszakban jelzik a táplálékanalízis vizsgálatok, amikor a makknak még alacsony a tannin és polifenol tartalma. Több vizsgálat azonban arra is rámutatott, hogy a makk „étlapon” való szereplése a téli felkészülés idején jelentősen megnövekedhet (JUŠKAITIS 2007b, SARÀ és mtsai 2001). Ez a fajta táplálékpreferencia különbség azonban Európán belül területileg jelentős különbséget mutat. Általában nagy energiatartalmú táplálékbázist hasznosít, virágnektárt, cukrokban gazdag bogyókat és ízeltlábúakat is fogyaszt. Hogy éppen mit eszik a fentiek közül, az évszakon kívül elsősorban attól függ, hogy mi található meg a fészke körüli körülbelül 70 m-es körzetben (BERG és BERG 1998). Ugyanakkor egyáltalán nem táplálkozik fűz fajokon (*Salix* spp.), rezgő nyáron (*Populus tremula*) és bibircses nyíren (*Betula pendula*) még Európa északi területein sem.

Gyakran megtelepszik énekesmadarak számára kihelyezett mesterséges költőodúkból is (MORRIS és mtsai 1990, SORACE és mtsai 1999). Általában csak elhagyott odúba költözik, ezért ez a jelenség ősszel gyakoribb (JUŠKAITIS 1997b). Ritkán az is előfordul, hogy a bent talált fészkeket elpusztítja, ugyanakkor a szén-cinege (*Parus major*) meg is támadhatja és elűzheti őt (JUŠKAITIS 1995b, 1999a, SARÀ és mtsai 2005).

Populációméretük az év folyamán jelentős mértékben változik: kb. 0,5–4 egyed/hektár tavasszal, illetve 1–6 egyed/hektár ősszel. Mozgáskörzetük viszonylag kicsi. Litvániai vizsgálatok szerint a hímek kb. 1 hektár, míg a nőstények megközelítőleg 0,8 hektár területet használtak (JUŠKAITIS 1997c). Ugyanakkor angliai vizsgálatok ennél jóval kisebb, átlagosan mindössze 0,45 hektárt mutattak ki a hímek esetében és csupán 0,19 hektáron mozogtak a nőstények (BRIGHT és MORRIS 1991). Általánosságban megállapítható, hogy a mozgáskörzet mérete elsősorban a potenciális táplálékbázis kínálatától és elérhetőségétől, valamint ehhez kapcsolódóan a fásszárú fajok uralta élőhely szerkezetétől függ. Egy hím mozgásteret akár két nőstényével is átfedésben lehet (BERG 1996a, JUŠKAITIS 1997c), de a nőstények egymás között is gyakran osztoznak egy mozgáskörzeten, míg a hímekre ez – különösen szaporodási időszakban – nem jellemző (BRIGHT és MORRIS 1991). Napi aktivitásukat vizsgálva BRIGHT és mtsai (1996) megfigyelték, hogy átlagosan mintegy fél órával naplemente után jöttek elő és napfelkelte előtt 50 perccel tértek vissza fészkeikre, gyakorlatilag az egész időszakot a fészektől távol töltve. Ugyanakkor időnként nappali aktivitást is megfigyeltek, ami elsősorban az éjszakai levegő-hőmérséklettel mutatott korrelációt, így 30 percnél hosz-

szabb nappali aktivitást figyeltek meg olyan napokon, mikor éjfélkor a levegő maximális hőmérséklete 9 °C alatt volt. JUŠKAITIS (2008a) szoptató nősténynél is megfigyelt nappali ébrenléteket.

Télen valódi téli álmat alszanak, melyet egy földalatti fészekben töltenek (BRIGHT és MORRIS 2005). A hibernáció hosszát a tengerszint feletti magasság is befolyásolja, hegyvidéki területeken általában rövidebb időszakot töltenek ébren (DUMA 2007). Igen magas lehet esetükben a téli halálozás aránya. JUŠKAITIS (1999a) szerint átlagosan 64% és 72% között mozoghat a téli álm alatt elpusztult egyedek aránya. Az ivarérett, idősebb példányoknál természetesen ez az arányszám alacsonyabb, míg az augusztus-szeptember folyamán született ivaréretlen fiatalok esetében ez elérte a 84%-ot is. Ugyanakkor a hímek és a nőstények közötti téli mortalitási rátában nem mutattak ki szignifikáns különbséget. A téli álm vége kontinensszinten meglehetősen egységes, március második felére, április elejére tehető (PANCHETTI és mtsai 2003, HECKER 2013). A hímek általában 2 héttel a nőstények előtt jönnek elő (JUŠKAITIS 1997d), a territóriumokat ekkor alakítják ki egymás közt (JUŠKAITIS 2008a). A relatív hosszú élettartam (4–6 év) miatt lehetséges az, hogy ilyen populációbiológiai paraméterek mellett mégis viszonylag stabil populációkat tudnak alkotni (MORRIS 2004).

Nagy pele (*Glis glis*)

A nagy pele (7. ábra) Európában a Francia- és a Német-középhegység vonulataitól egészen a Volga folyásáig, az Elbrúz és a Kopet–Dag-hegység vonulatáig találja meg létfeltételeit. A kontinentstől elszigetelt populációi megtalálhatók Szardínia, Korzika, Szicília, Kréta és Korfu szigetén. A Földközi-tenger mellékén élő állományok többnyire a magas térszínű élőhelyek (minimum 1200 m tengerszint feletti magasság) fenyelegety montán, szubmontán bükköseiben, idősebb túlevelű erdőiben fordulnak elő (STORCH 1978)



7. ábra. Nagy pele (*Glis glis*) fiatal példánya odúban (fotó: Hecker Kristóf)



8. ábra. A nagy pele elterjedési térképe az IUCN szerint (<http://maps.iucnredlist.org/map-html?id=39316>)

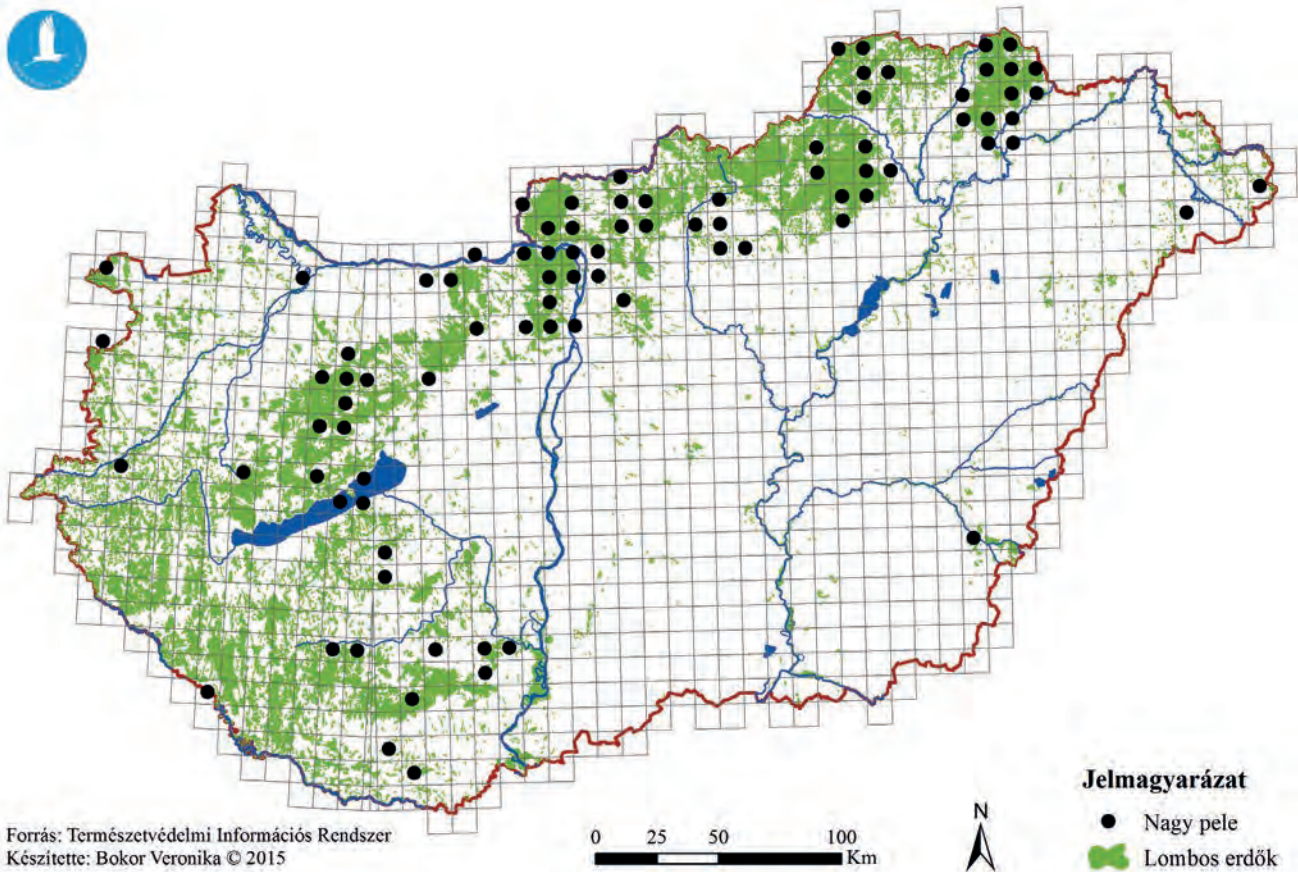
(8. ábra). A Brit-szigeteken, ezen belül is Angliában csak 1902 óta él nagy pele, mivel ekkor (feltételezések szerint Magyarországról – Pat Morris szóbeli közlése, 2002) Lord Walter Rothschild báró amatőr természetbúvár a Hertfordshirei Tring községben található birtokára 6 nagy pele példányt hozatott és engedett szabadon. Ezeknek a nagy peléknek a leszármazottai a későbbiekben elszaporodtak a közép-angliai erdőkben, mára már több száz ezres állományt alkotva (MORRIS 1997). A faj európai szintű genetikai vizsgálatai arra mutattak rá, hogy a nagy pele Európa-szerte genetikailag többnyire homogénnek tekinthető, csupán a dél-olasz, illetve szicíliai területeken van a fajon belül eltérés (HÜRNER és mtsai 2008). Ezt támasztják alá a nagy pelék magyarországi és bulgáriai gyűjteményi példányainak összehasonlító koponyamorfológiai vizsgálatai is (MARKOV és mtsai 2005).

Európa nagy részén többnyire dombvidéki és középhegységi erdőkben fordul elő (ANDĚRA 1986, JURCZYŠZYN 1995), de magashegységi kerti pelével való syntopikus előfordulását is leírták már azonos biotópból (MIKEŠ és mtsai 2010). Nyugat- és Észak-Európában a nagy pele elsősorban az elegyes, tűlevelű fafajok uralta erdő, jobbára lucosok (*Picea abies*), illetve jegenye- (*Abies alba*) és erdeifenyvesek (*Pinus sylvestris*), valamint bükk (*Fagus sylvatica*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*), magas kőris (*Fraxinus excelsior*) és éger (*Alnus sp.*) alkotta elegyes erdők lakója. Elsősorban az elegyes erdőt kedveli, de a montán és szubmontán bükkösök jól fejlett cserjeszinttel rendelkező szegélyén is megtelepszik (JUŠKAITIS és ŠIOŽINYTĚ 2008, WORSCHICH 2012).

Az elegyetlen, egykorú, cserjeszegény fenyevesekbe azonban csak elvétve költözik be (ROBEL és LEITENBACHER 1993, BAKÓ 1997, HECKER 2013). Németországi vizsgálatok szerint lucfenyesbe csak akkor húzódik, ha az állományt nagyrészt idős fák alkotják (GRÜN WALD 1988). A Földközi-tenger térségében a magasabb tengerszint feletti régiókból (1500–1600 m tszf.) szintén hiányzik (MILAZZO és mtsai 2003). Ennek oka a magashegységi élőhelyek viszonylagos táplálék-szegénysége, valamint a hosszan tartó hideg időjárás lehet.

A nagy pele erdőn belüli előfordulása pozitív korrelációt mutat a lombkoronaszint záródásának arányával és negatív a kiszáradt és/vagy kidőlt fák számával. Ezek az élőhelyek kivétel nélkül fejlett cserjeszintűek, amelyek kellő védelmet, elegendő táplálékot, valamint nagy területen, a faágakon való akadálytalan mozgási lehetőséget biztosítanak a nagy pelének (JUŠKAITIS és ŠIOŽINYTĚ 2008).

A nagy pele elterjedési területe hasonló a mogorós peléhez, azonban jóval szigetszerűbb populációkat alkot. Sokkal inkább látszik, hogy előnyben részesíti a domb- és hegyvidékek összefüggő, nagy kiterjedésű erdőtársulásait. Hazánkban az Északi-középhegységben és a Dunántúli-középhegységben gyakorlatilag összefüggő állományai vannak, de jelentős nagyságú populációi élnek a Tolnai- és Somogyi-dombságban is. A Mecsekben és a Villányi-hegységben azonban már egymástól elszigeteltebb állományai maradtak fenn. Szórványosan az Alpok alján, a Soproni- valamint a Kőszegi-hegységben is megtalálható. Az Alföld teljes területéről gyakorlatilag hiányzik (BAKÓ



9. ábra. A nagy pele elterjedése Magyarországon (BAKÓ és HECKER 2006 alapján)

és mtsai 1998, HECKER és mtsai 2003b, MARKOV és mtsai 2005, BAKÓ 2007c) (9. ábra).

A három hazai pelfaj közül a nagy pele kötődik leginkább a vegetáció-összetételükben és szerkezetükben természetes vagy természet szerű erdőségekhez. Kedveli a gyertyános- és cseres tölgyeseket, az elegyes bükkösöket, a jelentősebb erdősávokkal közvetlen összeköttetésben lévő, művelés alatt álló, és felhagyott gyümölcsösöket egyaránt (BAKÓ és mtsai 1998, HECKER 2013). Az eleve nagy kiterjedésű, több hektáros vagy azokkal közvetlenül érintkező összefüggő erdőkben telepszik meg hosszútávon (TVRTKOVIĆ és mtsai 1994). Minimum 2,5 hektárnyi, leginkább idős fákból és gazdag cserjeszintből álló fászáruak alkotta élőhelyfoltot igényel a fészke körül (JUŠKAITIS és ŠIOŽINYTĖ 2008). Az erdővel érintkező cserjéseket, sövényeket gyakran használja, de fészket csak ritkán épít oda (BAKÓ és GÁL 1999). Európa más részein, ahol természetes fenyvesek vannak, ott előfordulhat a cserjékkel tagolt részeken, szegélyeken, de a magyarországi populáció feltehetően ezeket a számára idegen, kis táplálékszolgáltató képességű fászáruakat alapvetően nem részesíti előnyben. Magyarországon a monokultúras akácospól és nyárasokból sem mutatták ki jelenlétét (GÁL 1999).

A nagy pele erősen territóriumtartó kisméretű faj, testméretéhez képest viszonylag nagy területet „birtokol” egy-egy példány. Lengyelországi, a Bialowieza Nemzeti Park idős gyertyános-tölgyes erdeiben végzett vizsgá-

latok szerint a hímek esetében 3,6–7,0 hektár is lehet ez a terület, míg a nőstények territóriumai általában kisebb, 0,55–0,76 hektár között változhat. A hímek nem csupán nagyobb területet használnak és védnek, mint a nőstények, de több, gyakran csak megpihenésre vagy táplálkozásra használt odút, fészket építenek. Ugyanakkor a párzási időszakban ezek a territóriumok a hímek esetében részben átfedhetnek egymással, a nőstények territóriumait pedig akár teljes egészében magukba foglalhatják. Ez a párzási időszakon kívül megváltozik, a hímek territóriumai nem fedik egymást, a határaikat erőteljesen védik. Nemcsak akusztikusan védik határaikat (jellegzetes kerregő hangot hallatnak éjszaka, mikor a határaikon észlelik egy konkurens példány jelenlétét), hanem sokszor össze is verekednek, gyakran lehet megtépázott fülű és szörzetű hímeket látni. Érdekes, hogy a gyertyán uralta erdőrészekben szignifikánsan nagyobb területet sajátítottak ki a pelék maguknak, mint a tölgyek uralta foltokban. Ez valószínűleg a tölgy makkok magasabb kalóriaértékével magyarázható, mivel a tölgy uralta erdőfoltokban kisebb területet kell bejárniuk táplálék után az egyes egyedeknek ahhoz, hogy megfelelő kondícióban maradhassanak (ŚCIŃSKI és BOROWSKI 2008).

Hasonló eredményre jutottak közép-olaszországi vizsgálatokban bükk és tölgy uralta vegyes erdőkben, amelyekbe beékelődtek kiskertek gesztenye és mogyoró foltokkal tarkított részei is. A hímek territóriu-

mai szintén átfedést mutattak, de ennek mértéke az év során többször is változott, az őszi, a hibernációra való felkészülés időszakában az egymástól tartott távolságok szignifikánsan csökkentek. Az itteni nagy pelék nappal is aktívak voltak, nem csupán éjszaka. Napközben három nyugalmi időszakot iktattak be: 8:00–10:00, 13:00–14:00, valamint 16:00 és 17:00 között. Az éjszaka folyamán 20:00–05:00 között végig aktívak voltak (PROPERZI és mtsai 2003). A hazai, a Naszály-hegyen folytatott vizsgálatok szerint a magyarországi nagy pelék csak az őszi, szeptember-októberi időszakban mutattak nappali aktivitást, akkor is elsősorban a fiatal, juvenil egyedek. Az éjszakai aktivitásuk sem volt folyamatos, éjfél körül többnyire beiktattak egy órás nyugalmi időszakot is. A párási és a hibernációra való felkészülési periódusban szintén jelentősen csökkent a territóriumok nagysága, gyakran csak pár méterre voltak egymástól a hímek (BAKÓ és GÁL 1999, HECKER 2013).

A nagy pele, a másik két hazai pelefajjal ellentétben, kimondottan kultúrákövető viselkedést mutat, gyakran beköltözik erdőmelléki épületekbe is. Általában a nappali nyugalmi- valamint a kölyöknevelési időszakot tölti a házakban (többnyire azok fa-, és cserjeágak határolta padlásrészében), de időnkénti hibernációját is megfigyelték már ezeken a helyeken (MORRIS és HOODLESS 1992).

A téli álom előtt évközi testtömegüknek akár kétszeresére is meghízhatnak (a magyarországi populációk 200–250 g-ra, (BAKÓ és mtsai 1999), míg a Horvátországban fogtak már 600 g-os nőtényt is (GRUBEŠIĆ és mtsai 2004).

Téli álomra szeptember végén, október közepén akár több méteres mélységbe is behúzódik maga ásta, béleletlen földalatti üregekbe. A valódi téli álom hat-hét hónapig is eltart novembertől áprilisig, májusig (a fiatalabbak később mennek el aludni és hamarabb ébrednek). Testhőmérsékletük hormonális hatásra ilyenkor 2 °C-ra zuhan le. (JALLAGEAS és ASSENMACHER 1983, WILZ és HELDMAIER 2000).

Sajátos jelenség, hogy a nagy pelék gyakran megtelepednek erdős területek alatt húzódo karsztbarlangokban és éjjelente innen járnak fel a fákra táplálkozni. A napközbeni nyugalmi időszakot ez által egy sokkal biztonságosabb, ragadozók által nem, vagy csak ritkán látogatott helyen tölthetik. Emmellett megfigyelték már barlangokban telelő példányokat is, ami azért figyelemre méltó viselkedésökológiai sajátosság, mivel a barlangok egész évben egyenletes, körülbelül 10–12 °C-os hőmérsékletűek, ami elvileg a hibernálódó peléknek túl meleg. (SCARAVELLI és BASSI 1995, VALDIS 2003, JURCZYSZYN 2007).

Hazánkban az aggteleki karszt barlangjaiban (Harmincnyolcas-barlang, Csévi-szirtek barlangjai, Féldecis-barlang) vagy a Bükkben a Cserepeskői barlangban is megfigyelték már a nagy pelék időszakos, illetve telelő egyedeket (www1,2,3). A Szlovák-karszt barlangjaiból is jelezték előfordulásukat, tehát nem

csupán a mediterrán populációkra jellemző ez a viselkedési forma (ANDĚRA 1986).

A tavaszi ébredést követően friss hajtásokat, rügyeket, később virágokat eszik, az év többi részében azonban bogyókat, makkot, mogyorót, diót, valamint egyéb erdei és kerti gyümölcsöket is elfogyaszt (SCHAEFER és mtsai 1976). A telepített gyümölcsökben kisebb mértékben kárt is okozhat, elsősorban nem az általa elfogyasztott termés mennyiségével, hanem azzal a szokásával, hogy a termést leszakítja a száráról, egy kicsit belerág és utána ledobja a földre. Rovarokat, lárvákat kisebb mértékben, madarakat azonban szinte soha nem zsákmányol (NOWAKOWSKI és GODLEWSKA 2006). Táplálkozásbiológiai vizsgálatok az őszi aspektusban elsősorban növényi eredetű maradványokat, magokat, rügyeket, gyümölcsöket (például mogyorót az összetáplálékának 81%-ban, vagy más esetben szedret 50%-ban) mutattak ki, az állati eredetűek, ezen belül is rovarmaradványok (0,01%-ban) csak kiegészítő jellegűek voltak (GIGIREY és REY 1998). Szlovákiában folytatott nagy pele gyomortartalom-vizsgálatok során is elsősorban növényi eredetű táplálékmaradványokat (magvakat, rügyeket, gyümölcsöket) mutattak ki, és csak kis mértékben találtak állati eredetű maradványokat is (HOLIŠOVA 1968). TROUT és mtsai (2012b) a tavaszi ébredést követően azonban kis mértékű énekesmadár fészekpredációt, tojások és fiókák elfogyasztását jeleztek.

Erdészeti kultúrákban – különösen magas szaporulatú években – főleg a fiatalosokban esetenként jelentős károkat okozhat a kéreg lerágásával, de a Brit-szigeteken, illetve Horvátországban megfigyelték már a csúcsrügyek megrágásával okozott számottevő károkozását is (JACKSON 1994, GLAVAS és mtsai 2003).

Erdei pele (*Dryomys nitedula*)

Palearktikus elterjedésű faj. Az erdei pele (10. ábra) kelet-európai elterjedési határa a Volga-folyó, míg nyugat felé egyre kisebb populációkat alkotva, szétosztottan, gyakorlatilag a Dolomitok keleti nyúlványáig



10. ábra. Erdei pele (*Dryomys nitedula*) odúban (fotó: Hecker Kristóf)



11. ábra. Az erdei pele elterjedési térképe az IUCN szerint (<http://maps.iucnredlist.org/map-html?id=6858>)

húzódnak (ROSSOLIMO 1971, ZIMA és mtsai 1995). Elterjedésének északi határa a lomboserdő-zónával egybeesik, ugyanakkor nyugati határát sem éghajlati, topográfiai vagy vegetációs jellemzők alapján nem tudjuk kellő mértékben értelmezni (KRYŠTUFEK és VOHRALÍK 1994). Kisásztól az Iráni-medencén keresztül az Altaj-hegységig és Mongóliáig szintén megtalálható (SHEHAB és mtsai 2003, YİĞİT és mtsai 2003, STUBBE és mtsai 2012). A tenger szintjétől a Balkánon az Alpok-béli szubalpin övezetig előfordul, Ázsiában még 3500 m tszf. magasságban is megtalálták állományait (KRYŠTUFEK és VOHRALÍK 1994). Világ- és hazai állományára is jellemző, hogy széles elterjedése ellenére kis egyedszámú, egymástól elszigetelt szórvány-populációkat alkot. Eddig 24 alfaját írták le (CORBET 1978, HOLDEN 1993) (11. ábra).

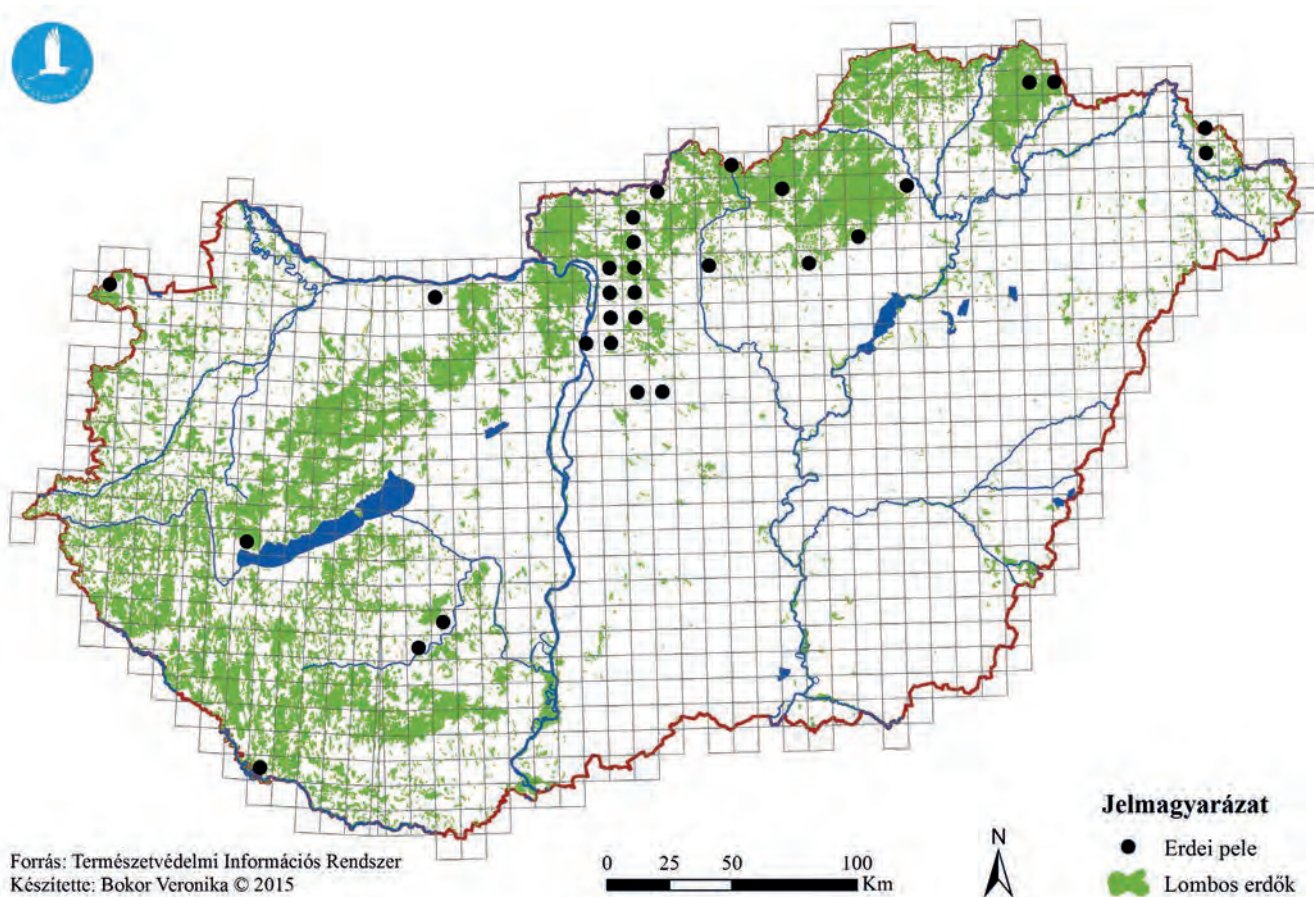
Európában leginkább főként domb- és hegyvidékek lombhullató, gazdag cserjeszintű erdőtársulásaiban találja meg létfeltételeit, érdekes módon többnyire az alacsony lombkoronaszintű erdőkben fordul elő (KRYŠTUFEK és VOHRALÍK 1994, JUŠKAITIS és mtsai 2012). A fenyveseket kevésbé preferálja, feltehetően a kevesebb rejtőzködési lehetőség miatt (NOWAKOWSKI és BORATYŃSKI 1997). Ugyanakkor KRYŠTUFEK (1985) Szlovéniában a magas hegységi régiók montán és szubmontán régióiban pont lucosokból írja le. Az alacsonyabban fekvő területeken elsősorban lombhullató vagy fenyőelegyes lombos erdőkben élnek (ANGERMANN 1963). Előfordulnak síkságon is, főként folyóparti erdőkben (KRYŠTUFEK és VOHRALÍK 1994), azonban kerülik az égereseket, mocsárerdőket (NOWAKOWSKI és BORATYŃSKI 1997). JUŠKAITIS és mtsai (2012) Litvániában az erdei pelét fenyőelegyes lombos erdőkben mutatták ki, amelyek fajösszetéte-

le, természetesen területi eltérésekkel, tartalmazott erdefenyőt, közönséges lucot, közönséges nyírt és molyhos nyírt (*Betula pubescens*), rezgő nyárt (*Populus tremula*), kocsányos tölgyet, madárberkenyét (*Sorbus aucuparia*) valamint helyenként enyves égert (*Alnus glutinosa*) is. NIETHAMMER és KRAPP (1978) egész Európára kiterjedő összefoglaló jellegű munkájukban az erdei pelét sarjerdőkből és fűz cserjésekből is leírja. Ez utóbbit a magyarországi vizsgálatok nem támasztották alá, az erdei pelét a szárazabb jellegű erdőtársulásokból jelzik elsősorban (BAKÓ és mtsai 1998, HECKER 2013).

Élőhelyválasztásukban azonban az erdőalkotó fafajoknál sokkal fontosabbnak bizonyult a cserjeszint megléte (BAKÓ és GÁL 1999, HECKER 2013). Az erdei pelék 100 évesnél idősebb erdőkben gyakrabban telepednek meg, mint a fiatal erdőkben, utóbbiak ugyanis nem nyújtanak annyi búvó- és fészkelőhelyet számukra (NOWAKOWSKI és BORATYŃSKI 1997).

Összegezve, az erdei pele populációk megtelepedése szempontjából elsősorban az idős, jól és alacsonyan záródó lombkoronaszinttel rendelkező, sűrű erdőközi cserjésekkel, összefüggő cserjeszinttel rendelkező erdők biztosíthatnak megfelelő megtelepedési lehetőséget. A hazai pelefajok közül az erdei pele a legigényesebb az élőhelyének vegetációszerkezeti és fajösszetételi jellemzőire. Bár sokkal nagyobb területet használ és igényel, mint a mogyorós pele, ennek ellenére az alkalmas élőhely kiterjedésénél fontosabb számára annak fent jelzett vegetációs jellemzőinek megléte (ŚCIŃSKI és BOROWSKI 2006).

Magyarországon elsősorban a nagyobb, összefüggő erdőtársulásokkal rendelkező Dunántúli- és Északi-középhegységben honos. A legtöbb adatunk



12. ábra. Az erdei pele elterjedése Magyarországon (BAKÓ és HECKER 2006 alapján)

a Pilis–Visegrádi-hegységből, a Börzsönyből, illetve a Cserhátból származik, de a Bükk és a Mátra erdőségeiben is megtalálható. Ugyanakkor a szintén összefüggő, nagy kiterjedésű erdőtársulásokkal rendelkező Dunántúli-középhegységből, vagy a Zalai-, a Somogyi-, és a Tolnai-dombság erdőiből csak szórványadatokkal rendelkezünk. A Jelenlegi ismereteink szerint gyakorlatilag teljesen hiányzik a Mecsekből és a Vilmányi-hegységből. Ez is azt támasztja alá, hogy nem csupán a legritkább pelefajunk, hanem populációi jelentős mértékben izoláltak egymástól (MARKOV és mtsai 2006, BAKÓ 2007a) (12. ábra).

Előfordulnak szárazabb tölgyesekben (bokorerdők, homoki tölgyes), azonban kerülnek a gyertyános-tölgyeseket, a bükkösöket és a fűz-nyár ligeterdőket (BAKÓ és GÁL 1999, HECKER 2013). A nagy peléhez hasonlóan nagy kiterjedésű élőhelyeket igényelnek, ahol a faállomány összefüggő, zárt és a cserjeszint jól fejlett (PILÁTS és mtsai 2012). A jól fejlett és összefüggő cserjeszint lehet az egyik legfontosabb élőhelyi jellemző, ami az erdei pelék megtelepedését elősegíti. Igen fontos számukra, hogy végig takarásban tudjanak mozogni az erdőközi cserjésekben, a magasabban lévő lombkoronába azért nem mennek szívesen, mert hosszabb utat kellene megtenniük a takarásmentes fatörzseken felfelé. A lombkorona táplálék-bősége szintén messze elmarad a cserjésektől, tehát már csak ezért sem kockáztatják meg a számukra ve-

szélyes felfele utat (JUŠKAITIS és mtsai 2012). Ugyanakkor az erdősávokkal közvetlen kapcsolatban lévő, többnyire felhagyott gyümölcsösökben, amelyek a gyors szukcessziós folyamatok miatt magasabb diverzitás-értéket mutatnak, így táplálékbázisuk is gazdagabb, gyakran jelentősebb egyedszámú populációkat alkotnak (BERTY 1996, BAKÓ és mtsai 1997, GÁL 1999, HECKER 2013).

Míg a másik két hazai pelefaj csak eseti jelleggel és időszakosan ragadoz, addig JUŠKAITIS és BALTRŪNAITĖ (2013) szerint az erdei pele étrendjének átlagosan legalább 63%-át teszi ki az állati eredetű táplálék. Négy fő táplálék csoport dominál az étlapjukon – madarak, rovarlárvák és kifejlett rovarok, valamint százlábúak – ezek növényekhez viszonyított aránya a szezon alatt természetesen változik. A növények közül májusban, az ébredés után, lucfenyő-, tölgy- és nyárfa hajtásait fogyasztotta, június és augusztus között, a nyári időszakban inkább a málna, és más bogyógyümölcsűek terméseit, míg augusztusban és szeptemberben a tölgy makk jelentette az egyik fő növényi táplálékbázisát. Litvániai vizsgálatok szerint a tavaszi ébredés után a szaporodási ciklus kezdetéig elsősorban magvakat, rügyeket, fiatal hajtásokat, virágokat fogyasztanak. Az utódnevelés időszakában állnak át az állati eredetű táplálékokra (éjjeli lepkék, bogarak, lárvák, madárfiókák, tojások stb.). Ősszel, már a téli álmra való felkészülés hónapjaiban főleg

1. táblázat. Az erdei pele és nagy pele táplálék-bázisának eltérése kategóriák szerint, ahol az értékek a felkínált mennyiség elfogyasztott százalékát mutatják (NOWAKOWSKI és mtsai (2006))

Táplálék kategória	Elfogyasztott táplálék (%)	
	Erdei pele	Nagy pele
Állati eredetű – izeltlábuak	91	18
Állati eredetű – egyéb (tojás, csiga, hús)	50	33
Növényi eredetű – kemény (héjas dió, mogyoró, csonthéjas magvak, makkok)	43	100
Növényi eredetű – lágy (hámozott dió, mogyoró, gyümölcsök, zöld részek)	56	100

érett gyümölcsöket (*Cornus mas*, *Prunus* spp.), olajos magvakat fogyasztanak (JUŠKAITIS és BALTRŪNAITĖ 2013).

Az erdei pele a legnagyobb rovarfogyasztó az európai pelefajok között (HOLIŠOVA 1968, NOWAKOWSKI és GODLEWSKA 2006). Csehországi vizsgálatok örvös légykapó (*Ficedula albicollis*) és csuszka (*Sitta europaea*) fészkek jelentősebb arányú predációjáról is beszámolnak az erdei pele esetében (ADAMÍK és KRÁL 2008). NOWAKOWSKI és mtsai (2006) fogságban tartott erdei- és nagy pele esetében végzett táplálékpreferencia vizsgálattal is összehasonlították e két faj szokásait. E vizsgálat eredményei is magasabb arányban mutatták az állati eredetű táplálékot az erdei pelénél, míg növényi eredetű tápláléknál épp fordított volt az arány (1. táblázat).

Populációméretére a nagyon alacsony egyedszám jellemző. Lengyelországi kutatások 3–10 egyedet mutattak ki 10 hektáron, a mozgáskörzete 0,44–0,79 hektár között mozgott (NOWAKOWSKI és BORATYŃSKI 1999). Más vizsgálatok azonban ennél nagyobb egyedsűrűséget is jeleztek szezonálisan, akár 18 egyedet 10 hektáronként. A hímek mozgáskörzete itt is nagyobb, akár a 4,2 hektárt is elérheti, míg a nőstényeké ennél jóval kisebb, 0,7 hektár körül mozoghat (ŚCINIŃSKI és BOROWSKI 2006).

A pelepoblációk megtelepedése szempontjából fontos erdőművelési lehetőségek

A pelefajokat, mint jellegzetes szegélylakó kisemlősöket szokták jellemezni. Ez a recens állapot valóban nagyrészt igaznak tekinthető, azonban ez nem a fajok természetes élőhelyválasztását mutatja, sokkal inkább egy kényszerűség szülte adaptációs viselkedési mintázatot tükröz. A fentiekből következik,

hogy a természetes erdőkben ezek a kisemlős-fajok nem csupán a szegélyzónában, hanem az erdő belsejébe, sokkal változatosabb és gazdagabb cserjeszintben és részben – főleg a nagy pele esetében – az ehhez erőteljesebben kapcsolódó lombkoronaszintben találtak meg életterüket. A pelefajok számára ugyanis az adott élőhely vegetációs időszakában megtalálható táplálékhiányán kívül legalább olyan fontos ökológiai paraméter a mozgáskörzetük lombborítottsága. A ragadozók, elsősorban a macskabagoly, amely erdőben is előszeretettel vadászik és a kisragadozók (nyuszt, nyest, hermelin esetleg vadmacska) azokat a példányokat tudják könnyedén elkapni, amelyek takarás hiányában a szemük elé kerülnek. Mindhárom pelefaj esetében komoly versengés folyik a minél inkább kuszta ágrendszerrel, sűrű lombzattal bíró élőhelyfoltokért. A mogyorós pelék ezt odáig fejlesztették, hogy a sűrű vadrózsa (*Rosa canina*) bokrok, senki más által nem járható tüskés ágai közé építik leggyakrabban a fűfészkeiket. Ide még a hermelin (*Mustella erminea*) sem megy utánuk, a nagyobb testű ragadozókról nem is beszélve.

Nem csupán a folyamatos takarás miatt fontos a cserjeszint, illetve a cserjés foltok, hanem azok hajtás-, rügy-, virág- és termésgazdagsága is döntő egy-egy pelecsalád megtelepedése szempontjából. Az időben eltolódó, érésben egymást követő különböző cserje- és fafajok (húsos som, kecskerágók, vadrózsa, madárcseresznye, mogyoró stb.) minél nagyobb számban, minél kisebb területen fordulnak elő, annál kisebb és ezáltal biztonságosabb mozgáskörzetet kell a peléknek használniuk. A gazdag cserjevegetáció szövevénye természetesen gazdagabb rovarvilágot és énekesmadár állományokat tart el. Ez, főleg az erdei pele esetében szintén jelentős megtelepedési faktor. Ugyanakkor a költési időszak után üresen maradt fészkeket a másik két pelefaj is előszeretettel foglalja el, tehát a gazdag énekesmadár állomány egy erdő belsejében nem csupán, mint potenciális táplálékba- zis tölthet be fontos ökológiai szerepet.

Az idős, természetszerű erdőtársulások a pelék másik nagyon fontos viselkedésökológiai igényének is jobban megfelelnek, mint a fiatal, intenzíven művelt erdők. A teleléskor ugyanis minél mélyebbre, lehetőleg már a fagyhatár alá húzódó földalatti járatokba másznak a pelék. Az idős, sok esetben kidőlt fákkal tarkított erdőkben, sokkal több az olyan korhadttal belsejű, nagyobb átmérőjű gyökérág, amelyben, mint egy alagútban kisebb munkával tudnak mélyre ásni, mikor alkalmas telelőhelyet keresnek maguknak. De a kidőlt, nagyobb méretű fák alatti talajrésekbe is előszeretettel húzódnak. A megfelelő adottságú telelőhelyeken emiatt nem ritkán több példány is együtt hibernálódik.

Az idős fák nagyszámú odú pedig eredetileg az elsődleges fészkepítő helyüknek számítottak. Ennek hiányában a sokkal rosszabb kondíciókkal rendelkező, elhagyott madárfészkeket használják, vagy az

ágvillákba fonják, építik fészkeiket. Mindkét esetben mind az időjárási viszonyoknak, mind a ragadozóknak sokkal jobban ki vannak téve, ezáltal fitnessük és utódnevelési sikerük is gyengébb, mint az odúban fészkelőké.

Összegezve tehát, a háborítatlan, idős fákat is nagy számban tartalmazó, helyenként gazdag és összefüggő cserjeszinttel rendelkező erdők belsejében éltek eredetileg a pelefajok. Napjainkra nem csupán a honfoglaláskori erdőállomány töredéke maradt fenn számukra, hanem a modern erdőgazdálkodási gyakorlat eredményeként, jórészt annak szegélyeire szorultak ki, azaz eredeti élőhelyeik döntő részét az elmúlt évszázadokban elvesztették. Állományaik megcsappanása, elterjedési területeik visszaszorulása ennek számlájára írható.

S bár a nagy pelék valamelyest alkalmazkodva az emberi jelenléthez, viszonylag gyakori épületlakókká váltak az erdőszéli településrészekben – azaz egy újabb ökológiai helyet foglaltak el – de ez sok esetben veszélyt, közvetlen pusztítást, zavarást jelent számukra. A faj jogszabályi védelme ezt nem tudja kellő hatékonysággal megakadályozni, hiszen az illegális elpusztításuk „házon belül” marad. A másik két pelefaj épületekbe nem, legfeljebb a kiskertek cserjéibe, sövényekbe húzódhat be.

A pelefajok szempontjából kívánatos erdőgazdálkodási, kezelési lehetőségek

A fent leírtak alapján természetesen a hazai pelefajok számára leginkább kívánatos lenne, hogy minél nagyobb számban és kiterjedésben kerüljenek kialakításra „erdőrezervátumok”, azaz olyan élőhelyek, ahol a mai erdőgazdálkodási gyakorlat szünetel. De a

realitások talaján maradván az alábbi tevékenységek, a mai erdőgazdálkodási gyakorlat mellett is jelentősen megnövelhetik a pelék megtelepedési esélyeit.

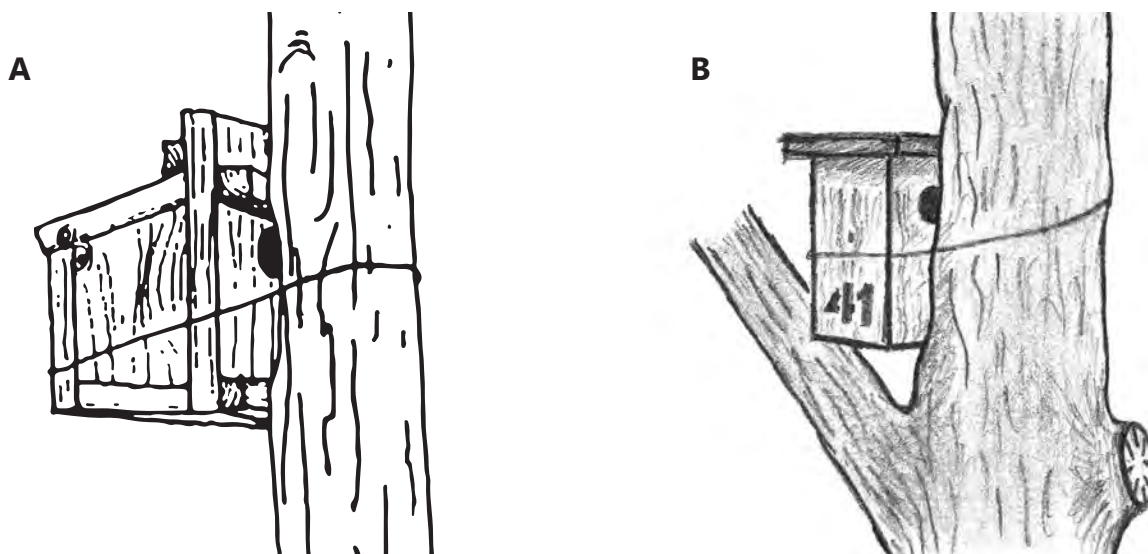
Elsőként, egy adott, több hektáros erdőfolt teljes letermelése az ottani peleállomány teljes pusztulását okozza. Ha még közvetlenül nem is estek áldozatul a letermelésnek, de az így megszüntetett élőhelyükről elmenekülő pelék egyrészt sokkal jobban ki vannak téve a ragadozók támadásainak (mivel kénytelenek a talajon, takarás nélkül nagy távot is megtenni), másrészt a közelben található, számukra még alkalmas fásszárúak alkotta foltok nagy valószínűséggel már foglaltak, azaz nem találnak maguknak bújó-, fészkelő- és táplálkozóhelyet. Ezek a megbolygatott családok, egyedek pár nap alatt elpusztulnak (BRIGHT 1998).

Amennyiben mégis szükséges ez erdőfolt akár részleges, akár teljes letermelése, akkor kívánatos, hogy ez a vegetációs-perióduson kívül történjen, azaz lehetőleg november és március között.

A fiatalosokban vagy ültetvényekben, bár azok sűrű, gyakran áthatolhatatlan ágrendszerrel, záródó lombkoronával rendelkeznek, mégsem telepednek meg, mivel nem találnak elegendő táplálékot, fészkelési lehetőséget és telelőhelyet maguknak. Tehát ezek a vegetációfoltok nem alkalmasak a pelék számára.

A nagyjából egykorú fákat tartalmazó erdőfoltokban is kívánatos egy-egy idősebb hagyásfa megtartása, mivel ez akár fészkelési lehetőséget (odúk, elhagyott madárfészkek), akár termése, gazdagabb rovarvilága révén táplálékbázist is biztosíthat a peléknek.

Kívánatos, hogy nem csupán az erdőszegélyi részekben, hanem a belsőbb területeken is kialakításra kerüljenek sűrű cserjefoltok, melyeken viszonylag nagy területet tudnak használni a pelék. Ezek nem csupán a kisebb erdei tisztások szegélyén, de a fényben kicsit gazdagabb erdei utak mentén is kialakíthatók. Az erdei tisztásokon felnövekvő cserjék, fiatalabb



13. ábra. Pelék számára kihelyezett, fából készült peleodú (A) és hagyományos madárodú (B) (rajz: Hecker Kristóf)



14. ábra. Műanyagból készült peleodú („nest tube”) (fotó Bakó Botond)

fák mintegy tíz évenkénti kíméletes visszametszésével hosszú ideig fenntarthatók azok az élőhelyfoltok, amelyek akár több pelescsoport megtelepedését is biztosíthatják (BRIGHT és MORRIS 1995).

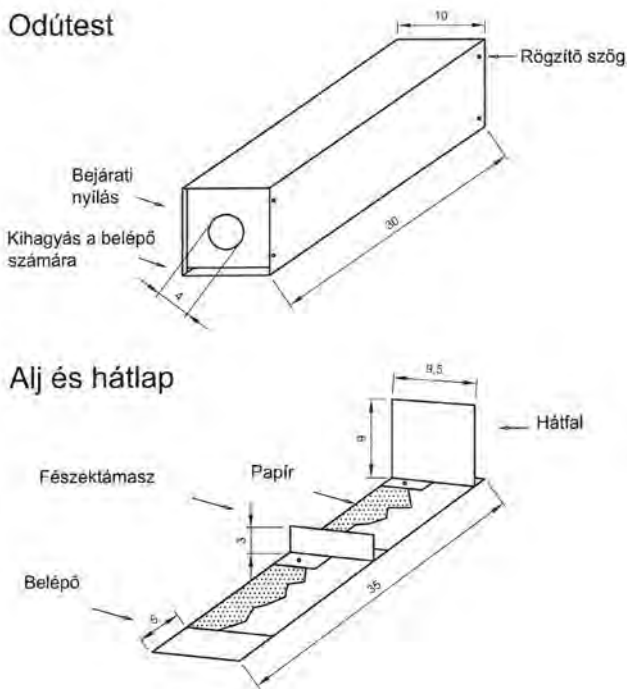
A pelék szempontjából az alábbi cserje- és fafajok megtartása, illetve ültetése kívánatos: mogoró, veresgyűrű-som (*Cornus sanguinea*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), ostorménfa, fagyal (*Ligustrum vulgare*), vadrózsafajok, varjútövis (*Rhamnus catharticus*), vadvadkörte (*Pyrus pyraeaster*), vadalma (*Malus sylvestris*), madárcseresznye (*Prunus avium*), valamint tölgyek (kocsánytalan – *Quercus petraea*, kocsányos – *Q. robur*, molyhos – *Q. pubescens* és csertölgy – *Q. cerris*).

Szintén jelentős állománynövekedést lehet elérni a mesterséges peleodúk kihelyezésével (BAKÓ 1999,

HECKER 2013). Azonban ebben az esetben is tekintettel kell lenni arra, hogy olyan erdőrésztelbe kerüljenek az odúk, amelyek más, a fentiekben jelzett élőhelypreferenciái igényeknek is megfelelnek, azaz a megfelelő takarást és táplálékbázist biztosító többé-kevésbé összefüggő cserjeszint, idősebb fás foltokkal való konnektivitás stb.

Kétféle odútípust fejlesztettek ki kifejezetten pelék számára – az egyik fából, a másik műanyagból készül. A fából készíthető típust a hagyományos „C típusú” cinkeodú paraméterei jellemzik, azonban ezt a fa törzse felé javasolt fordítani, ennek megfelelően a nyílás alatt és felett egy-egy lécs található, ami biztosítja, hogy az odú nyílása szabadon maradjon, és a pele könnyebben be tudjon mászni rajta (HECKER 2013) (13. ábra). Ezáltal megkönnyíthető a pelék számára a betelepítés, illetve a madarakkal kisebb mértékű a versengés.

Az eredetileg Angliában kifejlesztett barna- vagy fekete, kettős falú műanyagból készült peleodú („nest tube”) típus egy csöszzerű doboz, melynél a hátsó szakaszon van fészek-fiók kialakítva (MORRIS és mtsai 1990). Ez a típus könnyű szerkezete miatt akár cserjésekben is kihelyezhető, így akár sövények, erdőszegélyek peleállományának növelésére is alkalmas, míg a fából készült odúk csak fák vagy erősebb cserjék törzsére helyezhetők fel. Az odúkat lehetőség szerint minimum két méter magasságban célszerű elhelyezni, de fontos, hogy olyan ág- vagy törzsrészen, ahol az odú bejáratához a pelék lombtakarásban tudnak eljutni. A műanyag odúkat a vastagabb ágak alsó részéhez is lehet egy erős dróttal rögzíteni (HECKER 2013). Az odú ellenőrzése könnyedén elvégezhető, mivel fiókos rendszerű és csak óvatosan ki kell húzni a belső részt (14–15. ábra).



15. ábra. A műanyag peleodú felépítése (SZALAI 2012 alapján)

Köszönetnyilvánítás

Ezúton is köszönöm a cikk a kézirat átolvasását és korrektúráját, valamint a térképek elkészítését Bokor Veronikának, az angol fordításban nyújtott segítséget Apor Péternek.

Irodalomjegyzék

- ADAMÍK, P., és KRÁL, K. (2008): Nest losses of cavity nesting birds caused by dormice (Gliridae, Rodentia). – *Acta Theriologica* **53**(2): 185–192.
- ANDĚRA, M. (1986): Dormice (Gliridae) in Czechoslovakia. Part I.: *Glis glis*, *Eliomys quercinus* (Rodentia, Mammalia). – *Folia Musei Rerum Naturalium Bohemiae Occidentalis, Plzeň, Zoologica* **24**: 3–47.
- ANGERMANN, R. (1963): Zur Ökologie und Biologie des Baumschläfers, *Dryomys nitedula* (Pallas, 1779) in der Waldsteppenzone. – *Acta Theriologica* **7**: 333–367.
- BAKÓ, B. (1997): Magyarországi pelefajok (Myoxidae) elterjedése és élőhelyigénye. – *IV. Magyar Ökológus Kongresszus összefoglalói*: 19–20.
- BAKÓ, B. (2007a): *Erdei pele*. – In: BIHARI, Z., CSORBA, G. és HELTAI, M. (szerk.): Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 144–145.
- BAKÓ, B. (2007b): *Mogyorós pele*. – In: BIHARI, Z., CSORBA, G. és HELTAI, M. (szerk.): Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 146–147.
- Bakó, B. (2007c): *Nagy pele*. – In: BIHARI, Z., CSORBA, G. és HELTAI, M. (szerk.): Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 150–151.
- BAKÓ B. és HORVÁTH GY. (1999): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer I. Projekt: Védett és veszélyeztetett fajok megfigyelése. A hazai pelefajok (Myoxidae) monitorozása. – Környezetvédelmi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 12. pp.
- BAKÓ B., KOSZTRA B. és NAGY J. (1999): *Population dynamics of dormouse species in Naszály region of Hungary*. Ivth International Conference on Dormice (Rodentia, Gliridae). – Book of Abstracts, Edirne, p. 5.
- BERG, L. (1996a): *Homerange size and movements of hazel dormice Muscardinus avellanarius in Sweden*. III. International Conference on Dormice (Rodentia, Gliridae), Mošćenička Draga. – Book of Abstracts, Zagreb: p. 11.
- BERG, L. (1996b): Small-scale changes in the distribution of the dormouse *Muscardinus avellanarius* (Rodentia, Myoxidae) in relation to vegetation changes. – *Mammalia* **60**(2): 211–216.
- BERG, L. és BERG, Å. (1998) Nest site selection by the dormouse *Muscardinus avellanarius* in two different landscapes. – *Annales Zoologici Fennici* **35**: 1515–122.
- BERTHOLD, P. és QUERNER, U. (1986): Die Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*) in Nestern freibrütender Singvögel. – *Zeitschrift für Säugetierkunde* **51**(4): 255–256.
- BERTY L. (1996): Beszámoló a Duna–Ipoly Nemzeti Parkhoz kapcsolódó pelefaunisztikai vizsgálatokról. – In: MERKL O. (1996): Záró és kiegészítő zoológiai vizsgálatok a tervezett Duna–Ipoly Nemzeti Park térségében, Göncöl Alapítvány, Vác, pp. 169–175.
- BOUVIER, M. és BAYLE, P. (1989): The diet of the tawny owl *Strix aluco* in the southern French Alps. – *Bievre* **10**: 1–22.
- BRIGHT, P. W. (1998): Behaviour of specialist species in habitat corridors: arboreal dormice avoid corridor gaps. – *Animal Behaviour* **56**(6): 1485–1490.
- BRIGHT, P. W., MITCHELL, P. és MORRIS, P. A. (1994): Dormouse distribution: survey techniques, insular ecology and selection of sites for conservation. – *Journal of Applied Ecology* **31**: 329–339.
- BRIGHT, P. W. és MORRIS, P. A. (1990): Habitat Requirements of Dormice (*Muscardinus avellanarius*) in Relation to Woodland Management in Southwest England. – *Biological Conservation* **54**: 307–326.
- BRIGHT, P. W. és MORRIS, P. A. (1991): Ranging and Nesting-Behavior of the Dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in Diverse Low-Growing Woodland. – *Journal of Zoology* **224**:177–190.
- BRIGHT, P. W. és MORRIS, P. A. (1992): Ranging and nesting behaviour of the dormouse *Muscardinus avellanarius*, in coppice-with-standards woodland. – *Journal Zoologica* **226**: 589–600.
- BRIGHT, P. W. és MORRIS, P. A. (1993): Foraging behaviour of dormice *Muscardinus avellanarius* in two contrasting habitats. – *Journal of Zoology* **230**: 69–85.
- BRIGHT, P. W. A. és MORRIS, P. (1995): Review of the Dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in England and a Conservation Programme to safeguard its future. – *Hystrix* **6**(1–2): 295–302.
- BRIGHT, P. W. és MORRIS, P. A. (1996): Why are dormice rare? A case study in conservation biology. – *Mammal Review* **26**(4): 157–187.
- BRIGHT, P. W., MORRIS, P. A. és MITCHELL-JONES, T. (1996): *The dormouse conservation handbook*. – English Nature, Peterborough, 30. pp.
- BRIGHT, P.W. és MORRIS, P. A. (2005): *The dormouse*. – The Mammal Society, London, 27 pp.
- BRIGHT, P. W., MORRIS, P. A. és MITCHELL-JONES, T. (2006): *The hazel dormouse conservation handbook*. – 2nd edition. – English Nature, London, 74 pp.
- BÜCHNER S. (2008): Dispersal of common dormice *Muscardinus avellanarius* in a habitat mosaic. – *Acta Theriologica* **53**: 259–262.
- BÜCHNER, S. (2009): *Haselmaus Muscardinus avellanarius (Linnaeus, 1758)*. – In: HAUER, S., ANSORGE, H. és ZÖPHEL, U. (szerk.): Atlas der Säugetiere Sachsens. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, pp. 263–264.
- CAPIZZI, D., BATTISTINI, M. és AMORI, G. (2002): Analysis of the hazel dormouse, *Muscardinus avellanarius*, distribution in a Mediterranean fragmented woodland. – *Italian Journal of Zoology* **69**: 25–31.
- CHANIN, P. és GUBERT, L. (2012): Common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) movements in a landscape fragmented by roads. – *Lutra* **55**(1): 3–15.
- CORBET, G. B. (1978): *The Mammals of the Palaearctic Region; A taxonomic review*. – Cornell University Press, British Museum (Natural History), London, 314. pp.
- DUMA, I. (2007): Distribution of *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758) in the southwestern part of Romania with notes on the breeding and biology of the species. – *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle »Grigore Antipa«* **50**: 395–403.
- DUMA, I. I. és GIURGIU, S. (2012): Circadian activity and nest use of *Dryomys nitedula* as revealed by infrared motion sensor cameras. – *Folia Zoologica* **61**(1): 49–53.
- EHLERS S. (2012): The importance of hedgerows for hazel dormice (*Muscardinus avellanarius*) in Northern Germany. – *Peckiana* **8**: 41–47.
- FIETZ, J. (2004): Energetic constraints on sexual activity in the male edible dormouse (*Glis glis*). – *Oecologia* **138**: 202–209.
- GÁL, I. (1999): *A magyarországi pelefajok (Myoxidae) élőhelypreferencia vizsgálata*. – Szakdolgozat, Gödöllői Agrártudományi Egyetem, Gödöllő, p.: 98.
- GIGIREY, J. és REY, M. (1998): Autumn diet of the edible dormouse in Galicia, northwest Spain Antonio. – *Acta Theriologica* **4**(3): 325–328.
- GLAVAŠ, M., MARGALETIĆ, J., GRUBEŠIĆ, M. és KRAPINEC, K. (2003): The fat dormouse (*Glis glis* L.) as a cause of damage to the common spruce (*Picea abies* (L.) in the forests of Gorski Kotar (Croatia). – *Acta Zoologica Hungarica* **49**(Suppl. 1): 159.
- GRUBEŠIĆ, M., KRAPINEC, K., GLAVAŠ, M. és MARGALETIĆ, J. (2004): Body Measurements and Harversting Dynamics of the Fat Dormouse (*Glis glis* L.) in the Mountainous Part of Croatia. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **50**(4): 271–282.

- GRÜNWARD, H. (1988): *Zum Vorkommen des Siebenschläfers im nördlichen Sauerland*. – In: Sauerland, 2 Schmallenberg, pp. 49–52.
- HECKER K., (2013): A Magyarországi pelefajok (Gliridae) populációinak elterjedésökölógiai vizsgálata a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer alapján. – Doktori tézis, Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő, p.: 87.
- HECKER, K., BAKÓ, B. és CSORBA, G. (2003a): Distribution ecology of the Hungarian dormouse species, based on the National Biodiversity Monitoring System. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 49 (Suppl. 1): 45–54.
- HECKER, K., BAKÓ, B. és CSORBA, G. (2003b): Új adatok a magyarországi pelefajok (Gliridae) elterjedéséhez. – *Állattani Közlemények* 88(2): 57–67.
- HECKER, K., BAKÓ, B. és CSORBA, G. (2005): *Magyarországi pelefajok (Gliridae, Rodentia) együttes előfordulása*. – IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványkötete, pp. 429–434.
- HOLDEN, M. E. (1993): *Family Myoxidae*. – In: WILSON, D. E. és REEDER, D. M. (szerk.): *Mammal Species of the World*, a taxonomic and geographic reference. Smithsonian Institution Press, Washington D. C., pp. 763–770.
- HOLIŠOVÁ, V. (1968): Notes on the food of dormice (Gliridae). – *Zoologické Listy* 17(2): 109–114.
- HÜRNER, H., KRYŠTUFEK, B., SARÀ, M., RIBAS, A., RUCH, T., SOMMER, R., IVASHKINA, V. és MICHAUX, J. (2008): *Phylogeography of the edible dormouse (Glis glis) in the Western Palaearctic region*. – 7th International Dormouse Conference, Shipham, Somerset UK, Poster Book, p.: 7.
- JACKSON, J. E. (1994): The Edible or Fat Dormouse (*Glis glis*) in Britain. – *Quarterly Journal of Forestry* 88: 119–125.
- JALLAGEAS, M és ASSENMACHER, I. (1983): Annual plasma testosterone and thyroxine cycles in relation to hibernation in the edible dormouse *Glis glis*. – *General and Comparative Endocrinology* 50(3): 452–462.
- JIP, J., RAMAKERS, C., DORENBOSCH, M., RUUD, P. és FOPPEN, B. (2014): Surviving on the edge: a conservation-oriented habitat analysis and forest edge manipulation for the hazel dormouse in the Netherlands. – *European Journal of Wildlife Research* 60(6): 927–931.
- JURCZYSZYN, M. (1995): Population density of *Myoxus glis* (L.) in some forest biotops. – *Hystrix* 6(1–2): 265–271.
- JURCZYSZYN, M. (2007): Hibernation cavities used by the edible dormouse, *Glis glis* (Gliridae, Rodentia). – *Folia Zoologica* 56(2): 162–168.
- JUŠKAITIS R. (2003): Abundance dynamics and reproduction success in the common dormouse, *Muscardinus avellanarius*, populations in Lithuania. – *Folia Zoologica* 52(3): 239–248.
- JUŠKAITIS, R. (1995a): Distribution, abundance and conservation status of dormice (Myoxidae) in Lithuania. – (Proceeding of II. Conference on Dormice), *Hystrix* 6(1–2):181–184.
- JUŠKAITIS, R. (1995b): Relations between common dormice (*Muscardinus avellanarius*) and other occupants of bird nest-boxes in Lithuania. *Folia Zoologica* 44(4): 289–296.
- JUŠKAITIS, R. (1997a): Breeding of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in Lithuania. – *Natura Croatica* 6(2): 189–197.
- JUŠKAITIS, R. (1997b): Diversity of nest-boxes occupants in mixed forest of Lithuania. – *Ekologija* 3: 24–27.
- JUŠKAITIS, R. (1997c): Ranging and movement of the common dormouse *Muscardinus avellanarius* in Lithuania. – *Acta Theriologica* 42(2): 113–122.
- JUŠKAITIS, R. (1997d): Use of nestboxes by the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in Lithuania. – *Natura Croatica* 2: 177–188.
- JUŠKAITIS, R. (1999a): Mammals occupying nestboxes for birds in Lithuania. – *Acta Zoologica Lithuanica Biodiversity* 9(3): 19–23.
- JUŠKAITIS, R. (1999b): Winter mortality of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in Lithuania. – *Folia zoologica* 48(1): 11–16.
- JUŠKAITIS, R. (2007a): Habitat selection of the common dormouse *Muscardinus avellanarius* (L.) in Lithuania. – *Baltic Forestry* 13(1): 89–95.
- JUŠKAITIS, R. (2007b): Feeding by the Common Dormouse (*Muscardinus avellanarius*): A Review. – *Acta Zoologica Lituanica* 17:151–159.
- JUŠKAITIS, R. (2008a): Long-term common dormouse monitoring: effects of forest management on abundance. – *Biodiversity and Conservation* 17: 3559–3565.
- JUŠKAITIS, R. (2008b): *The Common Dormouse Muscardinus avellanarius: Ecology, Population Structure and Dynamics*. – Institute of Ecology of Vilnius University Publishers, Vilnius, 163 pp.
- JUŠKAITIS, R. és BALTRŪNAITĖ, L. (2013): Feeding on the edge: the diet of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus 1758) on the northern periphery of its distributional range. – *Mammalia* 77: 149–155.
- JUŠKAITIS, R., BALČIAUSKAS, L. és ŠIOŽINYTĖ V. (2012): Nest Site Preference of Forest Dormouse *Dryomys nitedula* (Pallas) in the North-Western Corner of the Distribution Range. – *Polish Journal Of Ecology* 60(4): 815–826.
- JUŠKAITIS, R., BALČIAUSKAS, L. és ŠIOŽINYTĖ V. (2013): Nest site selection by the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius*: is safety more important than food? – *Zoological Studies Springer*. 52: 1–9.
- JUŠKAITIS, R. és BALTRŪNAITĖ, L. (2013): Seasonal variability in the diet of the forest dormouse, *Dryomys nitedula*, on the north-western edge of its distributional range. – *Folia Zoologica* 62(4): 311–318.
- JUŠKAITIS, R. és ŠIOŽINYTĖ V. (2008): Habitat Requirements of the Common Dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and the Fat Dormouse (*Glis glis*) in Mature Mixed Forest in Lithuania. – *Ekológia (Bratislava)* 27(2): 143–151.
- JUŠKAITIS, R. és ŠIOŽINYTĖ, V. (2008): Habitat Requirements of The Common Dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and the Fat Dormouse (*Glis glis*) in Mature Mixed Forest in Lithuania. – *Ekológia (Bratislava)* 27(2): 143–151.
- KAGER, T. és FIETZ, J. (2009): Food availability in spring influences reproductive output in the seed-preying edible dormouse (*Glis glis*). – *Canadian Journal of Zoology* 87(7): 555–565.
- KALOTÁS Zs. (1989): Adatok a macskabagoly (*Strix aluco*) táplálkozásához. – *Madártani Tájékoztató* 1–2: 29–35.
- KECKEL, M., BÜCHNER, S. és ANSORGE, H. (2012): Does the occurrence of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* in East-Saxony (Germany) dependant on habitat isolation and size? Proceedings of the 8th International Dormouse Conference – *Peckiana* 8: 57–60.
- KORDOS L. (1975): *A kerti pele (Eliomys quercinus) első magyarországi előfordulása a Nagyoldali zombolyból*. – Beszámoló a Magyar Karszt- és Barlangkutató Társulat 1975. második félévi tevékenységéről.
- KRAUS, C. (2008): The costs of risky male behaviour: sex differences in seasonal survival in a small sexually monomorphic primate. – *Proceedings Royal Society B* 275: 1635–1644.
- KRYŠTUFEK, B. (1985): Forest dormouse *Dryomys nitedula* (Pallas, 1778) – Rodentia, Mammalia – in Yugoslavia. – *Scopolia* 9: 1–36.
- KRYŠTUFEK, B. (2003): First record of the garden dormouse (*Eliomys quercinus*) in Slovenia. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 49(Suppl. 1): 77–84.
- KRYŠTUFEK, B. (2010): *Glis glis* (Rodentia: Gliridae). – *Mammalian Species* 42(1): 195–206.
- KRYŠTUFEK, B. és VOHRALÍK, V. (1994): Distribution of the Forest Dormouse *Dryomys nitedula* (Pallas, 1779) (Rodentia, Myoxidae) in Europe. – *Mammal Review* 24(4): 161–177.

- KRYŠTUFEK, B. és ZAVODNIK, M. (2003): Autumn population density of the edible dormouse (*Glis glis*) in the mixed montane forests of Central Slovenia over 33 years. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **49**(Suppl. 1): 99–108.
- LEBL, K. (2010): Energy or information? The role of seed availability for reproductive decisions in edible dormice. – *Journal of Comparative Physiology B* **180**: 447–456.
- LEBL, K., BIEBER, C., ADAMÍK, P., FIETZ, J., MORRIS, P., PILASTRO, A. és RUF, T. (2011): Survival rates in a small hibernator, the edible dormouse: A comparison across Europe. – *Ecography* **34**: 683–692.
- MARKOV, G., BAKÓ, B., KOČEKA, M. és CSORBA, G., (2006): Non-metric cranial characterization and differentiation of forest dormouse *Dryomys nitedula* (Mammalia: Rodentia) in Hungary. – *Acta Zoologica Bulgarica* **58**(2): 195–202.
- MARKOV, G., GOSPODINOVA, M. és BAKO, B. (2005): Epigenetic cranial diversity and population detachment of Fat dormouse (*Myoxus glis* L.) in Hungary. – *Forest Science* **3**: 79–87.
- MIKEŠ, V., HEDRICH, J. és SEDLÁČEK, F. (2010): Syntopic occurrence of the Garden Dormouse (*Eliomys quercinus*) and the Edible Dormouse (*Glis glis*) in a montane climax spruce forest (Rodentia: Gliridae). – *Lynx* **41**: 193–200.
- MILAZZO, A., FALLETTA, W. és SARÀ, M. (2003): Habitat selection of fat dormouse (*Glis glis italicus*) in deciduous woodlands of Sicily. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **49**(Suppl. 1): 117–124.
- MORRIS, P. A. (1997): A Review of the Fat Dormouse (*Glis glis*) in Britain. – *Natura Croatica* **6**(2): 163–176.
- MORRIS, P. A. (2003): An introduction to the Fifth International Conference on Dormice (Mammalia: Gliridae). – *Acta Zoologica Hungarica* **49**(Suppl. 1): 7–10.
- MORRIS, P. A. (2004): *Dormice*. – British Natural History Series, Whittet Books, Borth, 144 pp.
- MORRIS, P. A., BRIGHT, P. W. és WOODS D. (1990): Use of Nestboxes by the Dormouse *Muscardinus avellanarius*. – *Biological Conservation* **51**: 1–13.
- MORRIS, P. A. és HOODLESS, A. (1992): Movements and hibernaculum site the fat dormouse (*Glis glis*). – *Journal of Zoology* **228**: 685–687.
- MÜLLER-STIESS, H. (1996): *Bilcharten im Nationalpark Bayerischer Wald*. – In: Verein der Freunde des Ersten Deutschen Nationalparks Bayerischer Wald, E.V. (szerk.): Schläfer und Bilche. 6. Tagungsbericht, 1. Internationales Bilchkolloquium, pp. 7–19.
- NIETHAMMER, J. B. és KRAPP, F. (1978): *Handbuch der Säugetiere Europas*. – Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, pp. 200–281.
- NOWAKOWSKI, W. K. és GODLEWSKA, M. (2006): The Importance of Animal Food for *Dryomys nitedula* and *Glis glis* in Białowieża Forest, East Poland: Analysis Of Faeces. – *Polish Journal Of Ecology* **54**(3): 359–367.
- NOWAKOWSKI, W. K. és BORATYŃSKI, P. (1997): Habitat preferences of the forest dormouse (*Dryomys nitedula*) in lowland forests. – *Polish Ecological Studies* **23**(3–4) pp. 199–207.
- NOWAKOWSKI, W. K. és BORATYŃSKI, P. (1999): *An attempt to estimate the number and density of Dryomys nitedula population in the Białowieża Forest*. – IVth International Conference on Dormice (Rodentia, Gliridae), Edirne, (Poster)
- PANCHETTI, F., AMORI, G., CARPANETO, G. M. és SORACE, A. (2003): Activity patterns of common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in three different habitats in Central Italy. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **49**(Suppl. 1): 164.
- PANCHETTI, F., SORACE, A., AMORI, G. és CARPANETO, G. M. (2007): Nest site preference of common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in two different habitat types of Central Italy. – *Italian Journal of Zoology* **74**(4): 363–369.
- PILASTRO, A., TAVECCHIA, G. és MARIN, G. (2003): Long Living and Reproduction Skipping in the Fat Dormouse. – *Ecology* **84**: 1784–1792.
- PILĀTS, V., PILĀTE, D., ORNICĀNS, A. és KĀRKLIŅŠ, A. (2012): Microhabitat utilization by forest dormice (*Dryomys nitedula*) in boreo-nemoral forest – preliminary results. – *Peckiana* **8**: 77–85.
- PROPERZI, S., ANTONELLI, D., CAPIZZI, D., CARPANETO, G. M. és RIGA, F. (2003): Home Range and Activity Pattern of the Edible Dormouse (*Glis glis*) in Central Italy Properzi. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **49**(Suppl. 1):, Poster Abstracts: 166.
- PURGER J. (2014): Kisemlősök faunisztikai felmérése Külső-Somogy északnyugati részén, gyöngybagoly *Tyto alba* (Scopoli, 1769) köpetek vizsgálata alapján. – *Kaposvári Rippl-Rónai Múzeum Közleményei* **3**: 105–112.
- REMISIEWICZ, M. és KOSOWSKA J. (2006): Food preferences of *Glis glis* L., *Dryomys nitedula* Pallas and *Graphiurus murinus* Smuts kept in captivity. – *Polish Journal Of Ecology* **54**(3): 369–378.
- RICHARDS C. G. J., WHITE A. C., HURRELL E. és PRICE F. (1984): The Food of the Common Dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in South Devon. – *Mammal Review* **14**: 19–28.
- ROBEL K. és LEITENBACHER, G. (1993): Der Einfluß des Siebenschläfers *Glis glis* auf die Höhlenbrüterpopulation in künstlichen Nisthöhlen am Surspeicher. – *Ornitologischer Anzeiger* **32**: 59–63.
- RODOLFI G. (1994): *Glis glis* activity and hazelnut consumption. – *Acta Theriologica* **39**(2): 215–220.
- ROSSOLIMO, O. L. (1971): Variability and taxonomy of *Dryomys nitedula* Pallas. – *Zoologicheskii Zhurnal* **50**: 247–258.
- SARÀ, M., CASAMENTO, G. és SPINNATO, A. (2001): Density and breeding of *Muscardinus avellanarius* L. 1758 in woodlands of Sicily. – *Trakya University Journal of Natural Sciences seria B* **2**: 85–93.
- SARÀ, M., MILAZZO, A., FALLETTA, W. és BELLIA, E. (2005): Exploitation competition between hole-nesters (*Muscardinus avellanarius*, Mammalia and *Parus caeruleus*, Aves) in Mediterranean woodlands. – *Journal of Zoology* **265**(4): 347–357.
- SCARAVELLI, D. és ALOISE G. (1995): Predation On Dormice In Italy. – *Hystrix* **6**(1–2): 245–255.
- SCARAVELLI, D. és BASSI, S. (1995): *Myoxus glis* as a cave dwelling animal. – *Hystrix* **6**(1–2): 283–285.
- SCHAEFER, A., PIQUARD, F. és HABEREY P. (1976): Food self-selection during spontaneous body weight variations in the dormouse (*Glis glis* L.). – *Comparative Biochemistry and Physiology – Part A: Physiology* **55**: 115–118.
- SCHLICHTER, J., ROTH, M., BERTOLINO, S. és ENGEL, F. (2012): A capture-mark-recapture study on coexisting dormouse species (*Eliomys quercinus* and *Glis glis*) in the Grand Duchy of Luxembourg – Preliminary results. – *Peckiana* **8**: 57–60.
- ŚCIŃSKI, M. és BOROWSKI Z. (2006): Home Ranges, Nest Sites and Population Dynamics of the Forest Dormouse *Dryomys nitedula* Pallas in an Oak Hornbeam Forest: A Live Trapping And Radio Tracking Study. – *Polish Journal Of Ecology* **54**(3): 391–396.
- ŚCIŃSKI, M. és BOROWSKI, Z. (2008): Spatial organization of the fat dormouse (*Glis glis*) in an oak-hornbeam forest during the mating and post-mating season. – *Mammalian Biology – Zeitschrift für Säugetierkunde* **73**(2) 15: 119–127.
- SHEHAB, A. H., MOUHRA, O., MOHAMMAD, A., BAKER, A. és AMR, Z. S. (2003): Observations on the Forest Dormouse, *Dryomys nitedula* (PALLAS, 1779) (Rodentia: Gliridae), in Syria. – *Zoology in the Middle East* **29**(1): 4–12.
- SORACE, A., BELLAVITA, M. és AMORI, G. (1999): Seasonal differences in nestboxes occupation by the Dormouse *Muscardinus*

- avellanarius* L. (Rodentia, Myoxidae) in two areas of Central Italy. – *Ecologia Mediterranea* **25**(1): 125–130.
- SORACE, A., PETRASSI, F. és CONSIGLIO, C. (2004): Long-distance relocation of nestboxes reduces nest predation by Pine Marten (*Martes martes*). – *Bird Study* **51**: 119–124.
- STORCH, G. (1978): *Glis glis* (Linnaeus 1766) – *Siebenschläfer*. – In: NIETHAMMER, J. B. és KRAPP, F. (szerk.): Handbuch der Säugetiere Europas I. (1), Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, pp. 243–258.
- STUBBE, M., STUBBE, A., SAMJAA, R. és ANSORGE, H. (2012): *Dryomys nitedula* (Pallas, 1778) in Mongolia. – *Peckiana* **8**: 117–128.
- SZALAI, K. (2012): *Pelemonitoring a szárhalmi- és szigetközi erdőekben*. – Diplomadolgozat, Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron, p.: 63.
- TROUT, R., BROOKS, S. és RUDLIN, P. (2012a.): Hazel dormice in British conifer forests and their ecology in a pine plantation during restoration to broadleaf. – *Peckiana* **8**: 31–39.
- TROUT, R., MAYO, E., PERCEAU-WELLS, S. és BROOKS, S. (2012b.): Predation by the edible dormouse (*Glis glis*) on British woodland birds breeding in dormouse nestboxes. – *Peckiana* **8**: 209–214.
- TVRTKOVIC N., DAULIC B. I. és GRUBESIC, M. (1994): Distribution and Habitats of Dormice in Croatia. – *Hystrix* **6**(1–2): 199–207.
- VALDIS, P. (2003): The Fat Dormouse (*Glis Glis*) in Gauja National Park – The Most Northern Locality Within the Species' Distribution Range? – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **49**(Suppl. 1): 131–137.
- VILHELMSSEN H. (2003): Status of dormice (*Muscardinus avellanarius*) in Denmark. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **49**:139–145.
- VVANO, B. és TURINI, R. (1996): The occurrence of dormice (Rodentia, Myoxidae) in the diet of the barn-owl, *Tyto alba* (Scop., 1769): Data from NW Tuscany (Italy). – *Atti del Museo Civico di Storia Naturale di Trieste* **47**: 149–158.
- WALHOVD, H. és VESTERGAARD, J. J. (1976): Some aspects of the metabolism of hibernating and recently aroused common dormouse *Muscardinus avellanarius* L. (Rodentia, Gliridae). – *Oecologia* **(20) II. 22**: 425–429.
- WILZ, M. és HELDMAIER, G. (2000): Comparison of hibernation, estivation and daily torpor in the edible dormouse, *Glis glis*. – *Journal of Comparative Physiology B* **170**(7): 511–521.
- WOLTON, R. (2009): Hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* (L.) nest site selection in hedgerows. – *Mammalia* **73**: 7–12.
- WORSCHKECH, K. (2012): Dispersal movements of edible dormouse *Glis glis* between small woods in a fragmented landscape in Thuringia (Germany). – *Peckiana* **8**: 173–179.
- WUTTKE, N., BÜCHNER, S., ROTH, M. és BÖHME, W. (2012): Habitat factors influencing the distribution of the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in the Ore Mountains, Saxony, Germany. – *Peckiana* **8**: 21–30.
- www1: <http://www.fsz.bme.hu/mtsz/barlang/4tinfo/mo/anp/38as.htm> (2015. 12. 01.)
- www2: <http://www.myotis-barlang.wst.hu/kutatas.php?melyik=6> (2015. 12. 01.)
- www3: <http://ttt.tr.hu/old/okt/forum.php?a=dh&id=113> (2015. 12. 01.)
- YİĞİT, N., ÇOLAK, E., ÇOLAK, R., ÖZKAN, B. és ÖZKURT, Ş. (2003): On The Turkish Populations of *Dryomys nitedula* (Pallas, 1779) and *Dryomys laniger* (Felten And Storch, 1968) (Mammalia: Rodentia). – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **49**(Suppl. 1): 147–158.
- ZIMA, J., MACHOLÁN, M. és FILIPPUCCI, M. G. (1995): Chromosomal variation and systematics of Myoxids. – *Hystrix* (n.s.) **6**(1–2): 63–76.

Habitat Preference of Hungarian Dormouse Species from the perspective of Forest Management

Botond Zoltán Bakó

Ministry of Agriculture Department of Natural Conservation, Kossuth L. tér 11, H–1055 Budapest, Hungary
E-mail: zoltan.botond.bako@fm.gov.hu

Within the ecological context of a forest biome, dormouse species are 'umbrella species' implying that their successful ecesis guarantees the organic composition and functioning of the specific forest ecosystem. In Hungary, there are three dormouse species: there is evidence for the presence of the fat (or edible) dormouse (*Glis glis*), the forest dormouse (*Dryomys nitedula*) and the common (or hazel) dormouse (*Muscardinus avellanarius*). All three species are protected or strictly protected, which suggests the level of threat they face. Normally, dormouse species are described as typical edge-dwelling small mammals. Today, this is certainly true. However, 150–200 years ago, dormice inhabited not only in the edge zones, but also the forest interiors, where the undergrowth and the canopy used to be much more diverse and richer. In the case of all three dormouse species, there is a visible competition for forest spots rich in entangled and cohesive branch complexes and thick foliage. Today, roughly only a small part of the 9th century forest areas have been reserved and, due to modern forest management technologies, dormice are constrained to the forest edges. The decrease of both their population sizes and their ranges is also the outcome of these factors. After describing the habitat requirements and the behavioural ecology parameters of dormice, this article suggests forestry technologies which are able to improve the chances of the ecesis of particular dormouse species to a significant extent while considering the aspects of forest management.

Key words: dormouse species, Gliridae, habitat preference, undergrowth, forestry, nest-using

Erdei élőhelyekhez kötődő, természetvédelmi problémát okozó, idegenhonos inváziós állatfajokról

Váczai Olivér

Szentendre, E-mail: volivoli@gmail.com

Az idegenhonos inváziós fajok olyan jelentős hatással vannak a biológiai sokféleségre, hogy csökkenésének és a fajok kihalásának egyik fő, egyre jelentősebbé váló okát képviselik. A természetvédelmi problémákon túl, a társadalmi és gazdasági hatásokat illetően például betegségek, járványok közvetítői lehetnek, kárt okozhatnak az épített környezetben, nehezíthetik az erdőgazdálkodást, vagy mezőgazdasági károkat okozhatnak.

Jelen munka – elsősorban az erdei élőhelyekre fókuszálva – a hazánkban megjelent és megjelenéssel fenyegető idegenhonos inváziós állatfajokkal kapcsolatos általános tudnivalókat, lehetőség szerint azok gyakorlati ismeretekkel kibővített áttekintését nyújtja. Az ismert jogi szabályozás gerincét az Európai Parlament és a Tanács 2015. január 1-én hatályba lépett, az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről szóló rendelete adja.

A hazai erdei ökoszisztémák számára veszélyt hordozó, erdőgazdálkodási szempontból jelentős idegenhonos inváziós állatfajok száma még egy adott pillanatban, egy adott élőhelytípus esetén is megbecsülhetetlen, sőt számuk intenzíven növekszik. A fentiek miatt a fajok teljes körű felsorolása kivitelezhetetlen és értelmetlen is volna, ezért jelen munkában is inkább csak típuspéldák ismertetésére vállalkozhattunk.

Az idegenhonos inváziós fajok elleni védekezés közös érdekünk. Az ilyen fajok korai felismerésében minden magyar állampolgár ismeretei és képességei szerint be tud kapcsolódni és a köz érdekében ez el is várható. Az erdészeti szakemberek szerepe az erdőben esetlegesen újonnan megjelenő, vagy a megszokottól eltérően viselkedő idegenhonos inváziós fajok esetében elsődleges, hiszen szakértelmük és terepi jelenlétük erre kiemelten alkalmassá teszi őket. A fentiek alapján, ha valaki eddig ismeretlen állat- (vagy növény-) faj előfordulását észleli, annak ezt késedelem nélkül jelentenie kell valamely hatósági személynél (természetvédelmi őrnél, erdészeti hatóságánál, kormányhivatal természetvédelemért felelős részlegén).

Kulcsszavak: biológiai invázió, inváziós faj, idegenhonos faj, inváziós állatfaj, idegenhonos állatfaj, biodiverzitás, biológiai sokféleség, erdei élőhelyek, behurcolás, betelepítés.

Bevezetés

Az idegenhonos inváziós fajok

Az Európai Parlament és a Tanács rendelete az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről (EU RENDELET 2014) 2015. január 1-én lépett hatályba. A rendelet, a korábban általunk is használt definícióval (www1) összhangban, inváziós, idegenhonos fajnak (özönfajnak) a természetes előfordulási területén kívüli területre betelepített vagy behurcolt állat-, növény-, gomba- vagy mikroorganizmus fajt tekint, amelyről megállapítást nyert, hogy betelepítése vagy behurcolása, illetve terjedése veszélyezteti vagy káros hatást gyakorol a biológiai sokféleségre és a kapcsolódó ökoszisztéma-szolgáltatásokra (EU RENDELET, 2014: 3. cikk (1) és (2) bekezdések).

Már az uniós szintű szabályozás megjelenéséből is érezni lehet az idegenhonos inváziós fajok jelen-

tőségét a káros hatások fontosságának tekintetében. A rendelet indoklásában megjelenő becsült hatások jól szemléltetik, hogy európai szinten milyen óriási veszélyeztető tényezőről van szó. Európában a környezetben található több mint 12 000-re becsült idegenhonos faj mintegy 10–15%-ának a szaporodása és elterjedése okoz környezeti, gazdasági és társadalmi kárt. Ezek a fajok olyan jelentős hatással vannak a biológiai sokféleségre, hogy csökkenésének és a fajok kihalásának egyik fő, egyre jelentősebbé váló okát képviselik, a rendelet indoklása szerint. A természetvédelmi problémákon túl, a társadalmi és gazdasági hatásokat illetően betegségek, járványok közvetítői, vagy más egészségügyi problémák (például asztma, bőrgyulladás, allergia stb.) közvetlen okozói lehetnek. Számos más hatás mellett kárt okozhatnak az épített környezetben, nehezíthetik az erdőgazdálkodást, vagy mezőgazdasági károkat okozhatnak. A gazdasági károk szemléltetése érdekében a rendelet indoklása szerint az Unió idegenhonos inváziós fajokkal kap-

csolatban felmerülő költségei legalább évi 12 milliárd euróra (!) becsülhetők és a kárköltségek folyamatosan emelkednek.

A biológiai invázió megközelítésében egyre erősebbek azok a hangok, melyek a jelenséget gazdasági problémaként kezelik (PERRINGS és mtsai 2002, 2009). A probléma gyökerét abban látják, hogy egyrészt míg az invázió mértéke a liberalizálódó és erősödő nemzetközi közlekedés és kereskedelem miatt meredeken növekszik, a védekezés továbbra is sokkal gyengébb lábakon áll a kelletténél. Másrészt a humán populációsűrűség és a fejlődő mezőgazdasági termelés növekedésével párhuzamosan a biológiai invázió okozta költségek is jelentős növekedést mutatnak. Harmadrészt a biológiai invázió kevéssé kiszámítható iránya miatt az emberi hozzáállás kiszámíthatatlansága mellett a gazdasági hatást lehetetlen előre megjósolni. Negyedrészt pedig a termékek előállításának és kereskedelmének folyamatába az inváziós fajok hatásait a legkevésbé sem számítják be. A problémák feloldását gazdasági oldalról két tényező befolyásolja. Egyrészt az emberi magatartás megváltoztatása az inváziós fajok okozta kihívásokkal kapcsolatban, mely hosszabb folyamat, másrészt az intézményi háttér, a támogatási rendszer kiépítése, mely azokat a rászoruló rétegeket karolja fel, amelyek az érintett állat- és növényfajokkal való gazdálkodás betiltása esetén nehéz gazdasági helyzetbe kerülhetnének (PERRINGS és mtsai 2002).

A biológiai inváziót tekinthetjük természeti katasztrófának is, hiszen mindkettő kiszámíthatatlan és szinte kontrollálhatatlan hatásai vannak, káros kimenetelükről bővebb tudással rendelkezünk. (RICCIARDI és mtsai 2011). Számos nemzet komoly forrásokat biztosít a természeti katasztrófák hatásainak mérséklésére, még akkor is, ha ezek a katasztrófák csak ritkán jelentkeznek (pl. földrengés, árvizek stb.). A biológiai invázió hatásainak mérséklésére nincs elkülönített forrás, sem speciális felkészülés, noha az okozott károk messze meghaladják sok évre vetítve a klasszikusnak mondható természeti katasztrófákét (RICCIARDI és mtsai 2011).

Az idegenhonos inváziós fajok alapvetően kétféle módon juthatnak be az Európai Unió területére: a) szándékos betelepítéssel (pl. kereskedelmi céllal, dísznövények vagy -állatok, kedvtelésből tartott állatok, biológiai védekezési eszközök stb.); b) véletlen behurcolással, (más áruk kereskedelme során szennyezőanyagaként, a szállítás során rejtve maradó „potyautasként” érkeznek, illetve beutazók hurcolják be őket akaratlanul ruhájukon, csomagjaikkal stb.). Az így bejutott fajok később másik országba, régióba is átterjedhetnek, ezzel tovább növelve az okozott probléma nagyságát.

A fentiek alapján látható, hogy az idegenhonos inváziós fajok eltérő módokon, de mindenképpen emberi hatásra földrajzi akadályon átjutva, megbecsülhetetlenül sokféle negatív hatást okozhatnak.

Mind az uniós rendelet, mind e munka azonban elsődlegesen a biológiai sokféleségre gyakorolt hatásokat, a természetvédelmi vonatkozásokat tartja szem előtt és tárgyalja. A gazdasági, humán-, állat- és növény-egészségügyi, valamint más vonatkozások így nem tartoznak szorosan jelen témához, azokat csak kiegészítésképpen érintjük.

Az idegenhonos inváziós fajok természetvédelmi hatása

A biodiverzitás természetes magas állapota mind az ökológiai rendszerek stabilitását, mind az ökoszisztéma szolgáltatások magasabb szintjét tudja biztosítani, szemben a leromlott, sérült ökológiai rendszerekkel (CARDINALE és mtsai 2012). Nem szabad figyelmen kívül hagyni azonban, hogy a biológiai sokféleség helyi növekedése nem feltétlenül jelent kedvező irányt. A biológiai invázió megjelenése és növekedése sok esetben okozhat lokálisan és átmenetileg biodiverzitás növekedést (fajsám növekedést, genetikai sokféleség időszakos növekedését stb.) (CARDINALE és mtsai 2012), melyet mindenképpen károsnak és elkerülendőnek tartunk. Ezekben az esetekben ugyanis amellet, hogy az ökológiai rendszerek leromlanak, az élőlényközösség sérülékenyebbé válik és az ökoszisztéma szolgáltatások is egyre csökkenő mértékben biztosítottak. Természetesen ez nincsen másképp a természetes, az extenzív és kiemelten az intenzív erdőgazdálkodás alatt álló lombos erdőink esetében sem.

A biológiai invázió hatását a 2100-as évekre előre vetítve a legerősebbnek a mediterrán régióra és a déli, lomboserdők övének társulásaira jósolják, míg ettől egyre távolodva a sarkvidéki öv irányába egyre kisebb hatást várhatunk (SALA és mtsai 2000). Az egyes társulások azonban azok állapotától függően is eltérő módon reagálnak a biológiai invázió káros hatásaira. A sérült, feldarabolódott, leromlott élőhelyfoltok sokkal erősebben kitettek ennek a káros hatásnak, mint a stabil, régóta beállt rendszerek (PERRINGS és mtsai 2009).

Az inváziós, idegenhonos fajok megjelenésükkel és terjedésükkel a legkülönbözőbb módokon fejthetik ki negatív hatásukat a természetes rendszerek egyes komponenseire.

A legkézenfekvőbb és leggyakrabban előforduló, közvetlen hatás a kompetíció, melynek során valamely korlátozott erőforrást hatékonyabban tud kihasználni a betelepülő faj, mint valamelyik természetes előforduló, őshonos faj. Ez növények esetén lehet például a fényért folytatott versengés, melyet gyorsabb növekedésével és árnyékoló hatásával hatékonyabban használ a betelepülő, vagy valamely tápanyagot, vizet, jobban hasznosít, könnyebben elér, felszív, illetve lehet egyszerűen a fizikai tér, ahonnan gyorsabb terjedésével kiszoríthatja egyik faj a másikat.

Állatok esetén lehet a táplálékért, vízért, bűvőhelyért folyó versengés. Közvetlen hatás lehet még a predáció, melynek során az idegen faj egyedei elfogyasztják valamely őshonos faj, vagy fajok egyedeit, vagy azok szaporító képleteit.

Közvetett hatást jelent a betelepült faj egyedei által termelt, kiválasztott, vagy lebomlása során felszabaduló olyan anyag, mely mérgező, szaporodásgátló, vagy egyéb negatív hatással van valamely őshonos faj egyedeire. Előfordulnak olyan, az idegenhonos faj által terjesztett kórokozók is, melyek rá nem veszélyesek, vagy nem olyan mértékben veszélyesek, mint valamely természetesen jelenlévő faj egyedeire (SAINSBURY 2008).

Ezek mellett számos további hatás is elképzelhető, melyek közül érdekes példaként említjük azt az esetet, melyben az inváziós amerikai ökörbéka (*Lithobates catesbeianus*) hangjával zavarja meg egy braziliai őshonos levelibéka faj (*Hypsiboas albomarginatus*) életét, kiszorítva ezzel a fajt eredeti élőhelyéről (BOTH és GRANT 2013). Ezek a hatások végső soron azt eredményezik, hogy – rövidebb, vagy hosszabb idő alatt – az idegenhonos inváziós faj részben, vagy teljes egészében kipusztítja azt az őshonos fajt, melyre hatást gyakorol. Találunk arra is példát, – melynek gyakoriságát nehéz megbecsülni – hogy az egyik idegenhonos inváziós faj megjelenése további előnyökhöz juttatja a korábban megjelent, betolakodó fajt egy őshonos fajjal szemben, mint azt egy hangya faj növényekre gyakorolt hatása kapcsán LACH és mtsai (2010) bizonyítani tudták.

Idegenhonos inváziós állatfajok

Az idegenhonos inváziós növény- és állatfajok között jelentős különbség van hatásukban, felderíthetőségükben, valamint az ellenük való védekezés lehetőségeit és módszereit tekintve is. Mivel a növények helytűlők, felfedezésüket követően nem jelent problémát az adott állomány újbóli felkeresése, ellenőrzése. Az állatfajok legtöbbje esetében ezzel szemben az egyszerű felismerést és megtalálást követően a gyakran gyors helyváltoztatás, valamint a rejtőzködő életmód miatt sokszor nagyon nehézkessé, vagy éppen lehetetlenné teszi a visszatérést és a későbbi kezelést, beavatkozást.

Hasonló okok miatt az állatok terjedésének jellege és sebessége is jelentősen különbözhet a növényekétől. Bár mindkét esetben megfigyelhetők a szezonális terjedési csúcspontok, ez az állatok esetében sokkal hosszabb és kevésbé szigorú időszakokat jelenthet. A terjedéshez az állatok számára nem mindig szükséges valamilyen terjesztő közeg, így a terjedés iránya, sebessége is kevésbé kiszámítható, térben is gyakran ugrásszerűen figyelhető meg az újabb és újabb kolonizáció.

A védekezés módszereit tekintve mind a növényi invázió (vegetatív szaporodási képesség, magbank-hatás, vegyszerválasztás, vegyszer kijuttatás, szelektivitás stb.), mind az idegenhonos inváziós állatfajok elleni védekezésnek megvannak a maga sajátosságai. Az állatfajok állomány szabályozó módszereit tekintve ráadásul ezek csoportonként nagymértékben eltérőek lehetnek. A magasabb rendű gerincesek esetében sokszor a vadászati módszerek a legcélravezetőbbek, ebben az esetben az állatvédelmi és etikai szabályok sokszor kiélezetten jelennek meg. A lakosság által megszeretett állatok elpusztítása gyakran társadalmi konfliktust okoz (Piero Genovesi szóbeli közlése, 2014), melyet szemléletformálással és tájékoztatással lehet enyhíteni. A vízi életmódú állatfajok hatékony állomány szabályozása során legtöbbször a szelektivitás kérdése okozza a legnagyobb kihívást. Bár a horgászat, halászat alatt kifogott inváziós fajok visszengedésének tiltása szelektív eszközt biztosít, ennek állomány szabályzó hatása szinte soha sem elegendő a terjedés megállítására, vagy visszaszorítására. A gerinctelen fajok vegyszeres irtása esetén a kijuttatás, illetve a szelektivitás legalább olyan mérvű problémát okoz, mint a növényfajok esetében.

Az állati invázió kezelésénél a terjedési útvonalak felderítése és korlátozása talán még fontosabb, mint a növények esetében. A kedvtelésből tartott állatok kereskedelmének szabályozása a szándékos behozatal és a későbbi véletlen kiszabadulás, vagy illegális kiengedés során természetbe jutó nemkívánatos állatok ellen lehet hatékony eszköz. A behurcolással érkező inváziós állatfajok az érintett áruk, szállító járművek, csomagok, szélsőséges esetben cipő, ruházat átvizsgálásával, szükség szerint karanténözásával, fertőtlenítésével, illetve az ismert, erősen fertőzött területekről a beszerzés, behozatal elkerülésével tarthatók távol. A terjedési útvonalakra – az uniós rendelet alapján –, annak előírásai szerint összeállított jegyzéken szereplő, az uniós számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok esetében a terjedési útvonalakra tagországi szinten kell cselekvési tervet, vagy terveket készíteni (a jegyzékre kerüléstől számított 18 hónapon belül) és azokat végrehajtani (a jegyzékre kerüléstől számított 3 éven belül) (EU RENDELET 2014: 13. cikk).

Erdei élőhelyek szempontjából jelentős idegenhonos inváziós állatfajok

Az idegenhonos inváziós fajok terjedése egyre jelentősebb természetvédelmi és gazdasági károkat okoz az erdei élőhelyeken és az erdőgazdálkodásban is. A könnyebben számszerűsíthető gazdasági károkat 2000-ben több, mint évi 4 milliárd dollárra becsülték az Egyesült Államokra nézve (PIMENTEL és mtsai 2000), mely azóta jelentősen tovább növekedhetett. A gazdasági károkért leginkább a behurcolt és betelepített rovarkártevők (CSÓKA és mtsai 2012) és más növényi patogének tehetők felelőssé, melyek a

növényegészségügy tárgykörébe tartoznak, így jelen munkában csak érintőlegesen és általánosságban foglalkozhatunk velük (ld. részletesen pl. TUBA és mtsai 2012).

Vitathatatlan, hogy az idegenhonos inváziós növényfajok szintén jelentős természetvédelmi és gazdasági károkat okoznak, melyek erdőgazdasági vonatkozása sem kérdéses (pl. PYŠEK és mtsai 2012). E munka témája miatt itt azonban az özönnövényekkel kapcsolatos kérdések sem kerülnek a fókuszba.

Tekintsük akkor át a természetvédelmi problémát okozó, esetenként erdőgazdasági vonatkozással is rendelkező állatokkal kapcsolatos tudnivalókat, általánosságban és gyakorlati példákkal bemutatott eseten.

Jogi szabályozás

A legátfogóbb és leginkább speciális, az Európai Unió minden tagországára egységes szabályozást minden kétséget kizáróan az Európai Parlament és a Tanács rendelete az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről (EU RENDELET 2014) tartalmazza, jöllehet a rendelet megengedi a szigorúbb tagországi szabályozás fenntartását, illetve bevezetését (EU RENDELET 2014: 23. cikk). A rendelet általában inváziós, idegenhonos állat- és növényfajokra egyaránt megfogalmaz előírásokat, így az általunk ismertetett szabályozás minden élőlénytípusra értelemszerűen érvényes.

A rendelet előírásai szerint a tagállamoknak a 2015. év folyamán ki kell jelölniük az inváziós, idegenhonos fajokkal kapcsolatos hatóságukat. A hazai hatóságok kijelölése – hasonlóan a többi uniós tagországhoz – még folyamatban van, de feltehető, hogy a mindenkori természetvédelmi ügyekért felelős hatóságnak – mely jelenleg (2015) a kormányhivatalok szerkezeti struktúráján belül található – vezető szerepe lesz. Emellett, a jelenleg működő hatósági struktúrára az egyes szakkérdésekben továbbra is építeni fognak. Ennek fényében az erdészeti hatósági ügyekkel összefüggésben az idegenhonos inváziós fajokkal kapcsolatos kérdésekben az erdészeti hatóság bevonása is várható.

A rendelet értelmében el kell készíteni és folyamatosan aktualizálni kell az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok jegyzékét. A kezdeti jegyzéket 2016. január 2-ig kell elfogadni. Minden jegyzékre kerülő fajhoz, meghatározott kritériumok alapján, kockázatelemzést kell készíteni. A jegyzéken szereplő fajokat tilos szándékosan: a) az Unió területére behozni, beleértve a vámfelügyelet alatti átszállítást is; b) tartani, a zárt tartást is ideértve; c) tenyészteni, a zárt tartást is ideértve; d) az Unióba, az Unióból vagy az Unión belül szállítani, kivéve a faj kiirtása céljából használt létesítményekbe történő szállítást; e) forgalomba hozni; f) felhasználni vagy azok-

kal kereskedni; g) szaporítás, nevelés vagy termesztés céljára engedélyezni, a zárt tartást is ideértve; vagy h) a környezetbe kibocsátani. Mindent meg kell továbbá tenni a véletlen behurcolás ellen is (EU RENDELET 2014: 7. cikk). A tagállamoknak lehetőségük van regionális és tagországi listák összeállítására is, melyekre az előbbiekhöz hasonló korlátozásokat vezethetnek be. A rendelet elsődlegesen kutatási céllal teszi lehetővé kivételek engedélyezését a fenti korlátozások alól, azonban indokolt esetben – az Európai Bizottság jóváhagyásával – ettől eltérő célú tevékenységre is kiadható engedély.

A jegyzéken szereplő fajok esetében a felkerüléstől számított 18 hónapon belül minden tagországnak a terjedési útvonalakat fel kell tárniuk, majd további 18 hónap alatt cselekvési tervet kell készíteniük és az abban szereplőket végre is kell hajtaniuk.

A jegyzéken szereplő fajok helyzetének nyomonkövetésére, valamint az azon nem szereplő, újonnan feltűnő fajokat észlelő felügyeleti rendszert kell felállítani, a megjelenő fajok ellen pedig azonnal meg kell kezdeni a védekezést (EU RENDELET 2014: 10. és 14. cikkek). A korai felismerésben minden magyar állampolgár ismeretei és képességei szerint be tud kapcsolódni és a köz érdekében ez el is várható. Az erdészeti szakemberek szerepe az erdőben esetlegesen feltűnő, vagy a megszokottól eltérően viselkedő idegenhonos inváziós fajok esetében elsődleges, hiszen szakértelmük és terepi jelenlétük erre kiemelten alkalmassá teszi őket. A fentiek alapján, ha valaki eddig ismeretlen állatfaj előfordulását észleli, annak késedelem nélkül jelentenie kell valamely hatóságnál (természetvédelmi őr, erdészeti hatóság, kormányhivatal természetvédelemért felelős részlege).

Az észlelt, újonnan bekerült, valamint az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós jegyzéken szereplő fajok közül, ha egy tagországban valamilyen okból (pl. rendkívül széles körben elterjedt) valamely faj kiirtása nem életszerű, akkor ennek meggyőző alátámasztásával az a tagállam az adott fajra felmentést kérhet és kaphat egyes korlátozások alól, amellett, hogy mindent megtesz az adott faj továbbterjedése ellen (EU RENDELET 2014: 18. és 19. cikkek).

A sérült ökológiai rendszerek helyreállítási kötelezettségének feltételeit (EU RENDELET 2014: 20. cikk) és általánosságban a „szennyező fizet” elv alkalmazását az idegenhonos inváziós fajok okozta közvetlen és közvetett károokra (EU RENDELET 2014: 21. cikk) szintén tartalmazza a rendelet.

Erdőgazdálkodási szempontból jelentős idegenhonos inváziós állatfajok

Az idegenhonos inváziós állatfajok – melyek jelentős veszélyeztető tényezőt jelentenek a hazai erdei ökoszisztémák számára (FINCH és mtsai 2009) – száma még egy adott pillanatban egy adott élőhely

típusra is megbecsülhetetlen, nem beszélve arról, hogy számuk egyre növekszik. A fentiek miatt tehát a fajok teljes körű felsorolása kivitelezhetetlen és értelmetlen is volna, ezért a továbbiakban inkább típuspéldákat ismertetünk. Megpróbálunk különböző taxonómiai, életmódbeli, inváziós típusú élőlénycsoportokról példákat bemutatni az ellenük való fellépés lehetőségeinek ismertetésével. A kezelésre pontos recept azonban még egy adott faj esetén sem adható, az nagyban függhet a helyszíntől, az évszaktól, az időjárástól, az együttélő őshonos fajoktól stb. A példák tárgyalásakor elkülönítjük a már Magyarországon kimutatott és a még nem jelzett, potenciális idegenhonos inváziós fajokat. Mint azt korábban is jeleztük, ebben az elsődlegesen természetvédelmi megközelítésű munkában a növényegészségügyi vonatkozású, növénykárosító és egyéb patogén fajokat alaposabban nem tárgyaljuk.

Emlősök

Magyarország erdeiben előforduló idegenhonos inváziós emlősök

Mosómedve (*Procyon lotor*) – Az Észak-Amerikában őshonos faj első hazai megfigyelése 1982-ben az osztrák határ mellett történt. Feltehetőleg a Nyugat-Európában önfenntartó populációinak terjeszkedési próbálkozásai, valamint a – ma már tiltott – hazai állattartás (kiszabadult példányok) jelentik a megjelenés forrását. Hazai szaporodása már igazolt ugyan, terjedése azonban egyáltalán nem egyértelmű, inváziós tulajdonságot a mi éghajlatunk mellett egyelőre nem mutat. A kilövési adatok évről évre nagyon erősen ingadoznak, az elmúlt 10 évben volt, amikor 9 és volt, amikor egyetlen egy állatot sem jelentettek a vadászok (HELTAI és mtsai 2000).

A klíma változása és a faj alkalmazkodóképessége potenciális veszélyt rejt, mely megelőzésre, óvatosságra int. Egész évben korlátozás nélkül vadászható, tartása nem megengedett.

Elsősorban vízhez közeli, fás élőhelyeket kedvel. Ragadozó életmódja miatt mind kompetitív tulajdonságaival, mind predációjával kedvezőtlen hatást gyakorol az őshonos fajokra. Vad természete miatt emberi sérüléseket is okozhat egy véletlen találkozás során.

Nyestkutya (*Nyctereutes proconoides*) – A kelet-ázsiai faj első hazai észlelése 1961-ben történt az ukrán határ közelében. Azóta számos előfordulását igazolták, sőt, hazai szaporodása sem kétséges. A kiindulási egyedek feltételezhetően felszámolt hazai tenyészetekből szabadon engedett állatok voltak. A mosómedvével valamivel jobban elterjedt faj, és bár erős inváziós tulajdonságot nem mutat, növekvő állomány-trendet figyelhetünk meg nála. Évi 1–2 kilövési adatot rendszeresen jelentenek a vadászok (HELTAI és mtsai 2000).

Életmódjában, élőhelyválasztásában és károkozásában is hasonló tulajdonsággal rendelkezik, mint a mosómedve.

Tartása Magyarországon szintén nem megengedett, egész évben, korlátozás nélkül vadászható.

Magyarország erdeiben nem kimutatott, potenciálisan megjelenő idegenhonos inváziós emlősök

Kanadai hód (*Castor canadensis*) – Az észak-amerikai faj feltűnése a hazánkból kipusztított és sikeresen visszatelepített eurázsiai hód (*Castor fiber*) betelepítési akciói során merült fel, azonban bizonyítást sosem nyert. Czabán Dávid jelen kötetben részletesebben is tárgyalja a témát a Hódok a Szigetközben című tanulmányában, ahol egy – azóta elveszett – koponyát említ hazánkból. Ausztriában jelenlétére találtak bizonyítékot (KAUTENBURGER és SANDER 2008), azonban feltehetően alacsony egyedszáma miatt inváziós tulajdonságokat nem mutat.

Erősen vízhez kötött életmódot folytat, a vízpart 50 m-es sávját csak ritkán hagyja el. Sokkal erősebb gátépítő hajlamú hazai rokonánál, mely akár erdőgazdasági, valamint árvízvédelmi aggályokat is felvet. A két rokon faj hibridizációja, mely komoly természetvédelmi veszélyforrás, nem zárható ki, bár eddig bizonyítani nem sikerült.

Szürke mókus (*Sciurus carolinensis*) – Számos észak-amerikai és ázsiai mókusfaj európai megjelenése okoz inváziós tulajdonságai miatt komoly természetvédelmi problémát. Ezek közül jelenleg a legjelentősebb az Észak-Amerikában őshonos szürke mókus.

A faj az 1800-as évek végi betelepítés óta alig 100 év alatt szinte teljes mértékben kiszorította az őshonos közönséges mókust (*Sciurus vulgaris*) az Egyesült Királyságból (LLOYD 1983). A szigetet az itt terjedő egyedek ugyan nem hagyták el, mégis több múlt század közepi olaszországi kiszabadulási esemény eredményeképpen már az Alpok lábáig elterjedtek (TATTONI és mtsai 2006). Az őshonos faj kiszorításában amellett, hogy nagyobb mérete, agresszívabb viselkedése, gyorsabb szaporodása előnyt jelent, mégis egy parapox vírus tünetmentes terjesztése biztosítja a döntő fölényt, mely elpusztítja versenytársait (SAINSBURY 2008). A betelepülő faj a lombhullató fák intenzívebb kéreg hántásával jelentősebb erdőgazdasági kárt is okoz, mint az őshonos mókusok (KENWARD 1983).

Feltételezhető, hogy hazánkban a faj megjelenése esetén sokkal gyorsabb és eredményesebb inváziót és kiszorítást érne el, mint azt korábban máshol megfigyelték. Ennek oka, hogy az Egyesült Királyságban és Olaszországban az őshonos mókusok a fenyegetet, míg hazánkban a lomboserdőket részesítik előnyben (BŐSZE és BAKÓ 2003). Sajnos a szürke mókusok is a lomboserdőket kedvelik inkább. Emiatt nem lenne

olyan menedéket képző, örökzöld erdőkben élő állomány, mely az őshonos faj fennmaradását biztosíthatná.

A hazai kiszabadulás megakadályozására Magyarországon évek óta tilos a szürke mókus tartása, tenyésztése és kereskedelme. Esetleges természetes megjelenése azonnali, hatékony beavatkozást igényel a terjedés csírájában való elfojtása érdekében.

Szikaszarvas (*Cervus nippon*) – Európába vadászati célból betelepített kelet-ázsiai szarvas faj. Hazánkban természetben való előfordulását nem igazolták, noha vadaskertekben helyenként tartják. Élőhely igénye nagyon hasonló a gímszarvaséhoz, a fás vegetációhoz kötődik.

Vadfajnak minősül, idényben vadászható.

Az őz és a gímszarvas részleges kiszorításával, őshonos fajokkal való hibridizációjával, túlzott elszaporodása esetén pedig rágásával okozhatna kárt. A klímaváltozás jószolt irányának figyelembevételével terjedésének veszélyét egyre nagyobbra becsülik (GALLARDO 2014).

Madarak

Inváziós madárfajokat tekintve hazánkban már elterjedt, vagy intenzíven terjedő fajokkal egyáltalán nem kell számolnunk, a potenciálisan veszélyeztető fajok is inkább a mocsaras, vizes élőhelyeket részesítik előnyben, így erdőgazdasági vonatkozásuk elhanyagolható. Talán itt említésre érdemes a barátpapagáj (*Myiopsitta monachus*), kis sándorpapagáj (*Psittacula krameri*), és hozzájuk hasonló helyzetben lévő kistermetű, Európában kedvtelésből tartott papagájfajok (FEBBRARO és MORI 2014).

A barátpapagáj kivételével ezeknek a fajoknak az egyedei meglehetősen hideg-érzékenyek, ezért a mi kontinentális teleinket rosszul viselik. Minden bizonnyal ez az oka annak, hogy a kiegyenlítettebb klímájú nyugat-európai városoktól eltérően – ahol kisebb nagyobb szaporodó populációkat alkotnak – nálunk az időről időre kiszabaduló állatok szaporodását még nem igazolták, hiszen ezeknek az egyedeknek egyelőre nem sikerült áttelelniük. A barátpapagájok jóval hidegtűrőbbek a többi kistermetű papagájfajnál, ezért lehetséges az, hogy egy-egy alkalmasabb helyen, ahol téli etetés is segíti a táplálékhiányos időszak átvészélését, megfigyeltek áttelelő példányokat, azonban sikeres költést még náluk sem igazoltak (ÉLES és mtsai 2006). Amennyiben a klíma változásának iránya a téli minimum hőmérsékletek növekedése felé halad, ezeknek a madaraknak a megjelenése a természetben, illetve inváziójuk nem zárható ki.

A kedvtelésből tartott példányok száma jelenleg igen magas, és a tartás korlátozása jelenleg még nem indokolt. Ugyanakkor érdemes az esetleges áttelelés, illetve barátpapagájok esetén a sikeres költés észlelésére figyelmet fordítani, hogy időben meg lehessen hozni a szükségessé váló intézkedéseket.

A városi parkokon túl, eredeti elterjedési területein az idősebb erdőkben találják meg életfeltételeiket, így kedvező körülmények között várhatóan ezeken az élőhelyeken kell számolni esetleges hódításukkal is (STRUBBE és MATTHYSEN 2009). Színes, feltűnő megjelenésük, felismerésüket (ha nem is faji szinten) laikusok számára is könnyűvé teszi, ezért esetleges terjedésük még korai szakaszban történő észlelésére jó esély látszik.

Hüllők és kétéltűek

Az idegenhonos inváziós hüllő- és kétéltűfajok esetében kimondottan erdei fajokról nem beszélhetünk. Ezért néhány olyan példát ismertetünk, melyek erdőben, fásszárúak uralta társulásokkal szomszédos víztestekhez kötődnek, vagy jellemzően ott is előfordulnak, esetleg a terjeszkedésük során fontosak számukra az erdei élőhelyek.

Vörösfülű ékszerteknős (*Trachemys scripta elegans*) (1. ábra) – Több rokon fajhoz hasonlóan az Észak-Amerika déli részén honos vörösfülű ékszerteknős igen közkedvelt terráriumi állat volt az utóbbi évekig, azonban éppen inváziós tulajdonságai miatt ma már tartása, szaporítása nem megengedett (kivéve az igazolhatóan korábban beszerzett példányok tartását, élettartamukig).

A faj hazai természetes szaporodásáról nincsenek egyértelmű tudományos információk, azonban áttekintése – melyről sokáig azt tartották, hogy elképzelhetetlen – ma már több helyen igazolt (PANKER 2013).

Terjedése kedvezőtlen hatással van a hazánkban őshonos mocsári teknősre (*Emys orbicularis*) (PÉREZ-SANTIGOSA és mtsai 2011) és őshonos hal, valamint gerinctelen fajokra is.

Élete vízhez kötött, erdei tavakban és más állandó állóvíz foltokban megjelenhet.

Mivel az egyetlen hazai teknősfajunktól viszonylag könnyedén elkülöníthető, megjelenésének észlelése, bejelentése szükséges és megoldható feladat a nem specialisták részéről is.

Magyarországon a természetben még nem előforduló, idegenhonos inváziós, erdei élőhelyek szempontjából említésre méltó kétéltű faj

Amerikai ökörbéka (*Lithobates catesbeianus*) – Észak-Amerikából származó, potenciális betolakodó faj.

Terjedése a kétéltűek számára veszélyes patogének terjesztésével az őshonos kétéltű állományra erős negatív hatást gyakorolhat

Elsősorban vizes élőhelyekhez kötődik, de kolonizációját tekintve a szárazföldi útvonalak, így az erdei élőhelyek is fontosak (PETERSON és mtsai 2013).

A világon számos betelepítési eseménye elsősorban étkezési célokat szolgált.

Bár jelenlegi éghajlati viszonyaink mellett megjelenése hazánkban nem várható, európai terjedésének megállítására érdekében tartása nem engedélyezett.



1. ábra. Az ékszerteknősök (a képen a vörösfülű ékszerteknős [*Trachemys scripta elegans*]) kereskedelme, szaporítása az EU teljes területén a természetben való terjedés megelőzése, illetve visszaszorítása érdekében tilos (fotó: Górn András)

Észlelése elsősorban nagy (kifejletten akár 20 cm-es) mérete miatt laikusok számára sem okoz nehézséget.

dékos kitelepítés sem zárható ki, ennek tiltása és a tiltás betartatása elsődleges feladat.

Ízeltlábú fajok

Természetben megtalálható idegenhonos inváziós, erdei élőhelyek szempontjából említésre méltó – természetvédelmi szempontból is jelentős – ízeltlábú fajok

Az idegenhonos inváziós édesvízi rákok komoly természetvédelmi problémát okoznak a hazai rákfajok kiszorításával és őshonos gerinctelen fauna átalakításával. Az erdei patakokban, kis vízfolyásokban számos ilyen faj már megtalálható, mások érkezése pedig elkerülhetetlennek látszik. Rendkívül nehéz az ellenük való védekezés, mivel szelektív visszaszorításuk nem megoldott. A még nem megfertőzött vizeink védelme az egyetlen remény a terjedés megállítására, így teljes kereskedelmi korlátozásuk indokolt lenne.

Példaként néhány képviselőjüket említjük a teljesség igénye nélkül.

A **cifrarák** (*Orconectes limosus*) – az 1980-as évek közepétől (THURÁNSZKY és FORRÓ 1987) kezdődően nagyon intenzív terjedést mutat hazánkban (SALLAI és PUKY 2008). Már a Duna és a Tisza vízgyűjtő területén is találkozhatunk vele, erdei környezetben is. Terjedése rendkívül erősen veszélyezteti az őshonos fajainkat és mivel újabb területek hódításakor a szán-

Az **amerikai jelzórák** (*Pacifastacus leniusculus*) – 1998 óta (KOVÁCS és mtsai 2005) szintén jelen van már nyugat-magyarországi vizeinkben és lassú terjedése is megfigyelhető. Számos, kisebb, nagyobb folyóvízben megjelenhet, kevésbé válogat. A rákpestis köztesgazdája, mely az őshonos folyami rák (*Astacus astacus*) számára végzetes kimenetelű fertőzést okoz. Táplálkozási célt is szolgál, ezért különösen fontos telepítésének megtiltása, mely újabb víztestekben történő megjelenését késleltetheti, vagy megakadályozhatja.

A **márványrákok** (*Procambarus* spp.) – akváriumi tartása elterjedt, így kiszabadulásuk újabb és újabb potenciális veszélyt jelent hazai vizeinkre. Jelenlétüket már természetes vizeinkben is igazolták, bár áttelelésükre, szaporodásukra nincs egyértelmű bizonyíték (WEIPERTH és mtsai 2015). Tartásuk, tenyésztésük tiltása nagyon hatékony fegyver lehet esetleges szélesebb körű elterjedésük ellen.

Harlekin katica (*Harmonia axyridis*) (2. ábra) – A távol-keleti fajt levéltetvek elleni biológiai védekezés céljából telepítették be Európába. Hazai megjelenését 2008-ban Szigetszentmiklóson rögzítették (MERKL 2008). Mára egész Európában elterjedt, gyakori katica fajjává vált. Erdei társulásokban előfordulása közönséges.



2. ábra. Az egykor biológiai védekezés céljából Európába telepített harlekin katica (*Harmonia axyridis*) ma már tömegesen fordul elő hazánkban is (fotó: Csóka György)

Ragadozó faj, számos növényi kártevőt is pusztít, azonban kiszorítva a hazai katica fajokat, kimondottan káros hatást gyakorol a természetes biológiai sokféleségre.

Az elterjedt növényvédőszernek viszonylag jól ellenáll, teleléshez pedig nem ritkán tömegével választja a lakóházakat, épületeket. Szüretkor szőlőn jelenlévő példányai a mustba kerülve a bor minőségét negatívan befolyásolják (MARKÓ és POZSGAI 2009).

Szelídgesztenye gubacsdarázs (*Dryocosmus kuriphilus*) – Idegenhonos inváziós növényi kártevőre példa a Kínában őshonos szelídgesztenye gubacsdarázs, mely 2002-ben került be Európába. Magyarországra először 2008-ban, majd 2010-ben érkezett fertőzött növényanyag, de a gubacsdarázs kiszabadulását mindkét esetben megakadályozták. Szlovákiában 2012 májusában azonosították gubacsdarázs fertőzést. 2013-ban Dél-nyugat-Magyarországon jelent meg, ahonnan észak felé terjedni kezdett és ma már Budapest területén is előfordul (KRISTON és mtsai 2014).

A faj észlelését a Növény-egészségügyi és Molekuláris Biológiai Laboratórium, Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal, Növény-, Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóságán, vagy a Nemzeti Agrárkutató és Innovációs Központ Erdészeti Tudományos Intézetében lehet és célszerű jelenteni.

A fás növényeken élő idegenhonos inváziós kártevő fajokról alapos összefoglaló munka jelent meg a

Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kara gondozásában (TUBA és mtsai 2012), melyben további, részletekbe menő információ található erről, és a többi inváziós, illetve potenciálisan inváziós erdei károsítóról.

Természetben nálunk még nem előforduló, idegenhonos inváziós, erdei élőhelyek szempontjából említésre méltó gerinctelen fajok

Ázsiai lódarázs (*Vespa velutina*) – A Kínában őshonos faj 2004-ben Franciaországban tűnt fel először Európában, egyetlen véletlen behurcolási esemény eredményeképpen (MONCEAU és mtsai 2014). A faj azóta terjedésnek indult, hazánkban még nem észlelték.

Ragadozó faj lévén a házi méhre és más őshonos pollinátorokra jelenthet komoly veszélyt, de csípése allergiás egyénekre akár halállal is végződhet.

Terjedésének iránya, sebessége és természetes korlátozó tényezői nehezen becsülhetőek, ezért megjelenésének azonnali észlelése nagyban segíti továbbterjedésének megakadályozását Magyarországon.

Körös karcsúdíszbogár (*Agrilus planipennis*) – A potenciális kártevő, idegenhonos inváziós rovarokra egy példa a távol-keleti származású körös karcsúdíszbogár. Észak-Amerikai behurcolása után a 2000-es évek elején Moszkva környékéről indult európai hódító útjára. Magyarországon még nem észlelték jelenlétét, de betörése után körösfajok még egészséges és fiatal

példányain is várható kedvezőtlen feltűnése (TUBA és mtsai 2012).

Terjedése némiképp lassítható a fa szállítmányok (pl. tűzifa is) ellenőrzésével, illetve fertőzött területről a szállítmányok behozatalának tiltásával. Jelenleg a faj behurcolását és terjedésének elősegítését jogszabály (7/2001. FVM rendelet) tiltja.

Mindent összevetve, általánosságban elmondható, hogy az idegenhonos inváziós állatfajok megjelenését és terjedését tekintve, mind koreloszlásában, mind fajösszetételében a természeteshez minél közelebbi, magas diverzitású erdők sokkal ellenállóbbak, mint a

monokultúráként ültetett egykorú állományok (BERECZKI és mtsai 2014). Az erdészeti tevékenység során, nagy területen megnyitott élőhely foltok (tarvágásos véghasználat) szintén az inváziós állat- és növényfajok megtelepedésének és terjedésének kedveznek (PAILLET és mtsai 2010), így ebből a szempontból is használatuk ellenjavallt.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton is köszönöm a cikk témájának meghatározásában és összeállításában nyújtott segítségét Bakó Botondnak, valamint a kézirat átolvasását Sashalmi Évának.

Irodalomjegyzék

- BERECZKI, K., ÓDOR, P., CSÓKA, GY., MAG, ZS. és BÁLDI, A. (2014): Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service provided by birds in temperate oak forests. – *Forest Ecology and Management* **327**: 96–105.
- BŐSZE, SZ. és BAKÓ, B. (2003): A közönséges mókus (*Sciurus vulgaris*) országos szintű monitorozó programja. – 6. *Magyar Ökológus Kongresszus, Előadások és Poszterek összefoglalói* 54.
- BOTH, C. és GRANT, T. (2013): Acoustic invasion: How invasive species can impact native species acoustic niche? – *The Journal of the Acoustical Society of America* **133**(5): 3535.
- CARDINALE, B. J., DUFFY, J. E., GONZALEZ, A., HOOPER, D. U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G. M., TILMAN, D., WARDLE, D. A., KINZIG, A. P., DAILY, G. C., LOREAU, M., GRACE, J. B., LARIGAUDERIE, A., SRIVASTAVA, D. S. és NAEEM, S. (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. – *Nature* **486**: 59–67.
- CSÓKA, GY., HIRKA, A. és SZÓCS, L. (2012): Rovarglobalizáció a magyar erdőkben. – *Erdészettudományi Közlemények* **2**(1): 187–198.
- DI FEBBRARO, M. és MORI, E. (2014): Potential distribution of alien parakeets in Tuscany (Central Italy): a bioclimatic model approach. – *Ethology Ecology & Evolution*, <http://dx.doi.org/10.1080/03949370.2014.895424>
- ÉLES, B., HORVÁTH, M. és LÓRÁNT, M. (2006): Barátpapagáj – Kertjeink új barátja, avagy egy újabb nemkívánatos betolakodó a magyar faunában? – *Madártásvlat* **13**(5): 20–21.
- Európai Parlament és Tanács 1143/2014/EU Rendelete (2014. október 22.): az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről. – *Az Európai Unió Hivatalos Lapja (HU)*, 2014.11.4: 35–55.
- FINCH, D. M., PEARSON, D., WUNDERLE, J. és ARENDT, W. (2009): Terrestrial Animals as Invasive Species and as Species at Risk From Invasions. – *A Dynamic Invasive Species Research Vision: Opportunities and Priorities* **29**: 43–55.
- GALLARDO, B. (2014): Europe's top10 invasive species: relative importance of climatic, habitat and socio-economic factors. – *Ethology Ecology & Evolution* **26**(2–3): 130–151.
- HELTAI, M., SZEMETHY, L., LANSZKY, J. és CSÁNYI, S. (2000): Returning and new mammal predators in Hungary: the status and distribution of golden jackal (*Canis aureus*), raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and raccoon (*Procyon lotor*) in 1997–2000. – *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* **26**: 95–102.
- KAUTENBURGER, R. és SANDER, A. C. (2008): Population genetic structure in natural and reintroduced beaver (*Castor fiber*) populations in Central Europe. – *Animal Biodiversity and Conservation* **31**(2): 25–35.
- KENWARD, R. E. (1983): The causes of damage by Red and Grey squirrels. – *Mammal Review* **13**: 159–166.
- KOVACS, T., JUHASZ, P. és AMBRUS, A. (2005): Adatok a Magyarországon élő folyami rákok (Decapoda: Astacidae, Cambaridae) elterjedéséhez. – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **29**: 85–90.
- KRISTON, É., BOZSÓ, M., CSÓKA, GY., BUJDOSÓ, B. és MELIKA, G. (2014): Biológiai védekezés Magyarországon a szelídgesztenye gubacsdarázs ellen. – *Erdészeti Lapok* **149**(9): 293–294.
- LACH, L., TILLBERG, C. V. és SUAREZ, A. V. (2010): *Contrasting effects of an invasive ant on a native and an invasive plant*. – *Biological Invasions*, DOI 10.1007/s10530-010-9703-1, Springer.
- LLOYD, H. G. (1983): Past and present distribution of red and grey squirrels. – *Mammal Review* **13**: 69–80.
- MARKÓ, V. és POZSGAI, G. (2009): A harlekinkatica (*Harmonia axyridis* Pallas, 1773) (Coleoptera, Coccinellidae) elterjedése Magyarországon és megjelenése Romániában, Ukrajnában. – *Növényvédelem* **45**(9): 481–492.
- MERKL, O. (2008): A harlekinkatica Magyarországon (*Harmonia axyridis* Pallas) (Coleoptera, Coccinellidae). – *Növényvédelem* **44**(5): 239–242.
- MONCEAU, K., BONNARD, O. és THIÉRY, D. (2014): *Vespa velutina*: a new invasive predator of honeybees in Europe. – *Journal of Pesticide Science* **87**: 1–16.
- PAILLET, Y., BERGÈS, L., HJÁLTÉN, J., ÓDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., BIJLSMA, R., DE BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S., MAGURA, T., MATESANZ, S., MÉSZÁROS, I., SEBASTIÀ, M., SCHMIDT, W., STANDOVÁR, T., TÓTHMÉRÉZ, B., UOTILA, A., VALLADARES, F., VELLAK, K. és VIRTANEN, R. (2010): Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. – *Conservation Biology* **24**(1): 101–112.
- PANKER, M. (2013): A vörösfülű ékszerteknős megítélése, mint potenciálisan invazív hullófafaj – *Animal welfare, ethology and housing systems* **9**(3): 290–293.
- PÉREZ-SANTIGOSA, N., FLORENCIO, M., HIDALGO-VILA, J. és DÍAZ-PANIAGUA, C. (2011): Does the exotic invader turtle, *Trachemys scripta elegans*, compete for food with coexisting native turtles? – *Amphibia-Reptilia* DOI:10.1163/017353710X552795
- PERRINGS, C., WILLIAMSON, M., BARBIER, E. B., DELFINO, D., DALMAZZONE, S., SHOGREN, J., SIMMONS, P. és WATKINSON, A. (2002): Biological Invasion Risks and the Public Good: an

- Economic Perspective. – *Conservation Ecology* **6**(1): 1. URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art1>
- PERRINGS, C., MOONEY, H. és WILLIAMSON, M. (2009): *The problem of biological invasions*. – In: PERRINGS, C., MOONEY, H. és WILLIAMSON, M. (szerk.): *Bioinvasions and Globalization. Ecology, Economics, Management, and Policy*, Oxford University Press, pp. 1-18.
- PETERSON, A. C., RICHGELS, K. L. D., JOHNSON, P. T. J. és MCKENZIE, V. J. (2013): Investigating the dispersal routes used by an invasive amphibian, *Lithobates catesbeianus*, in human-dominated landscapes. – *Biological Invasions* DOI:10.1007/s10530-013-0442-y
- PIMENTEL, D., LACH, L., ZUNIGA, R. és MORRISON, D. (2000): Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. – *BioScience* **50**: 53–65.
- PYŠEK P., CHYTRÝ M., PERGL J., SÁDLO J. és WILD J. (2012): Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. – *Preslia* **84**: 575–629.
- RICCIARDI, A., PALMER, M. E. és YA, N. D. (2011): Managed as Natural Disasters? – *BioScience* **61**: 312–317.
- SAINSBURY, A. W., DEAVILLE, R., LAWSON, B., COOLEY, W. A., FARRELLY, S. S. J., STACK, M. J., DUFF, P., MCINNES, C. J., GURNELL, J., RUSSELL, P. H., RUSHTON, S. P., PFEIFFER, D. U., NETTLETON, P. és LURZ, P. W. W. (2008): Poxviral Disease in Red Squirrels *Sciurus vulgaris* in the UK: Spatial and Temporal Trends of an Emerging Threat. – *EcoHealth* **5**: 305–316.
- SALA, O. E., CHAPIN III, F. S., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L. F., JACKSON, R. B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D. M., MOONEY, H. A., OESTERHELD, M., POFF, L. P., SYKES, M. T., WALKER, B. H., WALKER, M. és WALL, D. H. (2000): Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. – *Science* **287**: 1770–1774.
- SALLAI, Z. és PUKY, M. (2008): A cifrarák (*Orconectes limosus*) megjelenése a Közép-Tisza-vidéken. – *Acta Biologica Debreceniana Oecologica Hungarica* **18**: 203–208.
- STRUBBE, D. és MATTHYSEN, E. (2009): Predicting the potential distribution of invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in northern Belgium using an ecological niche modelling approach. – *Biological Invasions* **11**:497–513.
- TATTONI, C., PREATONI, D. G., LURZ, P. W. W., RUSHTON, S. P., TOSI, G., BERTOLINO, S., MARTINOLI, A. és WAUTERS, L. A. (2006): Modelling the expansion of a grey squirrel population: implications for squirrel control. – *Biological Invasions* **8**:1605–1619.
- THURÁNSZKY, M. és FORRÓ, L. (1987): Data on distribution of freshwater crayfish (Decapoda: Astacidae) in Hungary in the late 1950s. – *Miscellanea Zoologica Hungarica* **4**: 65–69.
- TUBA, K., HORVÁTH, B. és LAKATOS, F. (2012): *Inváziós rovarok fás növényeken*. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 120 pp.
- WEIPERTH, A., CSÁNYI, B., GÁL, B., GYÖRGY Á. I., SZALÓKY, Z., SZEKERES, J., TÓTH, B. és PUKY, M. (2015): Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben. – *Pisces Hungarici* **9**: 65–70.
- www1: (<http://www.termeszetvedelem.hu/ozonfajok-magyarorszagon>)

Invasive alien species from forestry point of view

Olivér Váczi

Szentendre, Hungary. E-mail: volivoli@gmail.com

Invasive alien species represent one of the main threats to biodiversity and related ecosystem services. The risks posed by such species may intensify due to increased global trade, transport, tourism and climate change. Furthermore, invasive alien species can also have a significant adverse impact on human health (e.g. disease transmission, triggering allergies), social systems and the economy (e.g. negative effects on buildings, forestry and agriculture).

The current work gives a general overview complemented by practical knowledge on potential and present alien, invasive animal species in Hungary. As for thematic selection, forestry-related topics were in the focus. The streamline of the presented legislation is the Regulation of the European Parliament and of the Council on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species that came into force on 2nd of January 2015.

The number of ecologically dangerous invasive alien animal species causing significant effects on forestry is inestimable, even in a given habitat type in a given moment. Furthermore, the number of these species is continuously increasing. Because of this, listing all species is not possible, so only typical examples are mentioned in the text.

To prevent the spread of invasive, alien species is in the interest of the whole society. All Hungarian citizens are expected to take part in the early detection of such species, as their own knowledge and skills allow it. Due to their presence on site and their knowledge, qualified forestry experts are of primary importance in detecting newly appearing or unusually behaving animals in a forest. In case of detecting such species, an immediate report should be sent to the competent authorities (rangers, forestry authority or nature conservation division of the competent government office).

Key words: biological invasion, invasive species, alien species, invasive animal, biodiversity, unintentional introduction, intentional introduction

**AZ ÁLLATVILÁG VÉDELME
ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS**

– esettanulmányok –



**ANIMAL SPECIES CONSERVATION
AND FOREST MANAGEMENT**

– case studies –

Futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) vizsgálata a Szigetköz puhafás ligeterdeiben (1999–2004)

Szél Győző¹ és Kutasi Csaba²

¹Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, 1088 Budapest, Baross u. 13. E-mail: szel@nhmus.hu

²MTM Bakonyi Természettudományi Múzeuma, 8420 Zirc, Rákóczi tér 3–5. E-mail: kutasi@nhmus.hu

A futóbogarakat három eltérő vízellátottságú fűzligetben (Nagybajcs, Ásványráró és Lipót) vizsgáltuk 1999 és 2004 között. A talajcsapdák összesen 85 faj 4219 egyedét gyűjtötték a folyómenti fehérfüzes állományokban. A gyűjtött futóbogárfajok zöme hazánkban elterjedt és gyakori, de a nyugati sárfutó (*Asaphidion austriacum*) országos ritkaságnak számít. Összesen három védett fajt sikerült kimutatni, a kis bábrablót (*Calosoma inquisitor*), az aranyos bábrablót (*Calosoma sycophanta*) és a mezei futrinkát (*Carabus granulatus*). Az előkerült fajokat élőhelyigényük alapján négy csoportra (erdei nedvességkedvelő, vízparti nedvességkedvelő, közömbös valamint szárazságtűrő-szárazságkedvelő) osztottuk és vizsgáltuk az egyes helyszíneken az indikátorfajok előfordulását és számarányát. Az élőhelyek futóbogár-együtteseinek elemzéséhez részben a különféle ökológiai mutatók (Berger-Parker dominancia-index, Shannon-diverzitás és egyenletesség), részben pedig a metrikus ordináció, valamint a Horn-szimilitási indexek szolgáltak. A nagybajcsi fűzligetben, ahol rendszeresek az elöntések, fajokban és egyedekben gazdag futóbogár-együttes él. A hasonló korú, közepesen száraz ásványrárói puhafaligetben, ahol az elöntés jóval ritkább, kisebb faj- és egyedszámokat észleltünk, és megjelentek a szárazságtűrő fajok. A lipóti füzesben árvíz egyáltalán nem volt 1999 és 2004 között. A legkisebb faj- és egyedszámokat ezen a helyszínen észleltük, ahol sok röp-képtelen, szárazságtűrő és közömbös futóbogár fordult elő. Megállapítottuk, hogy az eltérő talajnedvesség hosszú távon eltérő fajösszetételű és szerkezetű futóbogár-együttesek kialakulásához vezet. A fűzligetek állapotának nyomon követésére egy költséghatékony biomonitoring rendszer létrehozását javasoljuk.

Kulcsszavak: fűzliget, vízellátottság, talajcsapdázás, futóbogár-együttes, élőhelyigény, nedvességkedvelő fajok, diverzitás, biomonitoring-vizsgálatok

Bevezetés

Jelen értékelésben három, a Szigetköz hullámterében elhelyezkedő fehér fűz állomány futóbogarainak fajösszetételéről és annak változásairól adunk rövid beszámolót az 1999 és 2004 között Nagybajcs, Ásványráró és Lipót térségében végzett vizsgálataink alapján. A fehérfüzesek életkora közel azonos, vízellátottságuk pedig a Duna 1992-ben végrehajtott elterelése előtt egymáshoz igen hasonló volt. Az elterelést követően a nagybajcsi állomány változatlanul maradt, amíg Lipóton a talajvíz több métert süllyedt, itt a füzek csúcscsáradása szembeszökő. Ásványrárón szintén érezhető a vízszintcsökkenés hatása, de a visszaduzzasztás miatt az élőhely vízellátottsága lényegesen jobb a lipótinál. A főként a talajon élő futóbogarak együtteseinek képét a rendszeres elöntés, illetve a kiszáradás alapvetően befolyásolja. Vizsgálatainkban arra kerestünk választ, hogy a talajvíz szintje, az élőhely vízellátottsága hogyan hatott a futóbogár-együttesek fajösszetételére, dominancia- és diverzitásvizonyaira.

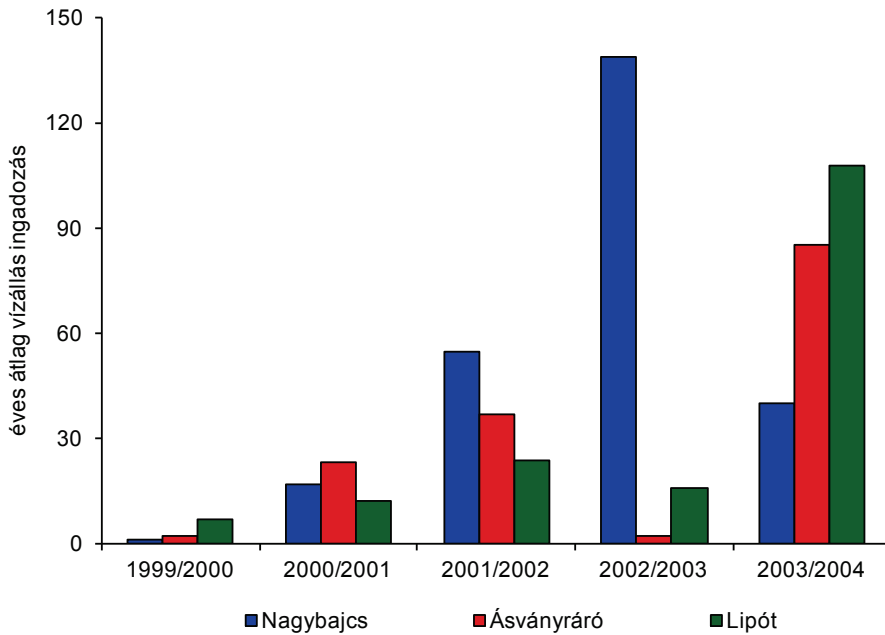
Anyag és módszer

A kutatás előzményei

A Magyar Természettudományi Múzeum 1989 és 2008 között rendszeres zoológiai vizsgálatokat végzett a Szigetközben. A vizsgálatok alapvető célja a Duna jelentős víztömegének 1992-ben végrehajtott elterelése következtében zajló átalakulások kimutatása a fauna változásain keresztül. A növényzet és az állatvilág arculata főként a hullámtérben változott, hiszen a talajvíz szintjének süllyedése ebben a régióban hatott a legerőteljesebben. A bogarászati vizsgálatok nagyobb része monitorozás jelleggel folyt a szárazra került mersedszakaszokon, valamint a puha- és keményfás ligeterdőkben. A monitorozás eszköze a talajcsapda volt, mellyel főképpen a futóbogarak (Carabidae) képviselőit tudtuk nagyobb faj- és példányszámban gyűjteni.

A szigetközi táj

A Szigetköz a Kisalföld közepén helyezkedik el, a Győri-medence legfiatalabb része, egyben legnagyobb szigetünk, mely Rajkától Vénekig terjed. Az Öreg-Duna



1. ábra. A Duna vízszintjének ingadozása három mérőponton 1999 és 2004 között

és a Mosoni-Duna határolják, 52,5 km hosszú és 6–10 km széles, területe 375 km² (GÖCSEI, 1979).

A Kisalföld aljzata a Kárpátok felgyűrődésével járó nagyszerkezeti mozgások óta egyre intenzívebben süllyed. A süllyedő medencét a negyedidőszaktól kezdve homokos-kavicsos hordalék tölti fel. Az ilyen módon létrejött és „hordalékkúp” nevezett kavicsos-homokos képlet képződése jelenleg is tart. A Szigetköz a „hordalékkúp” déli felét alkotja. A folyó medre a folytonos hordalék-felhalmozódás miatt állandóan emelkedett. Több ágra szakadozó, fonatos jellegű vízfolyás alakult ki, kavicsos középzátonyokkal, viszonylag sekély medrekkel, nagy áramlási sebességgel (ALEXAY 1982, BÁRDOS 1994, TIMAFFY és ALEXAY 1988).

A XIX. század végi szabályozás előtt a szigetközi szakaszon az Öreg-Duna is ilyen, számos egyenrangú mellékágra szakadozó, alig hajózható vízfolyás volt. A Duna szabályozása során, a mellékágakon végigvonuló árhullámok hordalékát a zárások visszatartották, és az apadó víz már nem tudta elszállítani, így a mellékágak feltöltődtek.

1992 októberében Szlovákia üzembe helyezte a C-variánst (a dunacsúnyi duzzasztót, a bösi erőművet és az üzemvízcsatornát), vagyis 42 km-es szakaszon Dunacsúny (Čunovo) és Szap (Sap) között elterelték a Dunát, aminek következtében a vízhozam a korábbi mennyiség 10–20%-ára esett vissza, és a folyó vízszintje átlagosan 3 méterrel csökkent. Az egykori Duna-meder felülete helyenként 100 m-t meghaladó szélességben maradt szárazon. Az elterelés hatására a mellékágak teljesen kiszáradtak. Az elterelés előtt a Dunára jellemző volt az elszivárgás a főmeder felől a talajvíz felé, ez a folyamat azonban most megfordult és megindult a talajvíz áramlása a főmeder felé. Mindezek hatására a Szigetközben jelentős területeken, különböző mértékű szárazodás a jellemző,

az alsó részen azonban, ahol a Duna visszatér a régi medrébe, ilyen típusú változások nem tapasztalhatók (MÉSZÁROS 1997).

A sziget északnyugat-délkeleti irányban lejt, lejtési viszonyainál fogva Felső- és Alsó-Szigetközre lehet felosztani, a két rész határvonala a sziget legkeskenyebb helyén Ásványrárónál van. A felső rész talaját durva kavics és homok alkotja, míg az alsóét homok és iszap. A Szigetköz területén két jól elkülöníthető szintet tudunk megkülönböztetni, az alacsony és magas ártéri szintet. Az alacsony árteret a hullámtér, a szigetek és a mentett oldalon lévő egykori holtágak alkotják. A magas ártér a falvak és szántóföldek szintjét jelentik (GÖCSEI 1979).

A Duna vízállása

A Duna vízállása a mindenkori csapadékviszonyok mellett a talaj nedvességét alapvetően befolyásoló tényező. Az 1999 és 2004 közötti időszakban a vízszint ingadozása az idő előrehaladásával növekedett (1. ábra). (A diagram az Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság adatainak felhasználásával készült.) A magasabb vízállás a 2002-t követő időszakban, különösen 2003-ban, de kisebb mértékben 2004-ben érezte a hatását a futóbogár-együttesek faj- és egyedszámában.

Fehérfüzesek a Szigetközben

A vizsgálataink alanyául szolgáló fűzligetokről ZÓLYOMI (1937) azt írta, hogy általában vízzel borítottak az áradások során, jellemző rájuk a komlóból (*Humulus lupulus*) és ligeti szőlőből (*Vitis sylvestris*) álló, függönyszerű liánnövényzet, valamint a fejlett, néhány méter magas cserje- és lágyszárú szint. Az 1920-as évekig a Szigetköz szigetein a növényzet összetétele közel állandó volt. A fás szárú szintek leg-

főbb alkotói a fehér fűz (*Salix alba*), a törékeny fűz (*S. fragilis*), a mézgás éger (*Alnus glutinosa*), a hamvas éger (*A. incana*), a fekete nyár (*Populus nigra*) és a fehér nyár (*P. alba*), a cserjeszint képviselői a veresgyűrű-som (*Cornus sanguinea*), a közönséges mogyoró (*Corylus avellana*), a fekete bodza (*Sambucus nigra*), a gypsinté pedig: a posványsás (*Carex acutiformis*), a fehér tippán (*Agrostis stolonifera*), az erdei nebánsvirág (*Impatiens noli-tangere*), a nagy csalán (*Urtica dioica*) és a ragadós galaj (*Galium aparine*) voltak.

Egy elterelés előtti vizsgálat (SIMON és mtsai 1991) kimutatta, hogy az eltelt 60 évben milyen változások mentek végbe a fehérfüzesek növényzetének összetételében. A vizsgált füzesek egyharmadában féltermészetes állapotokat találtak. A fás szárú szint domináns fajai a fehér fűz, a törékeny fűz, a fekete nyár, a fehér nyár, a vénic-szil (*Ulmus laevis*) valamint a hamvas éger megritkultak. Uralkodóvá vált a gypsintben a hamvas szeder (*Rubus caesius*), a lágyszárúak közül a csomós ebír (*Dactylis glomerata*), a nádképző pántlikafű (*Phalaris arundinacea*), a felfutó sövényiszulák (*Calystegia sepium*), a nagy csalán valamint a kisvirágú őszirózsa (*Aster tradescantii*). Azt tapasztalták, hogy a természetes növénytakaró aránya csökkent, a zavarástűrők térfoglalása pedig növekedett.

Egy elterelés utáni vizsgálat kimutatta, hogy a fehérfüzesek pusztulása igen nagy arányú (30–35%-os) volt azokon a helyeken, ahol az elterelést követően a talajvíz szintje alacsonyabb lett. A füzek csúcscsáradása szembeötlő az ilyen területeken. A növényfajok száma is csökkent, ugyanakkor bizonyos mértékű fajkicserélődés is zajlott, így egyes fajok, mint a posványsás eltűntek, míg mások megjelentek és terjedni látszanak, ilyenek többek között a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) és a kisvirágú őszirózsa. Megfigyelhető volt a zavarástűrő lágyszárúak, pl. a franciaperje (*Arrhenat-*

herum elatius) elterjedése. Nagy mértékű gyomosodás is észlelhető. Mindezek mellett az elterelt szakaszokon a folyómederben mederszukcessziós folyamatok indultak meg (GERGELY és mtsai 2001).

A vizsgálati területek ismertetése

A vizsgált területek elhelyezkedését a 2. ábra mutatja

I. Nagybajcs, Duna-part. Koordináták: 47°46'34"N, 17°40'47"E. Az első helyszín az Öreg-Duna közelében, a hullámtérben, a vízparttól mintegy 70 m távolságban elterülő, középmély fekvésű, humuszos öntéstalajú, igen jó vízellátottságú fiatal-közepkorú fehér fűz állomány, ahol az elterelés hatása nem észlelhető, mivel itt a Duna az eredeti medrében folyik. Az élőhelyet gyakran elárasztja a víz. A cserjeszint hiányzik, a gypsintben uralkodik a magas aranyvessző, a bíbor nebánsvirág (*Impatiens glandulifera*), helyenként a nagy csalán, de előfordul a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*), a fekete nadálytő (*Symphytum officinale*), a közönséges borbálfű (*Barbarea vulgaris*) és a nyári tőzike (*Leucojum aestivum*) is. A Natura 2000 hálózat része, nem védett, vágásos üzemmódú partvédelmi erdő.

II. Ásványráró. Koordináták: 47°49'55"N, 17°32'27"E. A második mintavételi helyszín szintén a hullámtérben, a Duna egy széles mellékágától, az ásványi Duna-ágtól mintegy 100 méter távolságban elterülő, mérsékelt száraz, középkorú fehérfüzes. Bár a terület már az elterelt Duna-szakasz mellett fekszik, az alvízcsatorna közeli betorkolása következtében fellépő visszaduzzasztás miatt kedvezőbb a vízellátottsága, mint helyzetéből következne. Ennek ellenére a kiszáradás jelei mutatkoznak, a fűzfák helyenként



2. ábra. A három mintaterület (Nagybajcs, Ásványráró, Lipót) Győr-Moson-Sopron megyében, a Duna mentén a Szigetközben

elhaltak, kidőltek. A gyepszint jellemző fajai a nagy csalán, a hamvas szeder, a ragadós galaj, helyenként a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*) és a tyúkhúr (*Stellaria media*). Ezen a területen a vizsgált időszakban áradás csak kivételesen volt észlelhető. A Natura 2000 hálózat része, nem védett.

III. Lipót. Koordináták: 47°52'28"N, 17°28'47"E. A harmadik mintavételi terület is az elterelt Duna-szakasz mellett fekszik, a vízpótló csatorna partjától mintegy 150 méterre. Középmély fekvésű, a talaj csak igen vékony réteget alkot, alapközete homokos, alatta durva kavics található. A középkorú fehérfüzes megjelenése az előző élőhelyéhez nagyon hasonló, de a kiszáradási folyamat előrehaladottabb. A sűrű aljnövényzet főként hamvas szederből, valamint a helyenként szinte áthatolhatatlan bozótot alkotó ragadós galaj és komló együtteséből áll. Kisebbségi foltokat alkot a nagy csalán. A Natura 2000 hálózat része, a Szigetközi Tájvédelmi Körzet részeként védett, vágásos üzemmódú erdő.

A futóbogarak jellemzése

A világon eddig ismert futóbogarak száma mintegy negyvenezerre tehető, ilyen módon a legnépesebb bogárcsoportok egyike. A hazánkban élő több mint 530 faj közel 10 százalékát teszi ki bogárfaunánknak. A futóbogarak élettere rendkívül változatos, hiszen az alföldi homokpusztáktól a hegyvidéki bükkösökig egyaránt honosak, alig van olyan élőhely, beleértve a szántóföldeket, kerteket, parkokat és lakott területeket is, melynek ne volna sajátos futóbogár-együttese. A faj- és egyedszám tekintetében természetesen az egyes élőhelytípusok jelentősen eltérnek egymástól, a leggazdagabbnak általában az alföldi és dombvidéki nedves és mozaikos élőhelyek, ahol növényzettel benőtt vízpart, nádas és különféle erdőtársulások váltakoznak. Igen sok faj él ezenkívül az erdőszegélyekben, a dombvidék déli lejtőin és a szikes pusztákon. Kevés fajt találunk ezzel szemben a zárt bükkösök és fenyesek belsejében és a barlangokban. Egy-egy hazai élőhelytípusban többnyire 15–40 (vagy legfeljebb 60) futóbogárfaj fordul elő, de ebből többnyire csak 2–6 faj egyedei találhatók nagyobb egyedsűrűségben (KUTASI 2005, SZÉL és mtsai 2010b).

A futóbogarakat igen gyakran választják ökológiai vizsgálatok tárgyául, mivel számos előnyös tulajdonságuk van. A legtöbb élőhelytípusban viszonylag nagy számban előfordulnak (1); talajcsapdával jól gyűjthetők (2); a begyűjtött példányok zöme aránylag könnyen és gyorsan meghatározható (3); a talajcsapdával nyert adatok különféle statisztikai vizsgálatokra is alkalmasak (4). Nem kevésbé fontos szempont, hogy a futóbogár-fajok és -együttesek érzékenyen és gyorsan reagálnak a környezeti változásokra, mint pl. kiszáradás, elöntés, emberi behatások, ezáltal kitűnő indikátoroknak számítanak (5) (LUFF és mtsai 1992,

NIEMELÄ és mtsai 1993). A futóbogarak és közösségeik ökológiai vizsgálatát érintő publikációk száma mára igen jelentős. A témával átfogóan foglalkozó munkák többek között: THIELE 1977, illetve LÖVEI és SUNDERLAND 1996.

A futóbogarak gyűjtése

A futóbogarak gyűjtéséhez talajcsapdákat (Barber-féle csapda) használtunk, melyekből mintahelyenként 15–15 darabot helyeztünk ki egymástól durván 8–10 m távolságban. A csapdaként szolgáló 3 dl-es műanyagpoharakat úgy ástuk le, hogy nyílásuk a talaj felszínével egy magasságban legyen. A csapdafedő zöldre festett alumíniumlap volt, melynek sarkait merőlegesen lehajlítottuk és kissé a földbe nyomtuk. Ilyen módon a pohár szegélye és a fedő között egy nagyjából 10–15 mm-es nyílás maradt szabadon, ami a bogarak bejutását nem gátolta, de a kisemlősök számára többnyire akadályt jelentett. Konzerváló- és az ölszer gyanánt 40%-os etilén-glikol szolgált, melyet másfél-kétujjnyi magasságban töltöttünk a poharakba. A talajcsapdák leásását április végén hajtottuk végre és átlagosan havonta egyszer ürítettük ki őket, évente összesen öt alkalommal. A talajcsapdákat Nagybjacs és Ásványráró esetében vonal alakban (egy sorban), Lipóton pedig két sorban telepítettük. Az egyes poharakat számozással különböztettük meg egymástól (FABÓK 2005, SZÉL és mtsai 2010a)

Eredmények

Az 1999 és 2004 között talajcsapdával gyűjtött futóbogarak

A három területről 1999 és 2004 között összesen 85 futóbogár 4219 példánya került elő. Ez a fajszám a Szigetközből eddig ismert futóbogaraknak durván egyharmadát teszi ki. A fajok és összesített egyedszámok felsorolását az 1. táblázat mutatja, ahol a gyakori fajokat vastag betűvel emeltük ki. A táblázatban szerepel még a fajok jellemző élőhelye valamint hártvány szárnyuk hosszúsága is.

Az előkerült futóbogarakat élőhelyválasztásuk szerint négy típusba soroltuk. A legtöbb (26) faj erdei nedvességkedvelő, ez teszi ki a fajok jó 30 százalékát. Majdnem ugyanennyi (25) a nedvességgel és egyéb tényezőkkel szemben közömbös faj is akadt, melyek sokféle élőhelyet benépesíthetnek, nem ragaszkodnak valamilyen speciális körülményhez. A vízparti nedvességkedvelő fajok a lágyszárú borítást kedvelik, vagy ritkábban a növényzetmentes, iszapos vagy köves partszakaszokon élnek, számuk 23. A szárazságtűrő-szárazságkedvelő elemek száma (11) csekély, a teljes fajszám alig 13 százalékát képezi. Az egyes élőhelyeken az eltérő élőhelyigényű fajok száma jellemző alakulást mutat.

1. táblázat. A Nagybajcsón, Ásványrárón és Lipóton 1999 és 2004 között gyűjtött futóbogarak és egyedszámuk. A futóbogarak jellemző élőhelytípusai: E: erdei nedvességkedvelő; V: vízparti nedvességkedvelő; K: közömbös; SZ: szárazságkedvelő. A futóbogarak besorolása szárnyuk fejlettsége szerint. H: hosszúszárnyú, R: rövidszárnyú, VE: vegyszárnyú (A leggyakoribb fajok nevét és egyedszámát vastag betűvel jeleztük)

Tudományos név	Magyar név	Összesített egyedszám	Élőhely-igény	Szárny-hosszúság
<i>Agonum duftschmidi</i>	fekete kislefű	80	V	H
<i>Agonum emarginatum</i>	közönséges kislefű	116	V	H
<i>Agonum fuliginosum</i>	füstös kislefű	5	E	H
<i>Agonum hypocrita</i>	lapi kislefű	1	V	H
<i>Agonum micans</i>	ligeti kislefű	294	E	H
<i>Agonum permoestum</i>	nyurga kislefű	16	V	H
<i>Agonum piceum</i>	szurkos kislefű	2	E	H
<i>Agonum versutum</i>	szélesnyakú kislefű	2	V	H
<i>Amara aulica</i>	fekete közfű	4	K	H
<i>Amara communis</i>	mezei közfű	48	E	H
<i>Amara convexior</i>	erdei közfű	2	K	H
<i>Amara familiaris</i>	kerti közfű	23	K	H
<i>Amara gebleri</i>	Gebler-közfű	4	K	H
<i>Amara ovata</i>	ovális közfű	1	E	H
<i>Amara saphyrea</i>	azúrkék közfű	1	K	H
<i>Amara similata</i>	közönséges közfű	6	K	H
<i>Amara tricuspidata</i>	tüskés lábú közfű	1	SZ	H
<i>Anchomenus dorsalis</i>	hátfoltos kislefű	14	SZ	H
<i>Asaphidion austriacum</i>	nyugati sárfű	1	E	H
<i>Asaphidion flavipes</i>	közönséges sárfű	18	E	H
<i>Badister bullatus</i>	kis posványfű	16	K	H
<i>Badister dorsiger</i>	busafejú posványfű	1	V	H
<i>Badister lacertosus</i>	erdei posványfű	20	V	H
<i>Badister meridionalis</i>	közönséges posványfű	1	V	H
<i>Badister peltatus</i>	szárnyatlan posványfű	1	V	H
<i>Badister sodalis</i>	sárgavállú posványfű	7	E	H
<i>Badister unipustulatus</i>	nagy posványfű	1	V	H
<i>Bembidion biguttatum</i>	kétfoltos gyorsfű	25	V	H
<i>Bembidion dentellum</i>	sárgaszalagos gyorsfű	7	V	H
<i>Bembidion femoratum</i>	fővenylakó gyorsfű	4	V	H
<i>Bembidion gilvipes</i>	ligeti gyorsfű	2	E	R
<i>Bembidion lampros</i>	erdei gyorsfű	1	K	R
<i>Bembidion properans</i>	parlagi gyorsfű	1	K	H
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	négyfoltos gyorsfű	1	K	H
<i>Bembidion semipunctatum</i>	címeres gyorsfű	48	V	H
<i>Bembidion tetracolum</i>	keresztfoltú gyorsfű	18	E	VE
<i>Bembidion varium</i>	rajzos gyorsfű	15	V	H
<i>Blemus discus</i>	szalagos fűgűfű	10	V	H
<i>Brachinus crepitans</i>	nagy pöfögőfű	2	K	H
<i>Brachinus elegans</i>	mezei pöfögőfű	5	K	H
<i>Brachinus explosus</i>	kis pöfögőfű	1	K	H

Tudományos név	Magyar név	Összesített egyedszám	Élőhely-igény	Szárny-hosszúság
<i>Calathus fuscipes</i>	sokpontos tarfutó	4	K	R
<i>Calathus melanocephalus</i>	vörösnyakú tarfutó	2	K	R
<i>Calosoma inquisitor</i>	kis bábrabló	1	E	H
<i>Calosoma sycophanta</i>	aranyos bábrabló	3	E	H
Carabus granulatus	mezei futrinka	328	E	VE
<i>Chlaenius nigricornis</i>	sötétcsápú bűzfutó	8	V	H
<i>Chlaenius nitidulus</i>	közönséges bűzfutó	1	V	H
<i>Clivina collaris</i>	kétszínű vakondfutó	11	V	H
<i>Clivina fossor</i>	egyszínű vakondfutó	9	K	H
<i>Dyschirius globosus</i>	apró ásófutrinka	3	V	R
Epaphius secalis	borostyánfutó	141	E	R
<i>Harpalus caspius</i>	keleti fémfutó	1	SZ	H
<i>Harpalus latus</i>	szélesfejű fémfutó	3	K	H
<i>Harpalus luteicornis</i>	fénytelen fémfutó	14	K	H
<i>Harpalus progrediens</i>	réti fémfutó	4	E	H
<i>Harpalus pumilus</i>	törpe fémfutó	1	K	H
<i>Harpalus rubripes</i>	pontsoros fémfutó	9	SZ	H
<i>Harpalus rufipes</i>	nagy selymesfutó	39	K	H
<i>Harpalus tardus</i>	ligeti fémfutó	5	SZ	H
<i>Harpalus xanthopus winkleri</i>	sárgalábú Winkler-fémfutó	2	SZ	H
Licinus depressus	kis pajzsosfutonc	127	SZ	R
<i>Loricera pilicornis</i>	pilláscsápú futonc	4	E	H
<i>Microlestes maurus</i>	mór parányfutó	1	SZ	R
<i>Microlestes minutulus</i>	közönséges parányfutó	13	SZ	H
<i>Oodes helopioides</i>	széles merülőfutó	9	V	H
Oxypselaphus obscurus	barnás kislejtő	215	E	H
<i>Paratachys turkestanicus</i>	keleti martfutó	1	V	H
<i>Patrobus atrorufus</i>	szurkos ligetfutó	22	E	R
Platynus assimilis	vöröslábú kislejtő	1053	E	H
<i>Platynus livens</i>	homlokjegyes kislejtő	39	E	H
<i>Platynus longiventris</i>	termetes kislejtő	5	E	H
Poecilus cupreus	rezes gyászfutó	110	K	H
<i>Poecilus versicolor</i>	smaragd gyászfutó	52	K	H
<i>Pterostichus anthracinus</i>	fekete gyászfutó	11	E	VE
Pterostichus melanarius	közönséges gyászfutó	345	E	VE
Pterostichus niger	komor gyászfutó	174	E	H
Pterostichus strenuus	domborúszemű gyászfutó	332	V	VE
<i>Pterostichus vernalis</i>	ligeti gyászfutó	29	E	H
<i>Stomis pumicatus</i>	kaszás futó	23	E	R
<i>Syntomus obscuroguttatus</i>	négyfoltos gyökérfutó	23	SZ	H
Syntomus pallipes	sárgalábú gyökérfutó	140	K	R
<i>Syntomus truncatellus</i>	fekete gyökérfutó	1	SZ	R
<i>Synuchus vivalis</i>	fésűskarmú futó	1	K	H
<i>Trechus quadristriatus</i>	közönséges fűrgéfutonc	75	K	H

A bogarak hártvás szárnyának fejlettsége, illetve hossza a repüléssel áll szoros összefüggésben. A hosszú szárnyú (úgynevezett makropter) fajok többnyire képesek repülni, olykor igen jó repülők, és nagyobb távolságot is megtesznek, mint például a nagy selymesfutó (*Harpalus rufipes*). Mások csak kényszerűségből és nagyon ritkán használják szárnyukat. Akadnak olyan fajok is, melyek hosszúsárnyúak ugyan, de szárnyizmaik fejletlensége miatt nem repülnek. A futóbogarak nagyobb része hosszúsárnyú, a jelen vizsgálatban szereplő fajokból is 68 (kereken 80 százalék) ilyen.

A futóbogarak egy részénél a hártvás szárny visszafejlődött vagy rövid, csökevényes, így ezek a fajok nem tudnak repülni. Részben olyan élőhelyeket népesítenek be, amelyek kellőképpen stabilak, mint a lomboserdők egy része, így nincs is szükségük az élőhely elhagyására, de akadnak közöttük sztyepplakók és vízparti fajok is. Az irodalomban ezek „rövidsárnyú” (brahipter) elnevezéssel szerepelnek, jól lehet talán helyesebb volna csökevényes szárnyúnak (esetleg szárnyatlannak) nevezni őket. Összesen 12 ilyen rövidsárnyú futóbogarat mutattunk ki a jelen vizsgálatok során. Példaként a szárazságtűrő kis pajzsosfutonc (*Licinus depressus*) és a közömbös sárgalábú gyökérfutó (*Syntomus pallipes*) említhető.

A legkisebb csoportot a „vegyes szárnyúak” adják, melyek között vannak fejlett szárnyú és röpképes egyedek, ugyanakkor többé-kevésbé csökevényes szárnyúak is előfordulnak. Ez utóbbiak mindig röpképtelenek. Tipikus példa erre a mezei futrinka (*Carabus granulatus*). A 85 előkerült fajból mindössze öt bizonyult vegyes szárnyúnak.

A rendszeresen előtött helyszínek futóbogár-együtteseiben a jól repülő fajok uralkodnak, hiszen árvíz idején sokszor csak a repülés a menekülés egyetlen módja. A stabil élőhelyek futóbogarai között ezzel szemben nagyobb arányban vannak röpképtelen, szárnyatlan fajok. Ilyen helyszínek a Szigetközben többek között a magasabban elterülő keményfaligetek, amelyeket az árvíz nem fenyeget. Az ártéri puhafaligetek közül a kiszáradó élőhelyeken is nagyobb arányban található csökevényes szárnyú, röpképtelen fajok, mint a talajnedvesség szempontjából kedvezőbb területeken. Ebből adódóan a különböző szárnytípusú fajok előfordulási aránya jellemző az élőhelyek állapotára.

Az előkerült fajok általános jellemzése

A 85 kimutatott futóbogár zöme országszerte elterjedt, többségük a sík- és dombvidék nedves élőhelyeinek lakója. A legnagyobb egyedszámban a vöröslábú kistutó (*Platynus assimilis*) került elő, amelynek 1053 példányát fogták a csapdák a három helyszínen a hat év alatt. További nagyon gyakori fajok még a ligeti kistutó (*Agonum micans*), a mezei futrinka (*Carabus granulatus*), a közönséges gyászfutó (*Pterostichus melanarius*), valamint a domborúszemű gyászfutó

(*Pterostichus strenuus*). E fajok egyedszáma elérte vagy meg is haladta a 300-at. Élőhelyigényük alapján zömmel az erdei nedvességkedvelők csoportjába tartoznak, míg a *Pterostichus strenuus* vízparti nedvességkedvelő. A szárazságtűrő sztyeppfajok jellemző képviselője a kis pajzsosfutonc (*Licinus depressus*), mely Nagybjacsról egyáltalán nem került elő, míg Ásványrárón 58, Lipóton pedig 69 egyedet fogták a csapdák. Az élőhelyigényük szempontjából nem válogatós, közömbös fajok közül a leggyakoribb a sárgalábú gyökérfutó (*Syntomus pallipes*) és a rezes gyászfutó (*Poecilus cupreus*) volt.

Országos ritkaság a nyugati sárfutó (*Asaphidion austriacum*), melynek csak kevés hazai adatát ismerjük. Meglehetősen ritka még a szurkos kistutó (*Agonum piceum*) és a ligeti gyorsfutó (*Bembidion gilvipes*). Összesen három védett faj került elő, ezek a kis bábrabló (*Calosoma inquisitor*), az aranyos bábrabló (*Calosoma sycophanta*) és a mezei futrinka (*Carabus granulatus*).

Néhány ritka, jellegzetes és védett faj jellemzése

Agonum fuliginosum – füstös kistutó

Nyugat-palearktikus faj (MÜLLER-MOTZFELD 2004), mely Magyarországon a síkságokon, a domb- és hegyvidékeken egyaránt elterjedt, de viszonylag ritka-szórványos előfordulást mutat. Nedves helyeken, mocsaras erdőkben, égerlápokban, sűrűn benőtt tavak partján él. Megtalálható a kisebb állóvizek, mocsárfoltok növényzettel borított, iszapos partszegélyű élőhelyein is (KÖDÖBÖCZ 2007). A Szigetközben puha- és keményfás ligeterdőkben több helyről is előkerült. A jelen vizsgálatban összesen öt példányát találtuk Nagybjacsnál és Ásványrárónál.

Agonum hypocrita – lápi kistutó

Pontomediterrán elterjedésű faj, Európában, Kis-Ázsiában és a Kaukázusban fordul elő (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Nálunk a sík- és dombvidéki háborítatlan lápok és mocsarak jellemző faja, a közönséges kistutónál (*Agonum emarginatum*) és a nyurga kistutónál (*A. permoestum*) lényegesen ritkább. Hazánkban ismert a Kis-Balaton környékéről, a Duna és a Tisza mentéről és Dél-Dunántúlról is (KÖDÖBÖCZ 2010, KUTASI 2012, KUTASI és SÁR 2007, SZÉL és mtsai 2010b). A Kiskunsági Nemzeti Park területén lapp- és mocsárerdőkben észlelték (ÁDÁM és MERKL 1986), a Balaton partján nádasokban gyűjtötték, de előkerült fenyőfa kérge alól is (KUTASI 2009). A Szigetközben Nagybjacsnál 2003-ban került elő egyetlen példánya.

Agonum micans – ligeti kistutó (3. ábra)

Nyugat-palearktikus elterjedésű faj, Közép-Európában gyakori, Európa északi részén ritkább, mint délen

(MÜLLER-MOTZFELD 2004). Magyarországon a síkságon, a dombvidéken és a hegyvidék alacsonyabb régiójában fordul elő, élőhelyét elsősorban a fűzligetek és a növényzettel benőtt vízpartok képezik. Elterjedt és helyenként gyakori (SZÉL 1996). A Szigetköz egyik jellegzetes, erősen nedvességkedvelő faja, számos helyről kimutatták, olykor keményfás ligeterdőből, bokorfüzesből, iszapos vízpartról. Jelen vizsgálataink során összesen 294 példányt fogtak a talajcsapdák, így az 5. leggyakoribb faj. A példányok túlnyomó többsége (286) Nagybajcson, 8 pedig Ásványrárón került elő.

Agonum piceum – szurkos kislejtő

Transzpalearktikus faj, elterjedésének súlypontja a mérsékelt övre esik (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Hazánkban szórványos elterjedést mutat, elsősorban a Duna, a Dráva, a Tisza és a Bodrog mentéről ismerjük, ahol mocsarokból és égeresekből került elő (TALLÓSI és mtsai 2006). A sátoraljaújhegyi Kazinczy Ferenc Múzeum futóbogaráinak meghatározása során kiderült, hogy a Bodrogtúlságban az utóbbi években több helyen számos példányt gyűjtöttek (Ködöböcz Viktor szóbeli közlése, 2015). A Szigetközből egy régi példány ismert Mosonmagyaróvárról (Révy Dezső gyűjtötte 1940-ben), míg saját vizsgálataink során Nagybajcson került elő 2001-ben és 2004-ben egy-egy példány.

Agonum versutum – szélesnyakú kislejtő

Nyugat-palearktikus elterjedésű faj, mely Egész Európában elterjedt, de mindenütt ritka (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Magyarországon a Felső-Tisza, a Bodrog és az Ipoly hullámterének mocsaras partvidéki régiójából sok helyről előkerült (KÖDÖBÖCZ 2010, 2011), de a Dunántúl vízparti élőhelyeiről is ismertek előfordulásai (NAGY és mtsai 2004). Erősen nedvességkedvelő faj, melyet gyakran ártéri erdőkben, árvízi hordalékból gyűjtöttek (SZÉL 1996). Főképp partta-

posással, talajcsapdával és fénycsapdával gyűjtötték (KUTASI 2004). Régi adatai ismertek Győről és Mosonmagyaróvárról, míg a szigetközi talajcsapdás vizsgálataink során Nagybajcson került elő 2000 és 2001 folyamán egy-egy példány.

Asaphidion austriacum – nyugati sársólyos

Az Alpoktól a Kaukázusig, illetve Szibéria középső részéig elterjedt faj (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Magyarországról először az Órségből közölték. Eddig az Órségen kívül csak a Szigetközből, a Vértesből, a Csepel-szigetről, valamint a Kiskunságból ismerjük. Főleg vizek partján, illetve nedves erdőkben, erdőszéleken él (NAGY és mtsai 2004). A Szigetközből Dunaszigetről (Sérfenyősziget) ismerjük. Saját vizsgálataink során Nagybajcson került elő 2001-ben egyetlen példány.

Bembidion femoratum – fővenylakó gyorsólyos

Európától Szibériáig tart az elterjedési területe (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Szórványos előfordulást mutat, hazánkban elsősorban a Dunántúlról vannak adatai, de él a Hernád és a Tisza partján is. A folyóvizek kavicsos és homokos, többnyire növényzetmentes partszakaszai képezik jellemző élőhelyét. Ahol megtalálható, ott általában nagy számban fordul elő. A Szigetközben Dunakiliti térségéből került elő a legtöbb példány, de vannak lelőhelyei még Rajka, Feketeerdő, Halászi, Dunasziget, Dunaremete, Kisbodak és Lipót környékén is (SZÉL és mtsai 2010b). Saját vizsgálataink során Nagybajcson került elő négy példány 2003-ban.

Bembidion gilvipes – ligeti gyorsólyos

Eurosibériai elterjedésű faj, mely Európa északi részén gyakori, míg a délebbi területeken ritka (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Hazánkból kevés adata ismert



3. ábra. Ligeti kislejtő (*Agonum micans*). Erdei nedvességkedvelő faj, Nagybajcson nagy egyszámban került a csapdába (fotó: Németh Tamás)



4. ábra. Kis bábrabló (*Calosoma inquisitor*). Védett faj, erdei nedvességkedvelő, egyetlen példány került elő Ásványrárón (fotó: Németh Tamás)

ennek az apró termetű, röpképtelen fajnak. A sátor-aljaújhelyi Kazinczy Ferenc Múzeum futóbogarainak feldolgozása során kiderült, hogy a Bodroghözben az utóbbi években számos példányt gyűjtöttek a hullám-téri törmelék rostálásával (Ködöböcz Viktor szóbeli közlése, 2015). A Szigetközből egy régebbi példány ismert Mosonmagyaróvárról (Révy Dezső gyűjtötte 1945-ben), illetve egy másik Dunakilitiről (1994). Jelen vizsgálataink során egy-egy példányt találtuk Ásványrárón 2000-ben, illetve Nagybjacson 2004-ben.

Blemus discus – szalagos fűrgefutonc

Európa középső és északi régiójában él (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Hazánk növényzetmentes, nedves-iszapos vízpartjainak szórványosan előforduló, helyenként gyakori faja. Gyakran repül fényre. Az olykor kisebb gerincesek járataiban élő futóbogár többnyire csak az áradások utáni időszakban kerül a talajcsapdába (SZÉL és mtsai 2010b). A Szigetközben 1999 és 2004 között 9 példány került elő Nagybjacról és egy Ásványráróról.

Calosoma inquisitor – kis bábrabló (4. ábra)

Palearktikus elterjedésű faj, mely az északi területek kivételével általánosan elterjedt (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Hazánkban elsősorban a domb- és hegyvidéki lomberdőkben fordul elő. Helyenként, főként bükkösökben és tölgyesekben olykor nagy egyedszámban lép fel. A talajon és a fák ágain egyaránt ügyesen mozog. Bár röpképes faj, ritkán kel szárnyra. Jellemző tápláléka a nagy téliaraszoló hernyója (SZÉL és mtsai 2010a). A Szigetközben vizsgálataink során mindössze egyetlen példány került elő Ásványráróról 2003-ban. Védett faj, természetvédelmi értéke 5000 Ft.

Calosoma sycophanta – aranyos bábrabló (5. ábra)

Nyugat-palearktikus faj, Európában a 60. szélességi körig megtalálható. Észak-Amerikába betelepítették (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Hazánkban elsősorban a Dunántúlon és az Északi-középhegységben honos, az Alföldön ritkább. A hegy- és dombvidéken főként tölgyesekben, a síkságon kemény- és puhafaligetekben, olykor nádasokban él. Fő táplálékát a gyapjaslepke hernyója és bábja képezi. Ha a gyapjaslepke túlszaporodik, az amúgy szórványosan előforduló aranyos bábrabló egyedszáma is jelentősen emelkedik (SZÉL és mtsai 2010b). Szigetközi vizsgálataink során két példányt gyűjtöttük Ásványrárón 1999-ben és 2003-ban, illetve egyet Lipóton 2003-ban. Védett faj, természetvédelmi értéke 5000 Ft.

Carabus granulatus – mezei futrinka (6. ábra)

Transzspalearktikus faj, a Pireneusoktól és Nagy-Britanniától Japánig tart elterjedési területe. Észak-Ame-

rikába behurcolták (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Nedvességkedvelő faj, rendszerint a síkság és a dombvidék nyílt területein, víz közelében fordul elő. Hazánk egyik leggyakoribb nagytestű futrinkafaja. Nedves réteken, ligeterdőkben, főként fehérfüzesben és égeresben található. Egyes példányai szárnyasok (SZÉL és mtsai 2010b). Szigetközi vizsgálataink során az egyik leggyakoribb fajnak bizonyult, összesen 328 példány került elő, elsősorban Ásványráróról és Nagybjacról. Védett faj, természetvédelmi értéke 5000 Ft.

Epaphius secalis – borostyánfutó

Palearktikus elterjedésű, szárnyatlan faj (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Hazánkban viszonylag kevés előfordulása ismert, elsősorban a Dunántúli- és az Északi-középhegységből került elő, ahol zárt, nedves erdőkben gyűjtötték, gyakran nagy egyedszámban (NAGY és mtsai 2004). Az Alföldön csak Szabolcs-Szatmár-Bereg megyéből van lelőhelyadata (Ködöböcz Viktor szóbeli közlése, 2015). Szigetközi vizsgálataink során összesen 141 példány került elő, egy Nagybjacról, a többi Ásványráróról.

Harpalus progrediens – réti fémfutó

A Palearktis nyugati részének lakója, kivéve a mediterrán területeket (MÜLLER-MOTZFELD 2004). A határozási nehézségek miatt kevés a hiteles hazai lelőhelyadata. Az ártéri ligeterdők és a növényzettel benőtt vízpartok képezik jellemző élőhelyét, de gyűjtötték szikes réten, homoki legelőn, sőt homokbányában (SZÉL és mtsai 2010b) és körteültetvényben is (KUTASI 2005). Csévharasztion füzes és legelő határán került elő (SZÉL és KUTASI 2011). A Szigetközben Dunakilitinél, az Öreg-Duna kiszáradt medréből került elő 1996-ban első ízben, majd azt követően 2000-ig minden évben, de évente csupán egy-két példányban. Ismerjük még Dunasziget hullámtéri keményfaligetéből is (SZÉL és mtsai 2010a,b). Jelen vizsgálataink során három példány került elő Ásványrárónál és egy Lipótnál 2003 folyamán.

Harpalus xanthopus winkleri – sárgalábú Winkler-fémfutó

Európai-kelet-mediterrán-kaukázusi elterjedésű faj, Közép-Európában ritka (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Régebbi magyarországi adatai megerősítésre szorulnak, ugyanis a hozzá nagyon hasonló *H. luteicornis* fajjal régen gyakran összetévesztették. Hazánkban szórványos elterjedést mutat, kevés a biztos lelőhelyadata. Elsősorban a homokos talajú élőhelyeket részesíti előnyben, tölgyesekben, parkokban, homoki gyepekben egyaránt előkerült, többnyire száraz helyekről (SZÉL 1996). A Bakonyban akácosban és égeresben is gyűjtötték (KUTASI 2010). A Szigetközben



5. ábra. Aranyos bábrabló (*Calosoma sycophanta*). Védett faj, erdei nedvességkedvelő, 2 példánya Ásványráróról, 1 pedig Lipótról került elő (fotó: Németh Tamás)

Ásványráróról és Lipótról került elő egy-egy példánya 2002-ben, illetve 2003-ban.

Licinus depressus – kis pajzsosfutonc

Nyugat-Európától Közép-Ázsiáig tart elterjedési területe. Közép-Európában mindenütt előfordul, de többnyire sehol sem gyakori (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Magyarországon szintén csak helyenként gyakori. Rendszerint a száraz és meleg élőhelyek, sztyeppék, erdőszegélyek lakója, ritkábban nedves, mocsaras helyeken is gyűjtötték (SZÉL 1996). A Szigetközben főképp puhafás, ritkábban keményfás ligeterdőből van előfordulási adata. Dunakilitinél a szárazra került, majd gymnóvénnyel borított Duna-mederből is sok előkerült a monitoring vizsgálatok folyamán 1996 és 2000 között. Jelen vizsgálataink során 127 példányt fogták a talajcspadák Lipóton és Ásványrárón.

Paratachys turkestanicus – keleti martfutó

Ponto-mediterrán elterjedésű faj (MÜLLER-MOTZFELD 2004). A Közép-Európa futóbogár-faunáját is

mertető határozókönyvekben és a hazai faunisztikai irodalomban korábban nem szerepelt a neve, mivel nem különítették el a hozzá igen hasonló kis martfutótól (*Paratachys micros*). Pontos hazai elterjedése ezért nem ismert, de az eddigi adatok alapján úgy tűnik, hogy hazánkban jóval elterjedtebb és gyakoribb a kis martfutónál. Nálunk leginkább vízparton, vagy a vízpart közelében fogták (SZÉL és mtsai 2010b). A Szigetközben korábban Ásványráró, Dunaremete, Győr, Mosonmagyaróvár Rajka térségéből ismerjük. Jelen vizsgálataink során Ásványrárón került elő egyetlen példánya 2003-ban.

Platynus assimilis – vöröslábú kistutó

Magyarországon elterjedt síkságtól a hegyekig, és egyike a legközönségesebb futóbogárfajoknak. Leggyakoribb a puhafás ligeterdőkben, korhadó fatörzsekben és leváló kérgék alatt (SZÉL 1996). Az Alföld északkeleti térségében a folyók (Tisza, Szamos, Túr) hullámterének egyik jellemző, gyakori faja. Egyaránt megtalálható a puha- és keményfás ligeterdőkben, sőt, előkerült gyertyános-tölgyesekből is (KÖDÖ-



6. ábra. Mezei futrinka (*Carabus granulatus*). Védett faj, erdei nedvességkedvelő, Nagybajcsón és Ásványrárón egyaránt sok példánya került elő (fotó: Németh Tamás)

BÖCZ 2007). A Szigetközben jelen vizsgálataink során összesen több mint ezer példányát gyűjtöttük, így messze a leggyakoribb fajnak bizonyult. Nagybajcsón 1047 példány került a csapdádba, míg Ásványrárón és Lipóton csak 4, illetve 2.

Platynus livens – homlokjegyes kistutó

Nyugat-palearktikus faj. Közép-Európában elterjedt, Európa délnyugati részén szórványos előfordulást mutat, északon és keleten gyakoribb (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Magyarországon az Alföldön és a dombvidéken honos, ahol a háborítatlan, ártéri ligeterdők, illetve sásos-mocsárrétek jellemző faja. Hazánkban viszonylag sok helyről ismert, de általában kis példányszámban gyűjtötték. Erősen nedveségkedvelő. A Szigetközben főleg fűzligeteből került elő a monitorozások alkalmával, talajcsapdás gyűjtéssel (SZÉL és mtsai 2010b). Jelen vizsgálataink során csak Nagybajcsról került elő 39 egyede.

Platynus longiventris – természetes kistutó

Nyugat-palearktikus faj, elterjedésének nyugati határát Németországban éri el (MÜLLER-MOTZFELD 2004). Nedveségkedvelő futóbogár, amely a növényzettel sűrűn benőtt vízpartokon, mocsaras területeken, ártéri erdőkben fordul elő (HŰRKA 1996). Magyarországon főleg az Alföldről ismert, ahol ártéri ligeterdők, nádasokban, növényzettel sűrűn benőtt vízpartokon él. Viszonylag sok adata van a Tisza hullámteréről, ahol főként a rendszeresen elöntött ártéri erdőkben találták meg. Előszeretettel repül fényre (KÖDÖBÖCZ 2007, SZÉL és mtsai 2010b). Dunántúli adatainak zöme Dél-Dunántúlra esik (KUTASI 2006). A jelen vizsgálatok során a Szigetközben csupán Nagybajcsról került elő összesen öt példány 1999 és 2000-ben.

Pterostichus melanarius – közösleges fémtutó

Euroszibériai faj, kelet felé az Amúr folyóig fordul elő. Észak-Amerikába behurcolták (HŰRKA 1996). Magyarországon szélesen elterjedt, egyike a leggyakoribb *Pterostichus*-fajoknak. Tipikus élőhelyei a nedves ligeterdők, ahol gyakran tömeges, de réteken és szántóföldeken is megtalálható, ahol gyakran szintén nagy egyedszámban fordul elő. Az Alföld északkeleti térségében a legnagyobb egyedszámban üde gyertyános-tölgyesekből és kocsányostölgyesekből került elő (KÖDÖBÖCZ 2007, SZÉL 2011). A Szigetközben a száraz Duna-mederben a növényzeti szukcesszió előrehaladásával egyre nagyobb példányszámban került elő (MERKL és SZÉL 2010). Jelen vizsgálataink során a második leggyakoribb futóbogár volt, összesen 345 egyedét fogták a csapdák. A példányok zömét Nagybajcsón, illetve Ásványrárón találtuk.

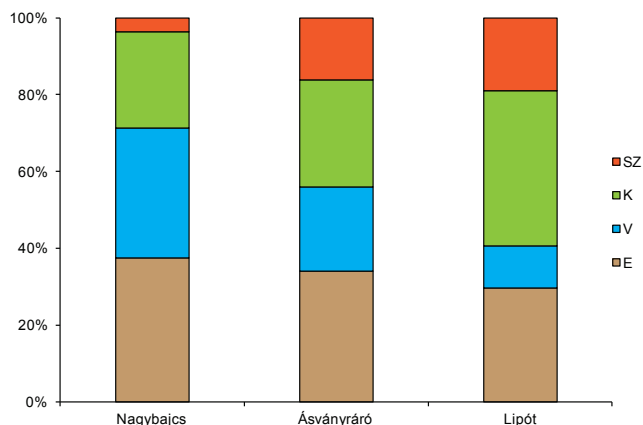
Az eredmények értékelése

A vizsgált helyszínek futóbogár-együttese

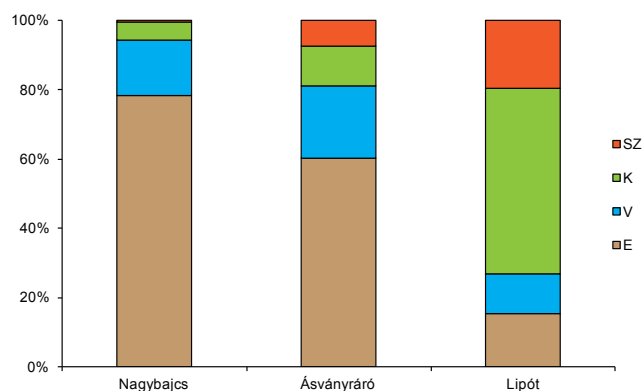
A három vizsgált helyszín futóbogár-együtteseiben elsősorban a közösséget alkotó fajok élőhelyigényében térnek el egymástól. A 7. ábrán az 1999 és 2004 közötti időszakban gyűjtött futóbogarak élőhelyigényük szerinti százalékos megoszlását látjuk. Nagybajcsón az 56 előkerült faj túlnyomó többségét (70%-át) az erdei és vízparti nedveségkedvelő csoport fajai teszik ki, a két csoport számaránya hasonló. Nem elhanyagolható a közömbös fajok száma sem, melyek a teljes fajszám 24%-át alkotják, míg szárazságtűrő-szárazságkedvelő fajok részesedése alig 4%. Ásványrárón az erdei nedveségkedvelők aránya szintén magas, 34%, míg a vízparti fajoké csak 22%-os. A nagybajcsi élőhelyhez hasonlóan alakult a közömbös fajok száma (28%), míg jelentősen (16%) növekedett a szárazságtűrők aránya. Lipót esetében az előző tendencia növekedését tapasztalhatjuk. Az erdei és vízparti nedveségkedvelő fajok közösen is csak 40%-ot tesznek ki, míg a közömbös és a szárazságtűrő-szárazságkedvelő elemek együttesen a maradék 60%-ot alkotják.

A 8. ábrán a hat év alatt gyűjtött futóbogáregyedek élőhelyigényük szerinti százalékos megoszlását látjuk a három helyszínen. A 10. ábrán, a fajoknál észlelhető jellegzetes eltérések az egyedek esetében sokkal markánsabban jelennek meg. A Nagybajcsról előkerült 2557 egyedből 2002 az erdei nedveségkedvelők csoportjába tartozik, ami csaknem 80%-os részesedést jelent. Ennek mintegy ötödét, 16%-ot tesznek ki a vízparti nedveségkedvelők, valamivel több, mint 5%-ot a közömbös fajok egyedei, míg a szárazságkedvelők egyedszáma az 1%-ot sem éri el. Ásványrárón az erdei nedveségkedvelők száma még mindig jelentős, 60%-os, a vízpartiak részesedése 20%, a fennmaradó 20%-on pedig a közömbös és a szárazságkedvelő egyedek osztoznak nagyjából hasonló arányban. Lipóton a közömbös fajok egyedei képezik a legnagyobb csoportot, 54%-ot. A következő legnagyobb egység a szárazságtűrő-szárazságkedvelő egyedek csoportja, részvételük 20%-os. A fennmaradó 26% valamivel nagyobb hányadát az erdei nedveségkedvelők alkotják.

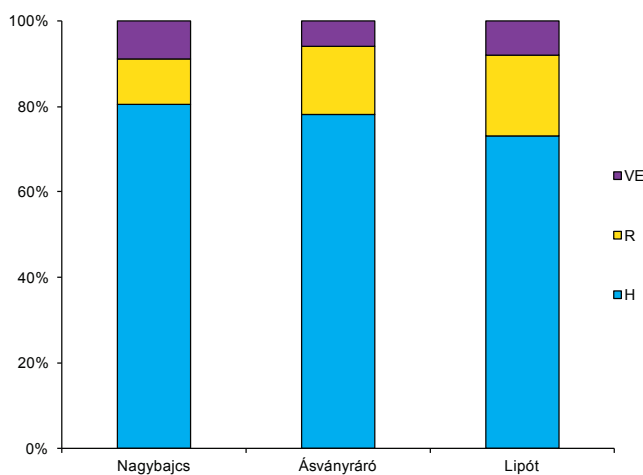
A 9. ábrán az eltérő szárnyhosszúságú futóbogár-fajok megoszlása látható a három vizsgált helyszínen. Nagybajcs esetében a hosszúsárnyú fajok alkotják a 80%-ot, a megmaradó 20%-ot kitevő fajok pedig részben a rövidsárnyú, röpképtelen, részben a vegyes szárnyú csoportokhoz tartoznak. A két utóbbi csoport részesedése hasonló. Ásványrárón valamelyest kisebb volt a hosszúsárnyúak részaránya a vizsgálat időszakában, míg a rövidsárnyúak képviselője jelentősen növekedett, 16%-os. Lipóton még mindig a hosszúsárnyúak dominanciája figyelhető meg, a csökkenés az előző helyszínekhez viszonyítva nem számottevő.



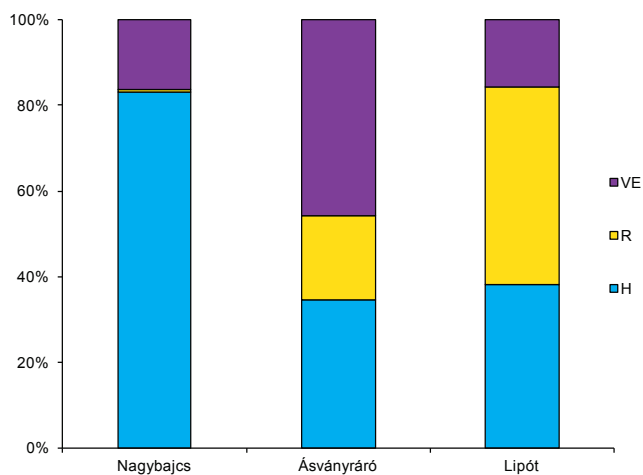
7. ábra. Az eltérő élőhelyigényű futóbogárfajok megoszlása a három vizsgált területen. SZ: szárazságkedvelő, K: közömbös, V: vízparti nedvességkedvelő, E: erdei nedvességkedvelő



8. ábra. Az eltérő élőhelyigényű futóbogáregyedek megoszlása a három vizsgált területen. SZ: szárazságkedvelő, K: közömbös, V: vízparti nedvességkedvelő, E: erdei nedvességkedvelő



9. ábra. Az eltérő szárnyhosszúságú futóbogárfajok megoszlása a három vizsgált területen. H: hosszú, R: rövid, VE: vegyes, vagyis hosszú- és rövidszárnyú egyedek egyaránt előfordulhatnak



10. ábra. Az eltérő szárnyhosszúságú futóbogáregyedek megoszlása a három vizsgált területen. H: hosszú, R: rövid, VE: vegyes, vagyis hosszú- és rövidszárnyú egyedek egyaránt előfordulhatnak

Ásványráróhoz képest azonban nagyobb arányban fordulnak elő a rövid- és vegyesszárnyú fajok.

A 10. ábrán az eltérő szárnyhosszúságú futóbogáregyedek megoszlása látható a három vizsgált területen. Míg Nagybajcson a hosszúsárnyúak képviselete valamivel meghaladja a 80%-ot, vagyis a fajoknál tapasztalt arányhoz hasonló, a rövidszárnyú egyedek száma az 1%-ot sem éri el. A fennmaradó 17%-ot a vegyesszárnyú egyedek alkotják. Ásványrárón a hosszúsárnyúak részesedése 35%-osra csökkent, míg 46%-os aránnyal a rövidszárnyúak képezik a legnagyobb csoportot. A rövidszárnyúak 19%-ot tesznek ki, ami önmagában nem jelentős, az előző helyszínhez képest azonban mégis több mint hússzoros relatív növekedést jelent (a tényleges növekedés, vagyis a két egyedszám hányadosa valójában „csak” 13). Lipóton a hosszúsárnyú egyedek részaránya kis mértékben, 38%-ra növekedett. A legjelentősebb csoportot ezen a helyszínen a rövidszárnyú egyedek képviselik, melyek részaránya 46%. A fennmaradó 16%-ot a vegyesszárnyúak csoportja alkotja.

A nagybajcsi, ásványrárói és lipóti füzesek összevetése futóbogár-együtteseik ökológiai mutatóinak segítségével

A 2. táblázatban a nagybajcsi futóbogár-együttes legfontosabb ökológiai mutatói láthatók évenként és összegezve. Az áttekinthetőség kedvéért minden oszlopban csak a két leggyakoribb faj (vagyis a domináns és szubdomináns faj) relatív gyakoriságát (abundanciáját) tüntettük fel. A domináns faj relatív gyakorisága vastag betűvel van jelezve. A táblázat alsó soraiban a fajszám, az egyedszám, a Berger-Parker dominancia-index, a Shannon- vagy H-diverzitás, illetve az egyenletesség látható.

A talajcspadákba került 56 fajjal és 2557 egyeddel egyértelműen Nagybajcs áll az első helyen a vizsgált mintaterületek közül. Az egyes években a fajszám erősen ingadozó volt, 13 és 33 között változott. Az egyedszám még jobban szóródott, szélső értékei 122 és 1418. A legkevesebb faj és egyed 1999-ben, a legtöbb 2003-ban került elő (11. ábra). A Shannon-

2. táblázat. A domináns és szubdomináns fajok relatív gyakorisága és a futóbogár-együttesek fajszáma, egyedszáma, Berger-Parker dominancia-indexe, H-diverzitása és egyenletessége Nagybjacson 1999 és 2004 között. A faj jelenlétét +, hiányát – jelzi. A domináns faj relatív gyakoriságát vastagítottuk

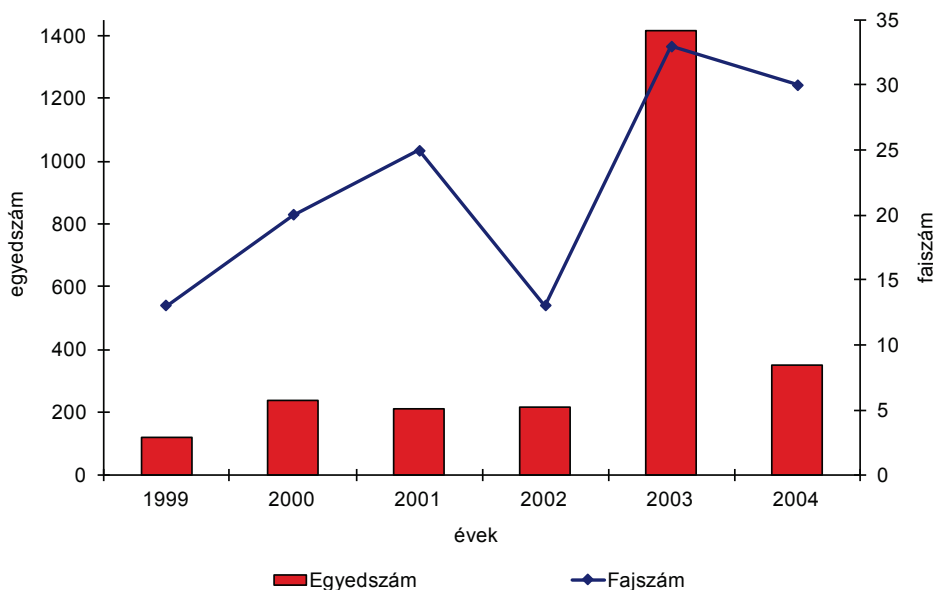
Évek	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Összesítve
Fajok, mutatók							
<i>Agonum emarginatum</i>	–	–	–	–	–	0,312	0,043
<i>Agonum micans</i>	0,221	+	+	0,139	0,121	+	0,112
<i>Carabus granulatus</i>	+	+	0,170	+	+	+	0,039
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	0,328	+	+	+	+	+	0,059
<i>Platynus assimilis</i>	+	0,262	0,377	0,507	0,488	0,247	0,410
<i>Pterostichus melanarius</i>	+	0,143	+	+	+	+	0,075
Fajszám	13	20	25	13	33	30	56
Egyedszám	122	237	212	215	1418	352	2557
Berger-Parker dom. index	0,328	0,262	0,377	0,507	0,488	0,312	0,410
H-diverzitás	1,89	2,32	2,13	1,70	1,93	2,24	
Egyenletesség	0,74	0,78	0,66	0,66	0,55	0,65	

diverzitás legalacsonyabb értéke (1,70) 2002-ben, a legmagasabb (2,32) 2000-ben volt észlelhető. Az egyenletesség (ekvitabilitás) kisebb léptékben változott az évek folyamán: maximális értékét (0,78) – a diverzitással együtt – 2000-ben vette fel, a legkisebb értékét (0,55) 2003 folyamán. Az utóbbi alacsony érték nyilván néhány gyakori faj hatalmas egyedszámának köszönhető.

A nagybjacsi együttes meghatározó, leggyakoribb faja a vöröslábú kistutó (*Platynus assimilis*), melynek egyedszáma Nagybjacson a hat év alatt összesen 1047 volt. Ez az összes nagybjacsi egyed 41%-át teszi ki. Az erdei nedvességkedvelő *Platynus assimilis* az 1999 és 2004 kivételével minden évben domináns, de 2004-ben is a második leggyakoribb (szubdomináns) futóbogár volt. Maximális dominanciáját (50,7%) 2002-ben érte el, ugyanakkor a legtöbb egyedet (692) egy évvel később, 2003-ban fogták a csapdák. 1999-ben

a barnás kistutó (*Oxypselaphus obscurus*), 2004-ben pedig a közönséges kistutó (*Agonum emarginatum*) volt domináns. Míg az *Oxypselaphus obscurus* erdei, az *Agonum emarginatum* vízparti nedvességkedvelő. További gyakori fajok voltak még a ligeti kistutó (*Agonum micans*), a közönséges gyászfutó (*Pterostichus melanarius*) és a mezei futrinka (*Carabus granulatus*), mindhárom faj erdei nedvességkedvelő.

A 3. táblázatban az ásványrárói futóbogár-együttes legfontosabb ökológiai mutatói láthatók évenként és összegezve. A talajcsapdába került 50 fajjal és 1195 egyeddel Ásványráró a második helyen áll a vizsgált mintaterületek közül. A legkisebb fajszámot (12) 2002-ben, a legnagyobbat (37) 2003-ban lehetett észlelni. A legkisebb egyedszámot (65) 2000-ben, a legnagyobbat – a fajszámmal egyezően – 2003-ban mértük (12. ábra). A diverzitások és az egyenletesség átlaga a legmagasabb a három élőhelyet figyelembe



11. ábra. A fajok és egyedszámok alakulása Nagybjacson 1999 és 2004 között

3. táblázat. A domináns és szubdomináns fajok relatív gyakorisága és a futóbogár-együttesek fajszáma, egyedszáma, Berger-Parker dominancia-indexe, H-diverzitása és egyenletessége Ásványrárón 1999 és 2004 között. A faj jelenlétét +, hiányát – jelzi. A domináns faj relatív gyakoriságát vastagítottuk

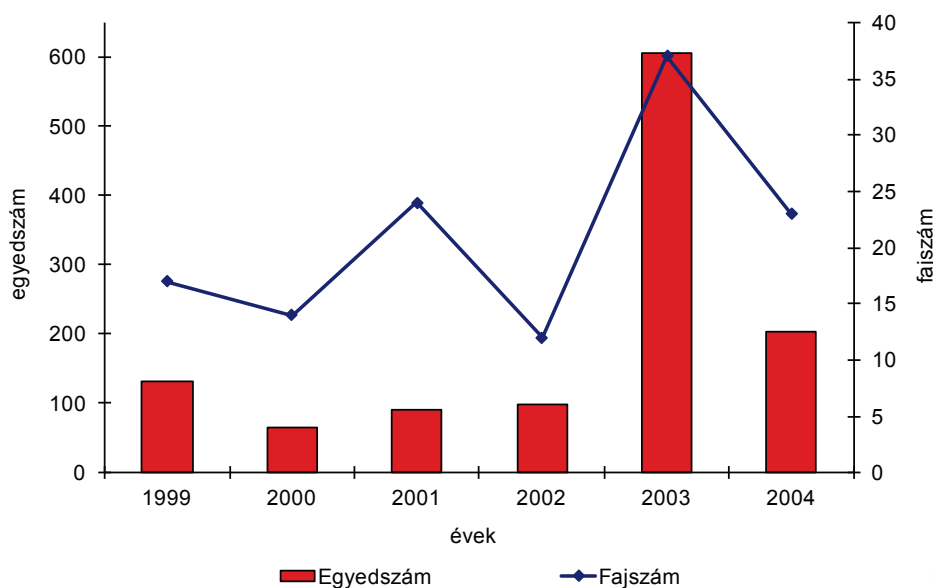
Évek	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Összesítve
Fajok, mutatók							
<i>Amara communis</i>	+	+	0,154	–	+	+	0,028
<i>Carabus granulatus</i>	0,220	0,477	+	–	0,221	0,137	0,187
<i>Epaphius secalis</i>	+	+	0,198	–	+	+	0,116
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	0,167	–	+	+	+	+	0,051
<i>Poecilus versicolor</i>	–	+	+	0,144	+	+	0,043
<i>Pterostichus melanarius</i>	+	+	+	0,227	+	+	0,109
<i>Pterostichus strenuus</i>	+	0,108	+	0,144	0,186	0,172	0,161
Fajszám	17	14	24	12	37	23	50
Egyedszám	132	65	91	97	606	204	1195
Berger-Parker dom. index	0,220	0,477	0,198	0,227	0,221	0,172	0,187
H-diverzitás	2,26	1,90	2,71	2,21	2,40	2,67	
Egyenletesség	0,80	0,72	0,85	0,89	0,67	0,85	

véve. A legkisebb diverzitást (1,90) 2000-ben, a legnagyobbat (2,71) 2001-ben mértük. A legalacsonyabb egyenletességi érték (0,67) 2003-ban, a legmagasabb (0,89) 2002-ben volt észlelhető.

Az ásványrárói fajegyüttes leggyakoribb képviselője a mezei futrinka (*Carabus granulatus*), összesen 224 példány került elő erről a helyszínről. 1999-ben, 2000-ben és 2003-ban domináns volt, dominanciájának maximális értékét (47,7%) 2000-ben észleltük. Egyedszáma ekkor 31, míg 2003-ban jóval magasabb, 134 volt. Az együttes másik leggyakoribb képviselője a domborúszemű gyászfutó (*Pterostichus strenuus*), mely 2004-ben volt domináns faj. Legnagyobb egyedszámát (113) 2003-ban észleltük. A következő leggyakoribb faj a borostyánfutó (*Epaphius secalis*), 2001-ben, a közönséges gyászfutó (*Pterostichus melanarius*) 2002-ben volt domináns. Az együttes

további gyakori fajai még a barnás kislejtő (*Oxypselaphus obscurus*), a smaragd gyászfutó (*Poecilus versicolor*) valamint a mezei közfutó (*Amara communis*). Az ásványrárói együttes gyakori fajainak zöme erdei nedvességkedvelő. A *Pterostichus strenuus* vízparti, míg a *Poecilus versicolor* közömbös faj.

A 4. táblázatban a lipóti futóbogár-együttes legfontosabb ökológiai mutatói láthatók évenként és összegezve. Lipóton mind a fajok (37), mind az egyedek száma (467) jóval alacsonyabb volt, mint a többi helyszínen. A legkisebb fajszámot (6) 2002-ben, a legnagyobbat (28) 2003-ban lehetett észlelni, mely tendencia jól egyezik az ásványrárón tapasztaltakkal. A legkisebb egyedszámot (50) 2000-ben, a legnagyobbat (107) – a fajszámmal egyezően – 2003-ban mértük (13. ábra). A diverzitások átlagosan kisebbek a nagybajcsi és ásványrárói értékekhez képest, viszont



12. ábra. A fajok és egyedszámok alakulása Ásványrárón 1999 és 2004 között

4. táblázat. A domináns és szubdomináns fajok relatív gyakorisága és a futóbogár-együttesek fajszáma, egyedszáma, Berger-Parker dominancia-indexe, H-diverzitása és egyenletessége Lipóton 1999 és 2004 között. A faj jelenlétét +, hiányát – jelzi. A domináns faj relatív gyakoriságát vastagítottuk

Évek	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Összesítve
Fajok, mutatók							
<i>Licinus depressus</i>	0,143	0,380	0,107	0,240	+	+	0,148
<i>Pterostichus melanarius</i>	–	+	–	–	0,149	+	0,0471
<i>Pterostichus niger</i>	+	–	–	–	0,121	+	0,0321
<i>Pterostichus strenuus</i>	0	+	–	+	0,121	0,286	0,101
<i>Syntomus pallipes</i>	0,524	0,240	0,643	0,253	+	+	0,283
<i>Trechus quadristriatus</i>	+	+	–	–	+	0,309	0,066
Fajszám	11	10	14	6	28	16	37
Egyedszám	63	50	84	79	107	84	467
Berger-Parker dom. index	0,524	0,380	0,643	0,253	0,149	0,309	0,283
H-diverzitás	1,60	1,82	1,41	1,71	2,87	2,04	
Egyenletesség	0,67	0,79	0,53	0,95	0,86	0,73	

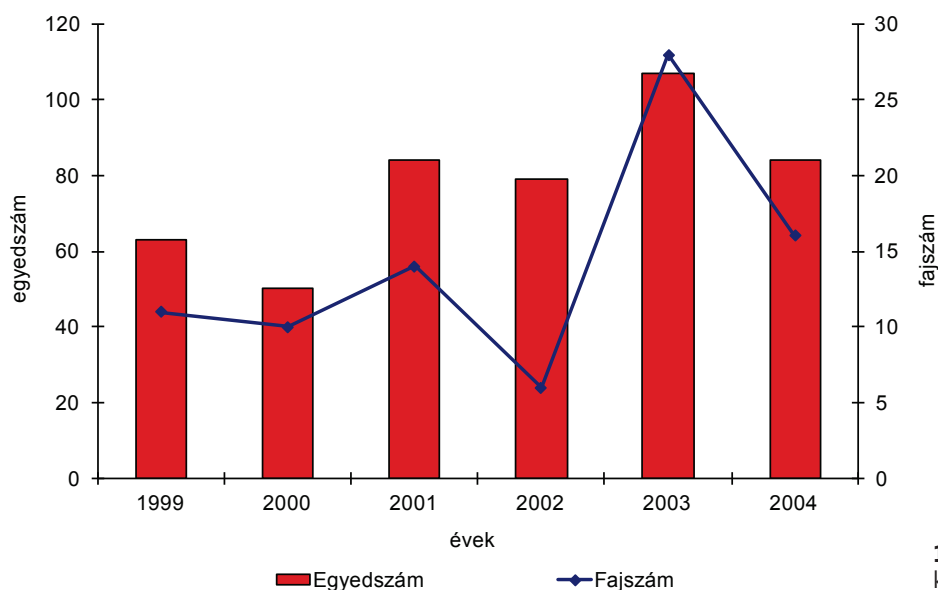
a 2003-ban kapott 2,87 a legnagyobb érték az összes helyszínt és évet figyelembe véve. A diverzitás minimuma (1,41) 2001-ben volt, ez szintén a legkisebb az összes közül. Az egyenletesség átlaga az ásványrári és a nagybajcsi értékek között áll. A legalacsonyabb (0,53) 2001-ben, a legmagasabb (0,95) 2002-ben volt észlelhető. Ez utóbbi egyben a legmagasabb egyenletességi érték a három helyszínen 1999 és 2004 között.

Az együttesben a leggyakoribb a sárgalábú gyökérfutó (*Syntomus pallipes*), egy szárnyatlan, élőhelyét tekintve közömbös faj volt. Lipótról 132 példánya került elő, míg Nagybajcsón egyáltalán nem észleltük, Ásványrárón pedig 8 példánya került a csapdába a 6 év alatt. Összesen háromszor (1999-ben, 2001-ben és 2002-ben) volt az együttes domináns faja. Maximális dominancia-értékét (0,643) 2001-ben mértük, ez egyben a legnagyobb Berger-Parker-index az összes helyet és évet figyelembe véve. A kis pajzsosfutonc (*Licinus depressus*) az együttes másik jellemző

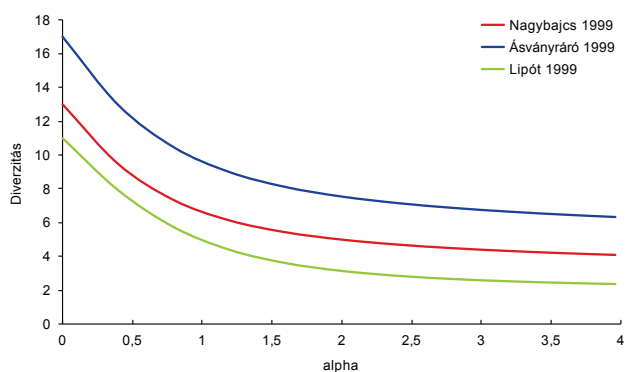
tagja, szárazságtűrő-szárazságkedvelő és szárnyatlan sztyeppfaj, mely Ásványrárón is jelentős egyedszám-ban lépett föl. Minden lipóti mintában jelen volt, de csak 2000-ben volt domináns. A közönséges fürgefutonc (*Trechus quadristriatus*) 2004-ben, a közönséges gyászfutó (*Pterostichus melanarius*) 2003-ban volt domináns. A *Trechus quadristriatus* közömbös a *Pterostichus melanarius* erdei nedvességkedvelő faj.

A vizsgált futóbogár-együttesek diverzitása

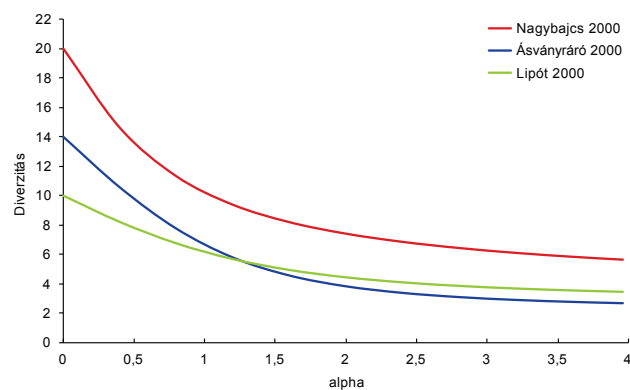
A diverzitás alaposabb elemzéséhez felvettük a Rényi-féle diverzitásprofilokat (14–19. ábra). A skála-paraméter (alfa, α) zérus helyénél a görbe a fajgazdagság logaritmusánál metszi a függőleges tengelyt. $\alpha = 1$ esetén a Shannon- (vagy H-) diverzitást kapjuk, mely a ritka (kis egyedszám-ban előkerült) fajokra érzékeny, míg a nagyobb α értékeknél a függvény a gyakori fajok diverzitását adja meg.



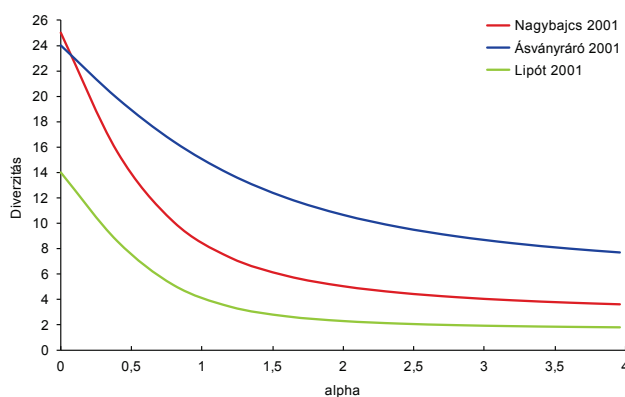
13. ábra. A fajok és egyedszámok alakulása Lipóton 1999 és 2004 között



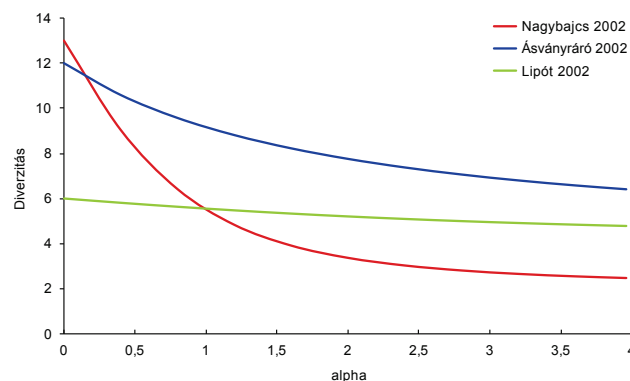
14. ábra. A futóbogár-együttesek Rényi-diverzitása 1999-ben



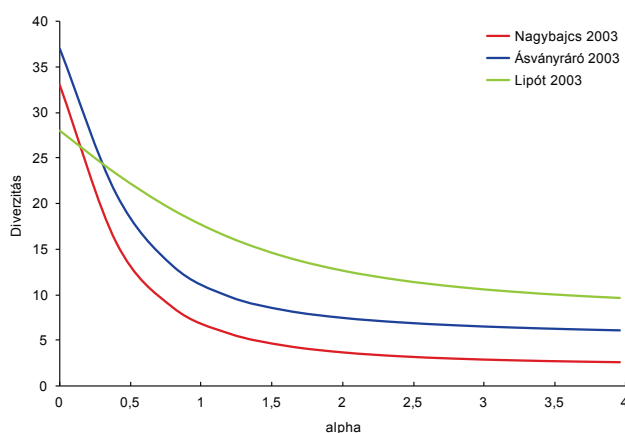
15. ábra. A futóbogár-együttesek Rényi-diverzitása 2000-ben



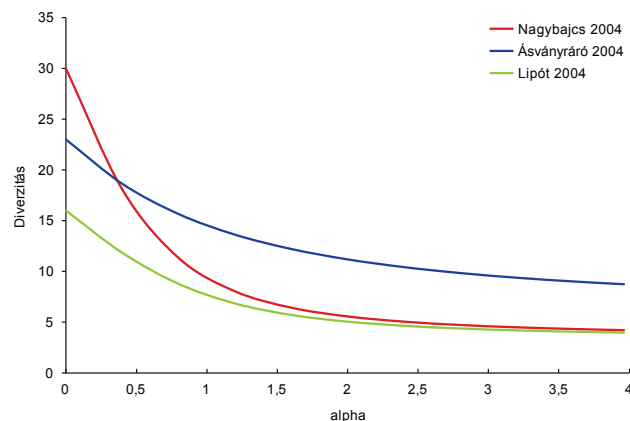
16. ábra. A futóbogár-együttesek Rényi-diverzitása 2001-ben



17. ábra. A futóbogár-együttesek Rényi-diverzitása 2002-ben



18. ábra. A futóbogár-együttesek Rényi-diverzitása 2003-ban



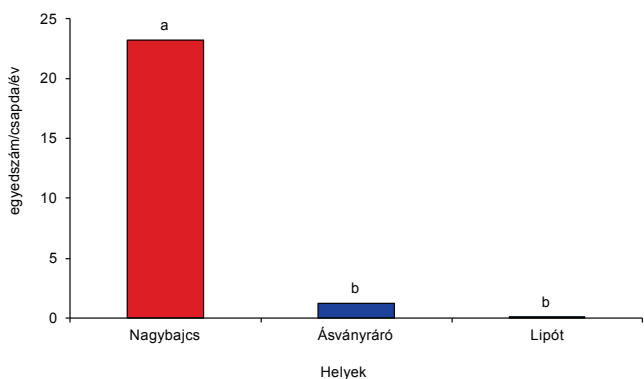
19. ábra. A futóbogár-együttesek Rényi-diverzitása 2004-ben

Az 1999 és 2004 közötti időszakban a három mintaterület diverzitásprofilja szigorú értelemben csak az első évben (1999-ben) vethető össze, ekkor ugyanis a görbék lefutása végig párhuzamos, nem keresztezik egymást (14. ábra). 1999-ben az ásványrárói együttes diverzitása volt a legnagyobb, utána következik Nagybjajcs, majd Lipót. Ezek szerint ebben az évben mind a fajgazdagság, mind pedig a ritka és gyakori fajok tekintetében egyértelmű a sorrend.

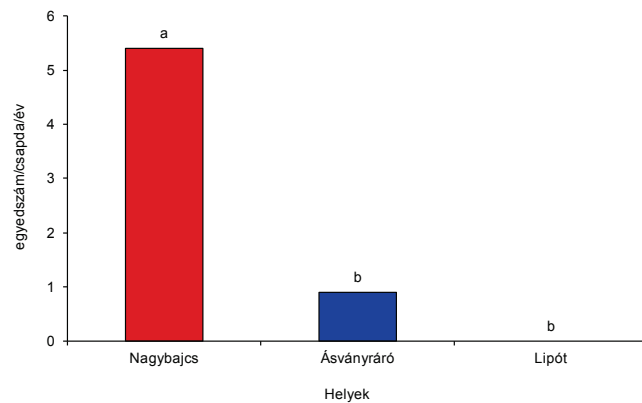
2000 folyamán, Nagybjajcs diverzitásprofilja mindvégig Ásványráró és Lipót görbéje fölött helyezkedik el (15. ábra). A két alsó görbe a skálaparaméter 1,3 értékénél kereszteződik, vagyis az ásványrárói együttes fajgazdagság tekintetében megelőzi Lipótot, de a

gyakori fajok szempontjából Lipót kis mértékben változatosabb.

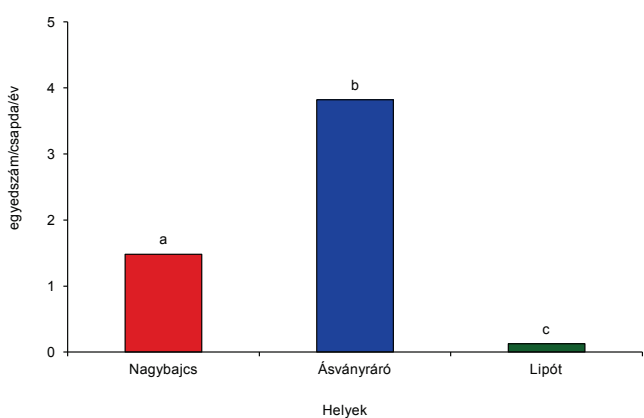
2001-ben a helyzet megfordul (16. ábra), és az 1999-es évre emlékeztet. Ekkor a görbék lefutása nagyjából az Ásványráró–Nagybjajcs–Lipót sorrendet követi az az eltéréssel, hogy a nagybjajcsi együttes fajgazdagsága valamivel nagyobb (25), míg Lipóton a fajszaám 24. Az ásványrárói és nagybjajcsi diverzitásgörbék közvetlenül a függőleges tengelyt elhagyva kereszteződnek, majd egymástól viszonylag távol, párhuzamosan futnak. Az ásványrárói együttes diverzitása tehát a ritka és a gyakori fajok esetében egyaránt nagyobb, mint a nagybjajcsié.



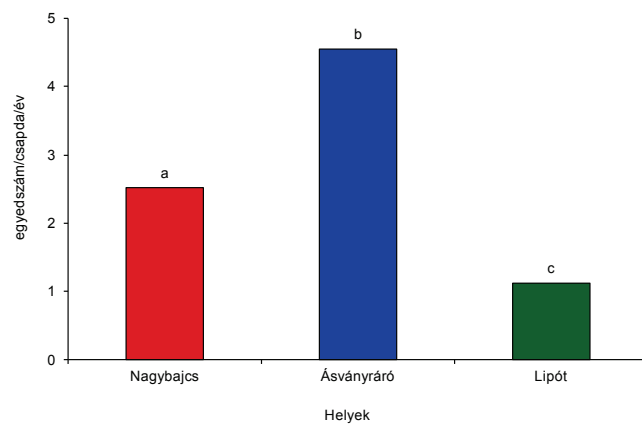
20. ábra. A *Platynus assimilis* csapdánkenti átlagos egyedszáma (2003–2004) (az oszlopok fölötti különböző betűk szignifikáns eltérést jelölnek, $p < 0,01$)



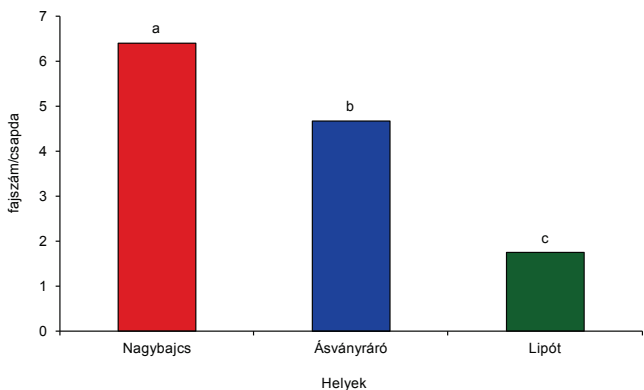
21. ábra. Az *Agonum micans* csapdánkenti átlagos egyedszáma (2003–2004) (az oszlopok fölötti különböző betűk szignifikáns eltérést jelölnek, $p < 0,01$)



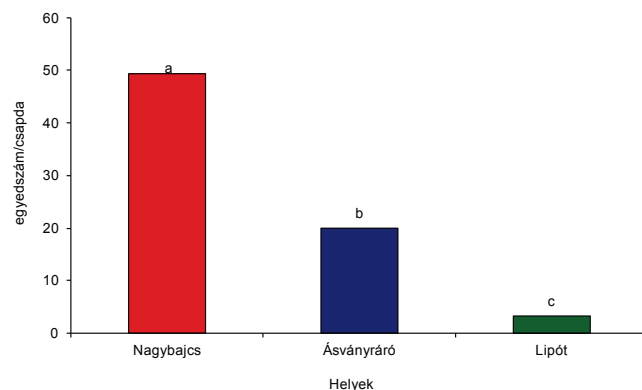
22. ábra. A *Carabus granulatus* csapdánkenti átlagos egyedszáma (2003–2004) (az oszlopok fölötti különböző betűk szignifikáns eltérést jelölnek, $p < 0,05$)



23. ábra. A *Pterostichus strenuus* csapdánkenti átlagos egyedszáma (2003–2004) (az oszlopok fölötti különböző betűk szignifikáns eltérést jelölnek, $p < 0,1$)



24. ábra. A futóbogarak csapdánkenti átlagos fajszáma a három élőhelyen (2003–2004) (az oszlopok fölötti különböző betűk szignifikáns eltérést jelölnek, $p < 0,01$)



25. ábra. A futóbogarak csapdánkenti átlagos egyedszáma a három élőhelyen (2003–2004) (az oszlopok fölötti különböző betűk szignifikáns eltérést jelölnek, $p < 0,01$)

5. táblázat. A mintavételi területek futóbogár-együtteseinek fajkicserélődési indexei. A szélső értékeket vastagítással jeleztük

év/terület	1999/2000	2000/2001	2001/2002	2002/2003	2003/2004	Összeg
Nagybjacs	0,394	0,467	0,421	0,456	0,317	2,055
Ásványráró	0,645	0,526	0,500	0,633	0,367	2,671
Lipót	0,429	0,500	0,500	0,706	0,386	2,521
Σ	1,468	1,493	1,421	1,795	1,07	

2002-ben a diverzitási profilok lefutása még bonyolultabb (17. ábra). A 0 pontban a görbék a Nagybjacs–Ásványráró–Lipót sorrendben haladnak lefelé, de a lipóti együttes jóval alacsonyabban indul, ami az igen alacsony fajszámnak (6) köszönhető. Nagybjacs az $\alpha = 0,2$ helynél keresztezi Ásványráró görbét és végig alatta marad, diverzitása tehát az összes fajt tekintve jelentősen kisebb (ebben a tekintetben a viszonyok az előző évihez hasonlóak). A lipóti görbe az $\alpha = 1$ -es pontban metszi a nagybjacsi görbét, utána Ásványráró és Nagybjacs görbéje között halad. A gyakori fajok szempontjából a lipóti együttes diverzitása tehát nagyobb a nagybjacsiénál.

2003-ban (18. ábra) az ásványrárói és a nagybjacsi együttesek görbéje párhuzamosan fut, míg az alacsonyabbról induló lipóti görbe mindkettőt metszi és már α kis értékeinél is fölöttük halad, vagyis minden faj szempontjából nagyobb diverzitást mutat a másik két együttesnél.

2004-ben a nagybjacsi görbe $\alpha = 0,4$ körüli értéknél metszi az ásványrárói görbét és alatta halad (19. ábra). Az $\alpha = 0$ helyen alacsony értékről induló lipóti görbe az $\alpha = 2$ értéknél megközelíti a nagybjacsi diverzitásprofil, majd vele együtt halad, tehát a nagy egyedszámú fajokat tekintve diverzitása majdnem azonos vele.

Kötődés az élőhelyekhez

Az élőhelyekhez való kötődés elemzéséhez a nagy relatív gyakoriságú fajokat választottuk ki a faj- és egyedszám szempontjából leggazdagabb 2003 és 2004 közötti időszakból. Változónak tekintettük az élőhelyeket (Nagybjacs, Ásványráró és Lipót), illetve a két évet. Az eljárást kétutas robusztus varianciaanalízissel (ANOVA-t) végeztük. A számítást alapadatokon, majd logaritmikus transzformáció után is elvégeztük Welch-teszt és Johansen-teszt segítségével.

A nagybjacsi élőhelyhez összesen 7 faj kötődött szignifikánsan, ezek a következők: *Agonum emarginatum*, *A. micans*, *Platynus assimilis*, *Poecilus cupreus*, *Pterostichus melanarius*, *P. niger*, és *Trechus quadristriatus*. A két legnagyobb egyedszámú faj, a *Platynus assimilis* valamint az *Agonum micans* csapdánkenti átlagos egyedszámát a 20. és 21. ábra mutatja.

Az ásványráró élőhelyhez a következő 3 faj szignifikáns kötődését mutattuk ki: *Carabus granulatus*, *Epaphius secalis* és *Pterostichus strenuus*. A 22. és 23. ábra a *Carabus granulatus*, illetve a *Pterostichus strenuus* csapdánkenti átlagos egyedszámát mutatja 2003 és 2004 folyamán.

A lipóti élőhely esetében nem tudtunk szignifikáns kötődést kimutatni a nagyobb relatív gyakoriságú fajok esetében sem.

Megállapítottuk, hogy a három helyszín futóbogár-együttese 99%-os szignifikanciaszinten különbözött a két év folyamán mind az átlagos fajszám, mind az átlagos egyedszám alapján (24–25. ábra)

A futóbogarak fajösszetételének időbeli változása

A futóbogarak fajösszetételének időbeli változását mutatja a fajkicserélődési index (5. táblázat). Az index két egymást követő év együttesét hasonlítja össze a második évben eltűnt valamint az újonnan előkeletült fajok összegének, illetve a két év összegzett fajszámának hányadosával.

Ha az 5. táblázatban az indexeket évek szerint összegezzük, a legnagyobb értéket (2,671) az ásványrárói, míg a legkisebbet (2,055) a nagybjacsi együttes esetében észlelhetjük. Lipót a kettő között áll, de lényegesen közelebb van Ásványráróhoz. A fajspektrum évről évre tapasztalható ingadozásai ezek szerint Ásványráró esetében a legjelentősebbek, átlagosan 30 százalékkal nagyobbak, mint Nagybjacson. A lipóti futóbogár-együttes átlagos évi ingadozása 23%-al múlja felül a nagybjacsit.

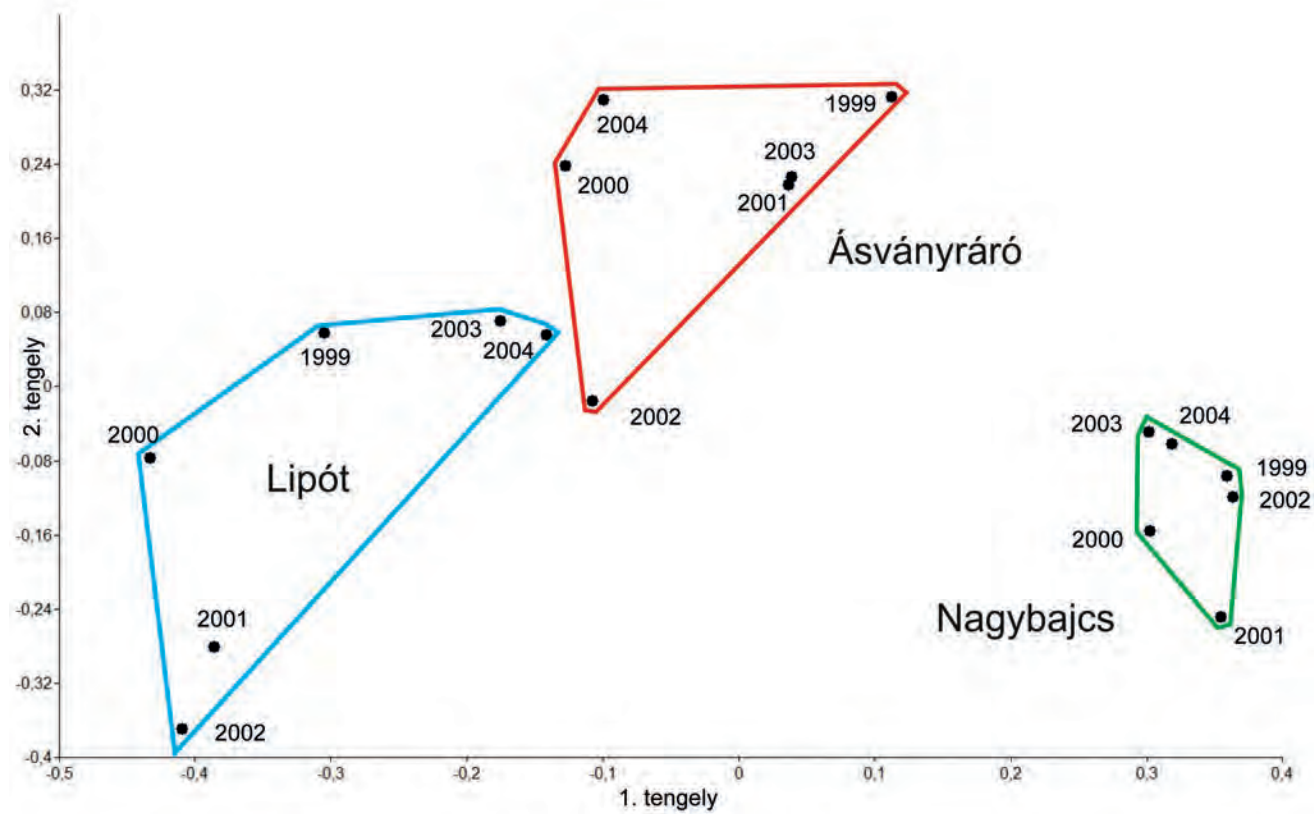
Az összes élőhely és év figyelembe vételével kiszámolt átlagérték 0,481. A legkisebb fajkicserélődési értéket (0,317) Nagybjacson lehetett megfigyelni 2003/2004-ben, a legnagyobbat pedig Lipóton, 2002/2003-ban (0,706).

Érdekes, és hirtelen talán ellentmondásnak tűnik, hogy a rendszeresen víz alá kerülő nagybjacsi együttes a legstabilabb a fajösszetétel szempontjából, míg a közepes vízellátottságú Ásványrárón valamint az inkább száraz Lipóton sokkal nagyobb a fluktuáció. A jelenség valószínű magyarázata, hogy a Dunához közeli és vízzel gyakran elöntött nagybjacsi fehérfűzest főként a mozgékony, jól repülő fajok népesítik be, melyeket legfeljebb a magas vízállás veszélyezteti, a kiszáradás jóval kevésbé. Ásványrárón olykor elöntés, de gyakrabban kiszáradás jelentkezik, így az éghajlati viszonyok erősebb hatást gyakorolnak az aljnövényzetre, ezen keresztül pedig az árnyékolásra és a mikroklímára. A lipóti élőhelyen áradás nem fordult elő a 6 év folyamán, míg a nyári időszakban a kiszáradás rendszeresen érzékelhető volt.

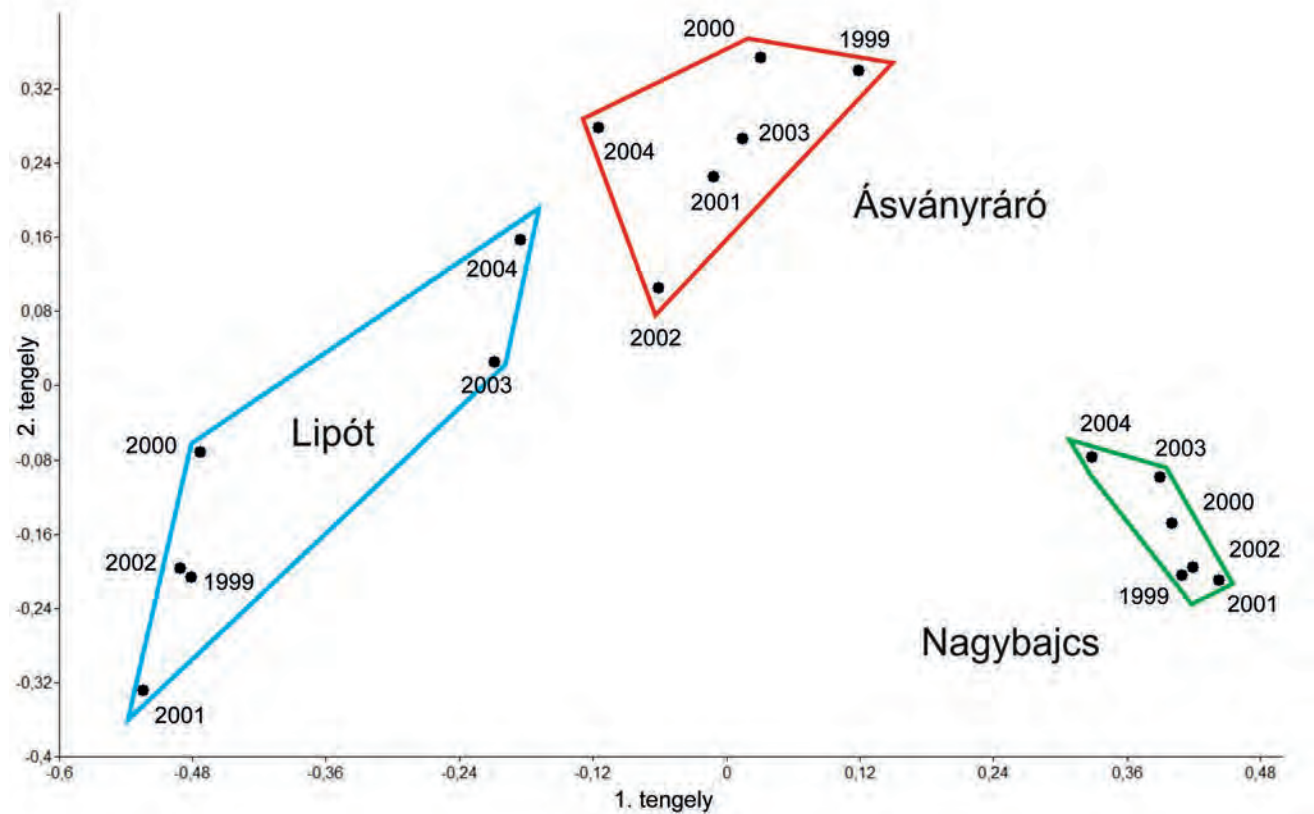
Ha az 5. táblázat alsó sorát tekintjük, akkor a három együttes összegzett éves tendenciáit követhetjük nyomon. Látható, hogy az 1999 és 2002 közötti fajkicserélődés üteme viszonylag állandó, míg a 2002/2003 évhez tartozó index Ásványráró és Lipót esetében kiemelkedően nagy. A 3. és a 4. táblázat adataiból kiderül, hogy Ásványráró esetében a fajszám 12-ről 37-re, Lipóton pedig 6-ról 28-ra növekedett. Bár a fajszám 2004-ben némileg visszaesett, de messze nem olyan mértékben, mint a növekedés.

A három terület futóbogár-együtteseinek összehasonlítása metrikus ordinációval

A 26. ábrán a vizsgált élőhelyek futóbogár-együttesének metrikus ordinációja látható. A Jaccard-index-szel végezett elemzés során a három élőhelyen gyűjtött fajegyüttesek kerülnek összehasonlításra évenként. A módszer csak a fajok jelenlétét és hiányát



26. ábra. Futóbogár-együttesek hasonlósága területenként és évenként metrikus ordinációval (Jaccard-index) (1999–2004)



27. ábra. Futóbogár-együttesek hasonlósága területenként és évenként metrikus ordinációval (Horn-index) (1999–2004)

veszi alapul. A pontok távolsága a hasonlóság mértékével arányos. Látható, hogy a három terület futóbogár együttese elkülönül egymástól. Ásványráró és Lipót együttese viszonylag közel vannak egymáshoz, míg Nagybjacs jelentősen eltávolodott.

Az egy-egy helyszínt megjelenítő poligonok nagysága az együttes állandóságával hozható összefüggésbe. Minél kisebb az alakzat, annál stabilabb az együttes, hiszen az egyes pontok (évek) között annál kisebb az eltérés. A három együttes közül egyértelműen a nagybjacsi tekinthető a legállandóbb élőhelynek, míg Ásványráró és Lipót nagyságrendileg hasonló stabilitást mutat.

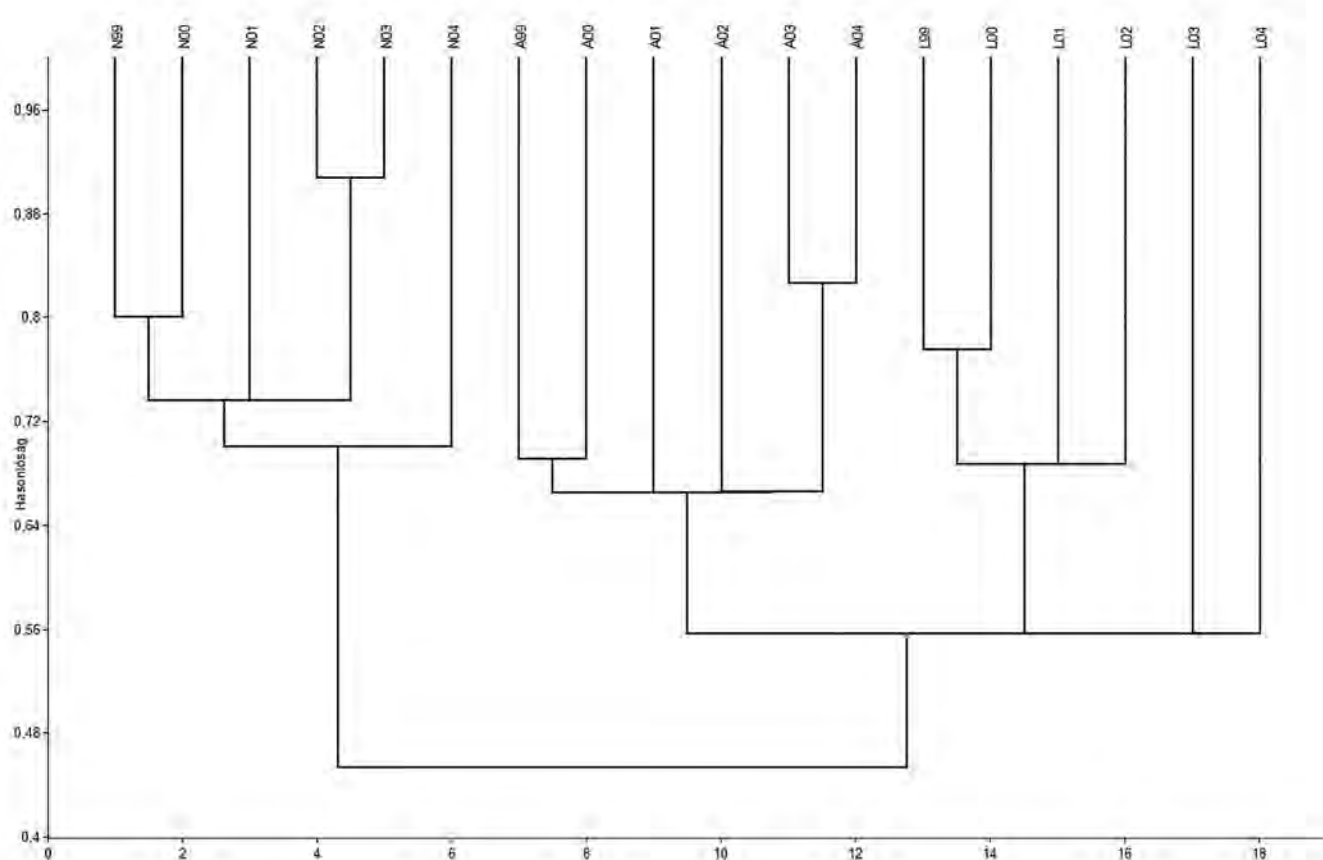
A 27. ábrán látható Horn-index a fajok jelenlét-hiányán kívül azok relatív gyakoriságát is figyelembe veszi, ezáltal a nagyobb egyedszámú fajok nagyobb súllyal esnek latba. Az így kapott alakzatok nagyjából az előzőhöz hasonlóak, Nagybjacs futóbogár-együttese ebben az esetben is elkülönül Ásványrárótól és Lipóttól, és a pontokat körülvevő poligon lényegesen kisebb méretű a másik kettőnél. Az egyes élőhelyeket megjelenítő alakzatokon belül kisebb átrendeződés tapasztalható az évek tekintetében, ami nyilván annak a következménye, hogy a Horn-index a ritka, kis egyedszámú fajokat kevésbé veszi figyelembe.

A területek futóbogár együtteseinek vizsgálata klaszteranalízissel

A metrikus ordinációhoz hasonlóan az összehasonlítást a Jaccard- és Horn-index segítségével egyaránt elvégeztük. A Horn-index-szel végzett vizsgálat eredménye a 28. ábrán látható, mely szerint a nagybjacsi, illetve az ásványrárói–lipóti együttesek 44 százalékos hasonlósági szinten válnak el egymástól, míg az ásványrárói és a lipóti minták 56 százaléknál. A legnagyobb (90%-os) hasonlóság a Horn-index szerint a nagybjacsi 2002-es és 2003-as minták között áll fenn (SZÉL és mtsai 2005). A fajösszetétel szempontjából az elválás nem ennyire kifejezett. A metrikus ordináció (27. ábra) és a klaszteranalízis (28. ábra) hasonló következtetések levonását teszi lehetővé, míg a finomabb eltérések a két számítási mód különbözőségéből fakadnak.

A kiszáradás hatása a vizsgált fűzligetekre

A Duna 1992-ben végrehajtott elterelésének hatására a Szigetközben a talajvíz szintje helyenként több méterrel lejjebb szállt, illetve megszűnt a rendszeres elöntés. A két hatás eredményeként megindult a kiszáradási folyamat, amely a növényzet és a mik-



28. ábra. A nagybjacsi, lipóti és ásványrárói füzesek futóbogár-együtteseinek összehasonlítása klaszteranalízissel, a Horn-index segítségével (N = Nagybjacs, A = Ásványráró, L = Lipót; 99 = 1999, 00 = 2000, 01 = 2001, 02 = 2003, 04 = 2004)

roklíma átalakulásán keresztül hatást gyakorolt a futóbogár-együttesekre is. Nincs adatunk a három általunk vizsgált fehérfüzes elterelés előtti állapotáról, csak valószínűsíthető, hogy korábban lényegesen nagyobb hasonlóságot mutattak, mint az 1999 és 2004 közötti kutatásaink idején. Ha a fehérfüzesek összehasonlítását és minősítését talajcsapdás gyűjtéseink eredményei alapján végezzük, a következő szempontokat vehetjük figyelembe. Egy élőhely természetességének egyik fokmérője a ritka és a védett fajok száma, hiszen e fajok többsége a háborítatlan élőhelyeket részesíti előnyben. További fontos tényező az előkerült fajok száma és a diverzitás nagysága. A nedvesség- és szárazságkedvelő futóbogarak aránya, illetve a nedves élőhelyekhez szignifikánsan kötődő fajok száma is jellemző az adott helyszínrre. Az árterületek futóbogár-faunájára a fejlett szárnyú, röpképes fajok és egyedek magas aránya is jellemző. Végezetül nem elhanyagolható szempont az élőhelyek időbeli állandósága sem.

A legtöbb ritka faj (*Agonum hypocrita*, *A. piceum*, *A. versutum*, *Asaphidion austriacum*, *Bembidion gilvipes*, *Platynus longiventris*) a nagybajcsi fehérfüzesből került elő. Viszonylag nagy egyedszámban (100) fordult elő a védett *Carabus granulatus*. A legtöbb fajt szintén erről a helyszínről mutattuk ki, de a futóbogár-együttesek diverzitása az egész időszakot figyelembe véve valamivel alacsonyabb az ásványróróinál. A nedvességkedvelő és jól repülő fajok aránya megint csak Nagybjacsra a legmagasabb, és innen került elő a legtöbb (7), a területhez szignifikánsan kötődő nedvességkedvelő faj is. Ami az élőhelyek állandóságát illeti, Nagybjacsra mind az együttesek fajkicserélődési indexei, mind metrikus ordinációja alapján a legstabilabb élőhelynek tekinthető.

Ásványrórón két ritka faj (*Bembidion gilvipes*, *Harpalus progreiens*) került elő, míg a védett fajok (*Calosoma inquisitor*, *C. sycophanta*, *Carabus granulatus*) száma három. A *Carabus granulatus* legtöbb példányát (224) ezen a területen fogták a csapdák. A fajszám közepes volt 1999 és 2004 között, míg a fajegyüttesek diverzitása átlagosan ezen a helyszínen volt a legmagasabb. A nedvességkedvelő és röpképes fajok aránya a nagybajcsinál valamivel alacsonyabb volt, és mindössze három szignifikánsan kötődő, nedvességkedvelő fajt mutattunk ki. Az ásványrórói élőhely az együttesek fajkicserélődési indexei alapján a legkevésbé állandó, míg azok metrikus ordinációja alapján közbülső helyet foglal el a három élőhelyet tekintve, vagyis valamivel stabilabb a lipótinál.

A lipóti szárazodó fehérfüzesben két ritka futóbogár, a *Harpalus progreiens* és a *H. xanthopus winkleri* fordult elő. A védett fajok közül előkerült innen a *Calosoma sycophanta* és a *Carabus granulatus*, utóbbinak csak négy példánya. Bár az együttesek fajszáma és diverzitása ezen az élőhelyen volt a legalacsonyabb, a 2003-ban mért 2,87-es diverzitásérték a legmagasabb a hat évet és a három élőhelyet figye-

lembe véve. Az élőhelyigényüket tekintve közömbös, illetve szárazságtűrő-szárazságkedvelő fajok aránya Lipóton volt a legmagasabb, a nedvességkedvelőké pedig a legalacsonyabb. Egyidejűleg magas arányban képviseltették magukat a csökevényes szárnyú, röpképtelen fajok egyedei. A területhez szignifikánsan kötődő fajt nem találtunk. A lipóti élőhely az együttesek fajkicserélődési indexei alapján közepes stabilitású, míg a metrikus ordináció alapján a legkevésbé állandó élőhely.

Ha a három vizsgálati helyszínt a fenti szempontok alapján vetjük össze, Nagybjacs és Ásványróró tükrözi vissza jobban az eredeti, elterelés előtti természetes állapotokat, amikor a vízjárás és a vízellátás az összes helyszínen kedvező volt. Ásványrórón ugyan kis mértékben már érezte a hatását a kiszáradási folyamat, hiszen megjelentek a szárazságtűrő-szárazságkedvelő fajok, de a védett fajok száma itt a legmagasabb a vizsgált élőhelyek között. A diverzitás is Ásványrórón volt maximális, ha a vizsgálati periódus egészét tekintjük. A természetességi szempontok alapján a lipóti füzes tekinthető legkevésbé jó állapotú élőhelynek. A kiszáradási folyamat ezen az élőhelyen érvényesült leginkább, a futóbogár-együttes pedig itt távolodott a legmesszebbre a vízjárta fehérfüzesekben uralkodó ideális állapottól.

Futóbogarak indikátor szerepe ligeterdőkben

Egy adott területen élő futóbogarak gyorsan reagálnak a környezeti változásokra, ezért a talajszinten kialakult futóbogár-együttesek fajösszetétele, dominanciaviszonyai és azok változásai, mint pl. a fajkicserélődési-index jól felhasználhatók a különféle élőhelyek minősítésénél valamint az ott bekövetkező hatások jelzésére is (LUFF 1992). Ebből adódóan az ártéri füzesekben zajló pozitív és negatív folyamatoknak is jó indikátorai (GÜNTHER és ASSMANN 2005). A rovaregyüttesek biomonitoring jellegű folyamatos vizsgálatával és az adatok kiértékelésével tehát a kiszáradás, illetve más kedvezőtlen (és kedvező) hatások is nyomon követhetők.

A futóbogár-együttesek vizsgálata viszonylag kis ráfordítással, területenként akár már 5 mintával és havi egyszeri mintavételezéssel is kivitelezhető, hiszen ebben az esetben az együttesek domináns fajai megállapíthatók (KROMP 1999, KUTASI 2005). A mintavételezésre használt csapdapoharak egymástól való távolsága legalább 10 méter legyen, hogy a csapdák fogásait különálló (független) egységként lehessen tekinteni. A könnyebb megtalálhatóság végett a poharakat célszerű vonal alakban lehelyezni. A költséghatékonyságot is szem előtt tartva elégséges egy május elejétől június végéig tartó, valamint egy szeptemberi csapdázást végrehajtani.

A nagyobb csapdaszámmal végzett mintavételezés kétségtelen előnye, hogy a poharak és a bekerült rovarok egy része gyakran megsemmisül részben az árvíz, részben a vad (pl. vaddisznók, borzok) tevékenysége miatt, így viszont biztosíthatjuk, hogy a minimálisan szükséges 5 minta anyaga a rendelkezésünkre álljon. A monitoring jellegből következik, hogy vizsgálatainkat több éven át kell folytatnunk, hiszen csak így tudjuk az adott terület faunáját alaposan megismerni és az észlelt változásokat helyesen értelmezni.

Saját szigetközi vizsgálataink alapján az alábbi fajok dominanciája egyértelműen jó vízellátottságot jelez. Közönséges kismutó (*Agonum emarginatum*), ligeti kismutó (*A. micans*), barnás kismutó (*Oxypselaphus obscurus*), vöröslábú kismutó (*Platynus assimilis*) – ez utóbbi faj több mint 1000 példánya közül gyakorlatilag mindegyik a nagybajcsi nedves füzesből került elő. A mezei futrinka (*Carabus granulatus*) nagy egyedszáma is jó jelnek tekinthető, bár e faj tömeges jelenléte gyakran az idősebb és kidőlt fűzfák jelenlétével hozható összefüggésbe.

A következőkben felsorolt ritka fajok akár egyetlen példánya is természetességre és jó élőhelyi viszonyokra utal: füstös kismutó (*Agonum fuliginosum*), lápi kismutó (*A. hypocrita*), szurkos kismutó (*A. piceum*), ligeti gyorsfutó (*Bembidion gilvipes*), homlokjegyes kismutó (*Platynus livens*), termetes kismutó (*P. longiventris*).

Az élőhelyük szempontjából közömbös és szárazságtűrő valamint országszerte gyakori fajok jelentős egyedszámban való előkerülése az élőhely leromlását, kiszáradását valószínűsíti. Saját eredményeink alapján ilyen fajok lehetnek többek között a közönséges közfutó (*Amara similata*), a nagy selymesfutó (*Harpalus rufipes*) valamint a sárgalábú gyökérfutó (*Syntomus pallipes*).

A fűzligetekben előforduló, idős, odvas fűz- és esetleg nyárfák feltétlenül kíméletet érdemelnek, hiszen sok élőlénynek, így a futóbogaraknak is búvó- és telelőhelyül szolgálnak. Hasonló megfontolásból a kidőlt fákat és a letört nagyobb ágakat is a területen kell hagyni.

Összegzés

Jelen tanulmányunkban hat év vizsgálatainak eredményét adjuk közre, melynek során fehérfüzesek futóbogár-együtteseit hasonlítottuk össze a Szigetközben. A Nagybajcs, Ásványráró és Lipót térségében elhelyezkedő ártéri fűzligetek nagyjából hasonló körűek, elsősorban a vízellátottság szempontjából különböznek egymástól. A gyakran előtört nagybajcsi ligeterdőben összesen 56 faj 2557 egyedét fogták a talajcsapdák, a közepes vízellátottságú Ásványrárón 50 faj 1195 egyedét, míg a szárazodó lipóti termőhelyen 37 faj 467 egyede került elő. A faj- és egyedszámok éves ingadozása közepes, de 2003-ban, a vízellátottság növekedésével mindhárom helyszínen ugrásszerű növekedés volt észlelhető.

A három mintavételi terület futóbogár-együttese nemcsak faj- és egyedszámban tért el, hanem az együttest alkotó fajok élőhelyigényében is. Míg Nagy- bajcscon a fajok zömét erdei és vízparti nedvességkedvelő fajok képezik, Ásványrárón, majd Lipóton a nedvességkedvelők dominanciája fokozatosan csökken. A szárazabb helyszíneken egyidejűleg növekszik az élőhelyük nedvességére kevésbé érzékeny (közömbös) és szárazságtűrő-szárazságkedvelő fajok száma. Ha a fajszámok helyett az egyedszámokat vesszük figyelembe, a fenti tendencia még szembeötlőbb: a nedvességkedvelők dominanciája Nagy- bajcscon 95%, Ásványrárón 80%, míg Lipóton mindössze 26%.

Ha az együttes fajait hártás szárnyuk fejlettsége alapján csoportosítjuk, csak kis mértékű eltéréseket tapasztalhatunk. Általában nagy a fejlett (hosszú) szárnyal rendelkező fajok részaránya, amely Ásványrárón és Lipóton kis mértékben csökken. Az egyedek szintjén a különbség sokkal kifejezettebb. Nagy- bajcscon a hosszúsárnyúak aránya nagyobb 80%-nál, míg a rövidsárnyú egyedek száma az 1%-ot sem éri el. Lipóton a rövidsárnyú egyedek képezik a legnagyobb csoportot, részarányuk 46%.

A három helyszín futóbogár-együtteseit ökológiai mutatók segítségével is összevetettük. Míg a faj- és egyedszámok összesített értéke Nagy- bajcscon maximális, a Shannon-diverzitás és az egyenletesség Ásványrárón a legnagyobb és Lipóton a legkisebb, ha az összes év átlagát vesszük figyelembe. Érdekes, hogy a legkisebb (2001: 1,41) és a legnagyobb (2003: 2,87) diverzitási valamint a maximális egyenletességi érték (2002: 0,95) egyaránt Lipóton volt tapasztalható.

A Rényi-diverzitásprofilok az első évet (1999) leszámítva kereszteződnek, és a görbék egymáshoz való helyzete is eltér az egyes években. A vizsgált évek zömében az ásványrárói és a nagybajcsi fajegyüttes magasabb diverzitást mutatott a lipótinál, míg 2003-ban a helyzet megfordult, ami a jobb vízellátással magyarázható. A nagybajcsi és az ásványrárói együttesek egymáshoz való viszonya sem állandó: 1999-ben Nagy- bajcs, 2000-ban és 2003-ban pedig Ásványráró diverzitásprofilja futott magasabban (kereszteződés nélkül). A másik három évben a görbék az $\alpha = 1$ skálaparaméter előtt keresztezték egymást, és az ásványrárói együttes pontjai helyezkedtek el magasabban.

A nagybajcsi futóbogár-együttes leggyakoribb faja a vöröslábú kismutó (*Platynus assimilis*), melynek egyedszáma 2003-ban kiemelkedően nagy, 692 volt. Relatív gyakorisági értéke 48,8%. További gyakori fajok a barnás kismutó (*Oxypselaphus obscurus*), a közönséges kismutó (*Agonum emarginatum*), a ligeti kismutó (*A. micans*), a közönséges gyászfutó (*Pterostichus melanarius*) és a mezei futrinka (*Carabus granulatus*). A *Platynus assimilis*, az *Agonum micans* és további 5 faj szignifikáns kötődést mutatott a nagybajcsi élőhelyhez. A legtöbb ritka faj, mint a lápi kismutó (*Agonum hypocrita*), a szurkos kismutó (*A. piceum*), a szélesnyakú kismutó (*A. versutum*), a nyugati sárfutó

(*Asaphidion austriacum*), a ligeti gyorsfutó (*Bembidion gilvipes*) valamint a termes kisfutó (*Platynus longiventris*) szintén Nagybjacsról került elő.

Az ásványrári fajegyüttes leggyakoribb képviselői a mezei futrinka (*Carabus granulatus*), a domborúszemű gyászfutó (*Pterostichus strenuus*) és a borostyánfutó (*Epaphius secalis*), melyek szignifikáns kötődést is mutattak az élőhelyhez. A védett mezei futrinka a 6 év alatt négyszer volt az együttes domináns képviselője. További gyakori faj volt még a közönséges gyászfutó (*Pterostichus melanarius*), a barnás kisfutó (*Oxypselaphus obscurus*), a smaragd gyászfutó (*Poecilus versicolor*) valamint a mezei közfutó (*Amara communis*). Ásványráróról is előkerült a ritka ligeti gyorsfutó (*Bembidion gilvipes*) egyetlen példánya. Említést érdemlő faj még erről az élőhelyről a védett aranyos bábrabló (*Calosoma sycophanta*).

A lipóti együttes leggyakoribb faja a sárgalábú gyókérfutó (*Syntomus pallipes*), mely háromszor volt domináns a 6 év alatt. Maximális dominancia-értékét (0,643) 2001-ben érte el, ez volt egyben a legnagyobb Berger-Parker-index az összes helyet és évet figyelembe véve. A kis pajzsosfutonc (*Licinus depressus*) a másik leggyakoribb faj, Ásványrárón is jelentős egyedszámban lépett föl. A közönséges fűrgefutonc (*Trechus quadristriatus*) és a közönséges gyászfutó (*Pterostichus melanarius*) voltak az együttes további gyakori fajai. Szignifikáns kötődést a lipóti együttes fajainál nem tapasztaltunk.

Vizsgáltuk az együttesek fajösszetételének évenkénti változását a fajkicsérlődési index segítségével. Az indexeket figyelembe véve a fajspektrum éves változásainak összege Ásványrárón volt a legnagyobb, és Nagybjacsra a legkisebb a 6 év alatt. Lipót a kettő között áll, de közelebb van Ásványráróhoz. Ezek szerint a rendszeresen víz alá kerülő nagybjacsi együttes a legstabilabb a fajösszetétel szempontjából, míg a közepes vízellátottságú Ásványrárón valamint a legszárazabb Lipóton sokkal nagyobb a fluktuáció. A jelenséget leginkább a 2001/2002, illetve a 2002/2003 indexének változása mutatja. A lipóti együttes indexe (0,706) több mint 40%-al magasabb a 2001/2002 évihez képest. Az ásványrári együttes esetében a változás 26%-os, míg a nagybjacsi együttesé mindössze 8,3%-os. A nagy eltérés úgy magyarázható, hogy az amúgy is rendszeresen elöntött nagybjacsi élőhely futóbogár-együttesét a 2003-ban bekövetkezett jobb vízellátás kevésbé befolyásolta, mint a közepesen nedves Ásványráró, illetve az inkább száraz Lipót esetében. A fajspektrum legkisebb változása a 2003 és 2004 évek között észlelhető. Ekkor a magasabb víz-

állás, a talaj kedvezőbb vízellátottsága stabilizálta az együtteseket.

A három terület futóbogár-együtteseit metrikus ordinációval és klaszteranalízissel is összehasonlítottuk. Az ordinációnál a Jaccard- és Horn-indexek alapján a nagybjacsi együttes stabilitása és elkülönültsége rajzolódik ki, míg az ásványrári és lipóti közelebb vannak egymáshoz és állandóságuk is kisebb. A klaszteranalízisben a Horn-index is hasonló eredményre vezetett, ha a három élőhely viszonyát a 6 év vonatkozásában vizsgáljuk.

Ha az általunk vizsgált három mintaterületet tekintjük, a leginkább természetszerű állapotúnak a nagybjacsi élőhely tekinthető, ahol a magas faj- és egyedszám mellett a többséget az erdei és vízparti nedvességkedvelő fajok teszik ki és sok a ritkaság. A Nagybjacsra előkerült ritka fajok a háborítatlanságot jelzik. Ásványrárón a kisebb faj- és egyedszám mellett csökkent a nedvességkedvelők részaránya és megjelentek a szárazságkedvelő-szárazságtűrő fajok. Az itt észlelt nagy diverzitás feltehetőleg a kiszáradási folyamat élőhelymódosító hatását tükrözi. Az elterelés következtében a lipóti élőhelyen süllyedt a talajvíz a legmélyebbre, és ez az élőhely tekinthető a legkevésbé természetszerűnek a három ártéri fűzliget közül. Bizonyítékként többek között a nedvességkedvelő futóbogárfajok és -egyedek alacsony, a szárazságkedvelő-szárazságtűrő és közömbös fajok magas aránya valamint a terület kis mértékű állandósága tekinthető.

Ha egy adott élőhelyen (ligeterdőben) végbemenő kedvező és kedvezőtlen környezeti folyamatokat az ott élő futóbogár-együttesek vizsgálatával kívánjuk nyomon követni, célszerű létrehozni egy kis ráfordítással működtethető biomonitöring rendszert. Ennek lényege, hogy a nyár elején és ősszel havi gyakorisággal végzünk mintavételezéseket. A csapdázott futóbogarak fajösszetételének és közösségi mutatóinak ismeretében következtetéseket vonhatunk le a vizsgált élőhely állapotáról: természetességéről, vízellátottságáról.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki Németh Tamásnak a futóbogarakat bemutató színes fotókért. Igen hálásak vagyunk Korda Mártonnak a kézirat alapos és minden részletre kiterjedő lektorálásáért és hasznos tanácsaiért. Köszönet az Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóságnak a vízállási adatok rendelkezésünkre bocsátásáért. Fabók Veronikát a mintavételezésben nyújtott segítségéért, Bérces Sándort pedig a vizsgálati helyszín térképének elkészítéséért illeti köszönet.

Irodalomjegyzék

- ÁDÁM, L. és MERKL, O. (1986): *Adephaga of the Kiskunság National Park, I: Carabidae (Coleoptera)*. – In: MAHUNKA, S. (szerk.): The Fauna of the Kiskunság National Park, I. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 119–142.
- ALEXAY, Z. (1982): *Szigetköz. Ember és táj*. – Gondolat Kiadó, Budapest, 185 pp.
- BÁRDOS, D. P. (1994): *Megsebzett táj – Szigetköz*. – Pelikán Kiadó, Budapest, 104 pp.
- FABÓK, V. (2005): *A Duna elterelésének hatása futóbogár (Carabidae, Coleoptera) fajegyüttesekre a Szigetköz három fehér füzes állományában – ökofaunisztikai esettanulmány*. – Szakdolgozat. ELTE, Természettudományi Kar, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 66 pp.
- GERGELY, A., HAHN, I., MÉSZÁROS-DRASKOVITS, R., SIMON, T., SZABÓ, M. és BARABÁS, S. (2001): Vegetation succession in a newly exposed Danube riverbed – *Applied Vegetation science* **4**: 35–40.
- GÖCSEI, I. (1979): *A Szigetköz természetföldrajza*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 119 pp.
- GÜNTHER, J. és ASSMANN, T. (2005): Restoration ecology meets carabidology: effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). – *Biodiversity and Conservation* **14**: 1583–1606.
- HÜRKA, K. (1996): *Carabidae of the Czech and Slovak Republics*. – Kabourek, Zlín, 565 pp.
- KÖDÖBÖCZ, V. (2007): *Az Északkeleti-Alföld futóbogár-faunája (Coleoptera: Carabidae) és állatföldrajzi kapcsolatai*. – Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Természettudományi Kar, Debrecen, 119 pp. + Függelék.
- KÖDÖBÖCZ, V. (2010): Futóbogár adatok (Coleoptera: Carabidae) I. Egyelő gyűjtések 1998–2010. – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **34**: 59–116.
- KÖDÖBÖCZ, V. (2011): Futóbogár adatok (Coleoptera: Carabidae) II. Talajcsapdás gyűjtések 1995–2010. – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **35**: 54–108.
- KROMP, B. (1999): Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**: 187–228.
- KUTASI, Cs. (2004): A Kab-hegy környéki tavak és láprétek futóbogarai (Coleoptera: Carabidae). – *Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis* **21**: 97–110.
- KUTASI, Cs. (2005): Futóbogár-együttesek (Coleoptera: Carabidae) szerkezetének vizsgálata gyümölcsültetvényekben. – Doktori értekezés, Corvinus Egyetem, Budapest, 118 pp.
- KUTASI, Cs. (2006): Fénycsapdával gyűjtött futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) a Keleti-Bakonyból. – *Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis* **23**: 53–69.
- KUTASI, Cs. (2009): Futóbogarak Gyűrűfű környékéről (Coleoptera: Carabidae). – *Natura Somogyiensis* **13**: 105–114.
- KUTASI, Cs. (2010): Porva környékének futóbogarai (Coleoptera: Carabidae). – *Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis* **27**: 83–94.
- KUTASI, Cs. (2012): A Fekete-hegy (Bakony-hegység) vízparti futóbogarai (Coleoptera: Carabidae). – *Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis* **29**: 87–108.
- KUTASI, Cs. és SÁR, J. (2007): Kétújfalu környékének állas- és futóbogarai (Coleoptera: Rhysodidae, Carabidae). – *Natura Somogyiensis* **10**: 143–152.
- LÖVEI, G. és SUNDERLAND, K. D. (1996): Ecology and behaviour of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Annual Review of Entomology* **41**: 231–256.
- LUFF, M. L., EYRE, M. D. és RUSHTON, S. P. (1992): Classification and prediction of grassland habitats using ground beetles (Coleoptera, Carabidae). – *Journal of Environmental Management* **35**: 301–315.
- MERKL, O. és SZÉL, Gy. (2010): *A bogárfauna szukcessziójának monitorozása*. – In: GUBÁNYI, A. és MÉSZÁROS, F. (szerk.): A Szigetköz állattani értékei. Magyar Természettudományi Múzeum és Co-Libri Reklámgrafika, Budapest, pp. 173–176.
- MÉSZÁROS, F. (1997): *A Duna ügye a hágai bíróság előtt: a környezet*. – In: VARGHA, J. (szerk.): A Hágai döntés. Enciklopédia kiadó, Budapest, pp. 179–210.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (szerk.) (2004): *Band 2. Adephaga I: Carabidae (Laufkäfer)*. 2. Auflage. – In: FREUDE, H., HARDE, K. W., LOHSE, G. A. és KLAUSNITZER, B. (szerk.): Die Käfer Mitteleuropas. Elsevier GmbH, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg–Berlin, 521 pp.
- NAGY, F., SZÉL, Gy. és VIG, K. (2004): Vas megye futóbogár faunája (Coleoptera: Carabidae). – *Praenorica, Folia historico-naturalia* **7**: 1–235.
- NIEMELÁ, J., LANGOR, D. és SPENCE, J. R. (1993): Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. – *Conservation Biology* **7**: 551–561.
- SIMON, T., SZABÓ, M., DRASKOVITS, R., HAHN, I. és GERGELY, A. (1993): Ecological and phytosociological changes in the willow woods of Szigetköz, NW Hungary, in the past 60 years. – *Abstracta Botanica* **17**: 179–186.
- SZÉL, Gy. (1996): *Rhysodidae, Cicindelidae and Carabidae (Coleoptera) from The Bükk National Park*. – In: MAHUNKA, S. (szerk.): The Fauna of the Bükk National Park, II. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 159–222.
- SZÉL, Gy. (2011): Futóbogár-együttesek vizsgálata a Lajta-project (Mosonszolnok) területén. – PhD disszertáció, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 143 pp.
- SZÉL, Gy., DOMBOS, M. és GUBÁNYI, A. (2010a): *Futóbogarak vizsgálata ártéri füzesekben*. – In: GUBÁNYI, A. és MÉSZÁROS, F. (szerk.): A Szigetköz állattani értékei. Magyar Természettudományi Múzeum és Co-Libri Reklámgrafika, Budapest, pp. 177–184.
- SZÉL, Gy., FABÓK, V., KUTASI, Cs. és RETEZÁR, I. (2005): *Longterm investigations of carabid communities of the floodplains of Danube*. – In: SERRANO, J., GÓMEZ-ZURITA, J. és RUIZ, C. (szerk.): XII European Carabidologists Meeting. Ground beetles as a key group for biodiversity conservation studies in Europe. Murcia, Spain, pp. 47–50.
- SZÉL, Gy. és KUTASI, Cs. (2011): *Bogárszati kutatások Csévharszt és Vasad térségében (Coleoptera)*. – In: Természettvédelem és kutatás a Duna–Tisza közti homokhátságon. Rosalia 6. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 303–351.
- SZÉL, Gy., MERKL, O. és MAKRANCZY, Gy. (2010b): *Bogárfaunisztikai vizsgálatok a Szigetközben*. – In: GUBÁNYI, A. és MÉSZÁROS, F. (szerk.): A Szigetköz állattani értékei. Magyar Természettudományi Múzeum és Co-Libri Reklámgrafika, Budapest, pp. 63–86.
- TALLÓSI, B., SZÉL, Gy. és PURGER, J. (2006): A Mecsek és környékének állasbogarai és futóbogarai (Coleoptera: Rhysodidae, Carabidae). – *Folia comloensis* **15**: 51–114.
- THIELE, H. U. (1977): *Carabid Beetles in Their Environments. A Study of Habitat Selection by Adaptation in Physiology and Behaviour*. – Berlin–Heidelberg–New York, 355 pp.
- TIMAFFY, L. és ALEXAY, Z. (1988): *Ezer sziget országa*. – Móra Ferenc Könyvkiadó, Budapest, 76 pp.
- ZÓLYOMI, B. (1937): A Szigetköz növénytanai kutatásainak eredményei. – *Botanikai Közlemények* **34**: 169–192.

Investigations of Ground Beetles of White Willow Forest in the Szigetköz (NW Hungary)

Győző Szél¹ & Csaba Kutasi²

¹Department of Zoology of the Hungarian Natural History Museum, Baross u. 13, H-1088 Budapest, Hungary
E-mail: szel@nhmus.hu

²Bakony Museum of the Hungarian Natural History Museum, Rákóczi tér 3-5, H-8420 Zirc, Hungary
E-mail: kutasi@nhmus.hu

Ground beetle populations were studied in three white willow (*Salix alba*) forests with different water availabilities at Nagybajcs, Ásványráró and Lipót between 1999 and 2004. A total of 4219 individuals belonging to 85 species were collected using pitfall traps. The bulk of the collected carabid species are widespread and frequent in Hungary, while *Asaphidion austriacum* is an extremely rare species. Three protected species, *Calosoma inquisitor*, *Calosoma sycophanta* and *Carabus granulatus* were also recorded. After dividing the species into silvicol hygrophilous, riparian hygrophilous, indifferent and xerotolerant-xerophilous groups, the occurrence and number of indicator species of the sites were compared. In the analysis of the various ground beetle associations, Berger-Parker dominance index, Shannon- and Rényi-diversity and equitability, as well as metric ordination, Horn's similarity indexes were used. In the regularly flooded forest at Nagybajcs, a species-rich carabid fauna exists. In the moderately dry gallery forest of a similar age at Ásványráró where flooding is much rarer, smaller number of species and specimens were found and xerotolerant beetle species also appeared. At Lipót, where between 1999 and 2004 there was no flooding at all, the smallest number of species and specimens were found; in this driest willow forest numerous species were flightless or xerotolerant, or ones characterised by a wide tolerance range. Our conclusion is that on the long run different soil humidity leads to the development of carabid communities with different species composition and structure. To analyse the changes in environmental conditions of the white willow forests we suggest to create a cost-effective biomonitoring system.

Key words: white willow (*Salix alba*) forest, differing water availability, pitfall trapping, ground beetle assemblage, habitat preference, hygrophilous species, diversity, biomonitoring investigations

Esettanulmány a díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) Kemelyi-erdő menti populációjának felméréséről és az erdőgazdálkodás természetvédelmi vonatkozásairól

Örvössy Noémi

E-mail: orvossyn@gmail.com

A díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) az élőhelyvédelmi irányelv II. és IV. mellékletében szereplő védett faj. Populációi egész Európában csökkenő tendenciát mutatnak, még a stabil, nagy állományai is rendkívül sérülékenyek nem megfelelő erdőgazdálkodás esetén. Jelen esettanulmány arra mutat rá, hogy a jól megválasztott erdőgazdálkodási módok hogyan járulhatnak hozzá a faj megőrzéséhez. Magyarországon a faj rajzása május-júniusban történik, két-három hétig. Nektárforrásként magas termetű ernyősvirágzatú és fészkesvirágzatú lágyszárúak szolgálnak. A hímek revírt tartanak, a nőstények a lombkoronaszintet preferálják. Az *Euphydryas maturna* tipikus r-stratégista, nagy számú petéit egy csomóba rakja le, jellemzően kőrisek 1,5–3 m magasságban lévő ágainak végső leveleire, esetenként fagyal vagy lonc levelekre. A lárvák szövedéket alkotnak, *Fraxinus*, esetleg *Ligustrum* és *Lonicera* fajokat fogyasztanak, ezután az avarszintben átnyaralnak, majd áttelelnek. A petezés és a hernyók korai fejlődése során a megfelelő korú és helyzetű kőrifákra van szükség, a lárvafázisban a legfontosabb a nyílt lombkoronaszint megléte. A nyugalmi állapotban a fő veszélyek: a kiszáradás, árterületeken a vízborítás, később a megfelelően fejlett tavaszi gypszint is fontos a populáció túlélése számára.

A Sajó környékén még előfordul, de kis kiterjedésű keményfás ligeterdők értékes élőhelyei a díszes tarkalepkének. 2008 előtt három nagyobb folt nyújtott megfelelő élőhelyet Sajólád, Girincs és Belegrád (Kemelyi-erdő) környékén. Ezek a területek a Natura 2000 hálózat részét képezik, így amikor – az illegális fakitermelés és azt követő tarvágás következményeként – a lepke élőhelye leromlott, illetve eltűnt, kutatások kezdődtek, amelyek célja a Sajólád környéki tényleges és potenciális élőhelyek feltérképezése, és élőhely-fejlesztési javaslatok megfogalmazása volt.

Sajóládon a lepke látszólag teljesen eltűnt, és éveknek kell eltelnie, amíg spontán visszatelepülés történhet. Girincsen korábban sem találták az állományt. A Kemelyi-erdő (191 ha) felén idős tölgy-kőrös-szil ligeterdő állomány van, a másik felében különböző korú felújuló erdő és a közelmúltban tarvágott erdő. A populációméretet jelölés-visszafogás módszerrel becsültük meg. A populáció mérete közepes és eloszlása nem egyenletes a területen, a faj kötődik az erdőszegélyekhez, erdészeti utakhoz, a fiatalabb erdőfelújításokhoz. A faj hosszú távú megőrzéséhez a Kemelyi-erdőben és a hasonló élőhelyeken is szükség van: a legalább középkorú keményfás ligeterdők megőrzése, tisztások és szegélyek fenntartásával, elegyes szerkezettel. Tarvágás helyett száraló jellegű, lékeket fenntartó gazdálkodás az előnyösebb. A vizsgálatok, és a díszes tarkalepke sajóládi visszatelepülése is azt mutatják, hogy a megfelelően kiválasztott és végzett erdőgazdálkodás és a természetvédelmi szempontokat is figyelembe vevő tervezés biztosíthatja ennek a bonyolult életciklusú, sérülékeny lepkefajnak a túlélését.

Kulcsszavak: lék, száraló gazdálkodás, *Euphydryas maturna*, Kemelyi-erdő, Sajóládi-erdő, Girincsi Nagy-erdő

Bevezetés

A díszes tarkalepke természetvédelmi helyzete

A díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) (1. ábra) populációi egész Európában csökkenő tendenciát mutatnak (KUDRNA 2002). Különösen az elterjedési területének szegélyhelyzetű populációi sebezhetőek, de a nem megfelelő erdőgazdálkodással az elterjedési terület közepén elhelyezkedő, stabil, nagy egyedszámú populációi is veszélybe kerülhetnek. A legnagyobb és legstabilabb populációk Finnországban élnek, Míg sok európai országban veszélyez-

tetett vagy sérülékeny a faj státusza, Finnországban viszonylag elterjedt és stabil populációkat alkot a faj (WAHLBERG 2001). A faj szerepel az Élőhelyvédelmi irányelv II. és IV. mellékletében, ezáltal a Natura 2000 területek kijelölésekor jelölőfajként szolgált.

Elterjedés

A faj Európa mérsékeltövi területein fordul elő. Nyugaton Franciaország, északon Svéd- és Finnország déli területei, délen pedig észak Görögország az elterjedés határa (KUDRNA és mtsai 2011). Kelet felé Szibériában, a Bajkálon túli területekig fordul elő,



1. ábra. Díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) hernyó (A), báb (D) és imágó (B, C) (fotó: Górá Ádám)

azonban ott és az Ural vidékén már másik alfaj él. Jelenleg három ország területén (Belgium, Luxemburg és Dánia, BENEŠ és mtsai 2002) már kipusztultnak tekinthető és öt országban kritikusan veszélyeztetett a túlélése az IUCN kritérium rendszere alapján (VAN SWAAY és WARREN 1999).

A faj populációbiológiai, genetikai és ökológiai tulajdonságai valamint természetvédelmi helyzete némiképp elkülönül két földrajzi területen, az északi populációk ökológiai igényei és populáció szerkezete

(WAHLBERG 1998, 2001, WAHLBERG és mtsai 2002) eltérnek a közép-európai populációkétól (KONVIČKA és mtsai 2005, DOLEK és mtsai 2006, FREESE és mtsai 2006). Több kutatásban felhívják azonban a figyelmet arra, hogy a skandináviai eredmények nem vonatkoztathatók a délebbi populációkra, egyrészt az eltérő tápnövény, másrészt a hosszabb élelciklus miatt. Míg a közép-európai populációkban egy év alatt fejlődik ki az imágó, északon a 2–3 éves fejlődési időtartam a jellemző.

A faj életmenet jellemzői és ökológiai igényei (imágó, pete, lárva, báb)

Az imágók Közép-Európában május-júniusban repülnek, a rajzási időszak 2–3 hét (FREESE és mtsai 2006). A hímek őrjáratózó, többé-kevésbé revírtartó életmódot folytatnak. A nőtények elsősorban kőrisek (*Fraxinus* spp.) 1,5–3 m-es magasságban elhelyezkedő ágainak végső leveleire rakják sárgás, később barnává színeződő petéiket, 200–300 db-ot egyszerre. A kikelő hernyók szövedéket képeznek és a harmadik lárvastádiumig együtt maradnak, miközben a levelek felületén hámozva táplálkoznak. Kőrís fajokon kívül, fagyal (*Ligustrum* spp.), lonc (*Lonicera* spp.), stb. fajok lehetnek tápnövényei a hernyóknak. Egyes élőhelyeken, például szárazabb tölgyesekben (Bükk-alja, Kerecsend, a Nyírségben több helyen) a *Ligustrum* a fontosabb tápnövény. Tavasszal a hernyók az aljnövényzetben magányosan fordulnak elő (FREESE és mtsai 2006, VARGA 2006, ÁBRAHÁM 2008).

A díszes tarkalepke életciklusa a nemzetközi és hazai kutatások alapján viszonylag jól ismert. A faj életciklusa megkívánja, hogy a különböző egyedfejlődési stádiumokban szükséges valamennyi forrás megtalálható legyen a populáció élőhelyén. A díszes tarkalepke helyhez kötött, bonyolult életciklusú faj, amelynél a ciklus különböző szakaszaiban eltérőek a ható tényezők. A párzás, a peterakás, a fiatal hernyók táplálkozása az erdő szegélyén, az alacsony lombkoronaszintben vagy a cserjeszintben zajlik. Az avarszint, mint búvóhely (átnyaralás, áttelelés), majd a gyepszint, mint újabb táplálkozó hely szerepel. A bábozódás a fatörzsön történik, a lepke az erdőszegélyben és az erdőszéli nyílt terepen, tisztásokon, nyiladékokon mozog.

Az imágók erdőszegélyeket, erdei tisztásokat preferálnak, ahol előfordulnak a szükséges nektárt szolgáltató növények. Az imágók főbb nektár forrásai: a magaskórós ernyősvirágzatú és fészkesvirágzatú lágyszárúak [erdei turbolya (*Anthriscus sylvestris*), mocsári kocsord (*Peucedanum palustre*), medvetalp (*Heracleum sphondylium*), illetve réti margitvirág (*Chrysanthemum leucanthemum*), aszatok (*Cirsium* spp.)], valamint az erdőszegély cserjéi közül a közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*), a veresgyűrű-som (*Cornus sanguinea*) és a tatárjuhar (*Acer tataricum*) (VARGA 2006). Emellett a lepkék a nedves talajból nedvességet és ásványi anyagokat vesznek fel, bomló szerves anyagokban gazdag táplálék-forrásokat is látogatnak (ürülék, elhullott állatok); ilyenkor csoportosan is táplálkoznak. A hímekre jellemző a területtartó viselkedés. A párzás vagy a magaskórós lágyszárúakon, vagy a peterakó-hely közelében, a cserjeszintben, illetve alsó lombkoronaszintben történik (ÁBRAHÁM 2008).

A kezdeti tápnövény, amelyre a peterakás történik, Közép-Európában és Magyarországon is mindig fásszárú. A faj számos lárvális tápnövénye ismert

különböző európai területeken: nyírfajok (*Betula* spp.), közönséges bükk (*Fagus sylvatica*), magas kőrís (*Fraxinus excelsior*), rezgő nyár (*Populus tremula*) és kecskefűz (*Salix caprea*), valamint kányabangita (*Viburnum opulus*), ükörke lonc (*Lonicera xylosteum*), fekete áfonya (*Vaccinium myrtillus*), réti csormolya (*Melampyrum pratense*), erdei csormolya (*M. sylvaticum*), lándzsás útifű (*Plantago lanceolata*), borostyánlevelű veronika (*Veronica hederifolia*) és hosszúlevelű fürtösveronika (*Pseudolysimachion longifolium*) (VARGA 2006, ÁBRAHÁM 2008). Bár az *Euphydryas* fajok lárvai az adatok összesítése alapján több tápnövényfajt fogyasztónak (polifág) tűnhetnek, jellemző rájuk, hogy adott területen egyetlen, illetve egy-két fő tápnövényük van csupán. Magyarországon a magas kőrís, magyar kőrís (*F. angustifolia* subsp. *danubialis*), virágos kőrís (*F. ornus*), közönséges fagyal, és áttelelés után a borostyánlevelű veronika bizonyult tápnövényének (VARGA 1996, 1997, 2006).

A petezés és a hernyók korai fejlődése során megfelelő korú (40 évesnél idősebb erdőben álló, bár az irodalmi adatok szóródnak) és helyzetű (napos-félsárnyékos helyen növe) kőrisfákra vagy fiatal kőrís újlatra van szükség, bár esetenként a fagyal is megfelelő tápnövény. A lárva fázis során a legfontosabb a nyílt lombkoronaszint megléte, mivel a túl sok napsütés és a túl kevés is csökkenti a lárva túlélésének esélyeit (FREESE és mtsai 2006, VARGA 2006). A fiatal hernyók a 3. lárvális stádiumban elhagyják a tápnövényt, és kisebb csoportokban az avarszintbe húzódnak átnyaralnak, majd át is telelnek. Az áttelelés során a legnagyobb a mortalitás, mely elsősorban az esetlegesen kialakuló téli vízborítással magyarázható. Az átnyaralás és az áttelelés között táplálkozási időszak nincs. A nyugalmi állapot fenti két szakaszában a fő fenyegető veszélyek: a kiszáradás, aszályos nyár a kiszáradó élőhely esetén; illetőleg a vízborítás következtében beálló fulladás, a keményfás ligeterdők szintjét is elborító árvízi helyzetekben. Az áttelelt hernyók már nem másznak vissza a lombkorona- vagy a cserjeszintbe, hanem lágyszárú növényeken táplálkoznak (VARGA 2006).

Populáció struktúra: metapopuláció, diszperziós tulajdonságok

„Az *Euphydryas maturna* tipikus r-stratégista, nagyszámú petéit egyetlen csomóba, több rétegben telepíti; a fiatal hernyók is társasan élnek. Több esettanulmány mutatja, hogy ahol drasztikus környezeti hatások a populáció eltűnését eredményezték, akkor is több évet igényelt a spontán visszatelepülés, ha a legközelebbi populáció légvonalban alig 1 km távolságban volt.” (VARGA 2004). Egy oroszországi vizsgálatban (BUTOVSKYA és mtsai 2004) több lepkefaj kipusztulás utáni visszatelepülési lehetőségeit és képességeit mérték fel, az élőhely-rekonstrukció után a díszes tarkalepke visszatelepülési esélye nem volt a

legvalószínűbb scenáriók között, bár közepes esély látszott rá. Csehországi vizsgálatok alapján egy populációban 5%-nál kisebb azon egyedek aránya, amelyek 500 m távolságra elhagyják az élőhelyfoltot és nagyobb távolságok megtétele igen valószínűtlen (KONVIČKA és mtsai 2005). PECSENYE és mtsai (2005) vizsgálták a magyarországi díszes tarkalepke populációk genetikai szerkezetét. Eredményeik szerint, bár az egyes élőhely foltokban élő populációk metapopulációs hálózatot alkothatnak, mégis a vizsgált populációk között jelenleg viszonylag csekély mértékű a genetikai kapcsolat. Az adott populáció kipsztlása esetén kevés az esély a spontán vissza-településre.

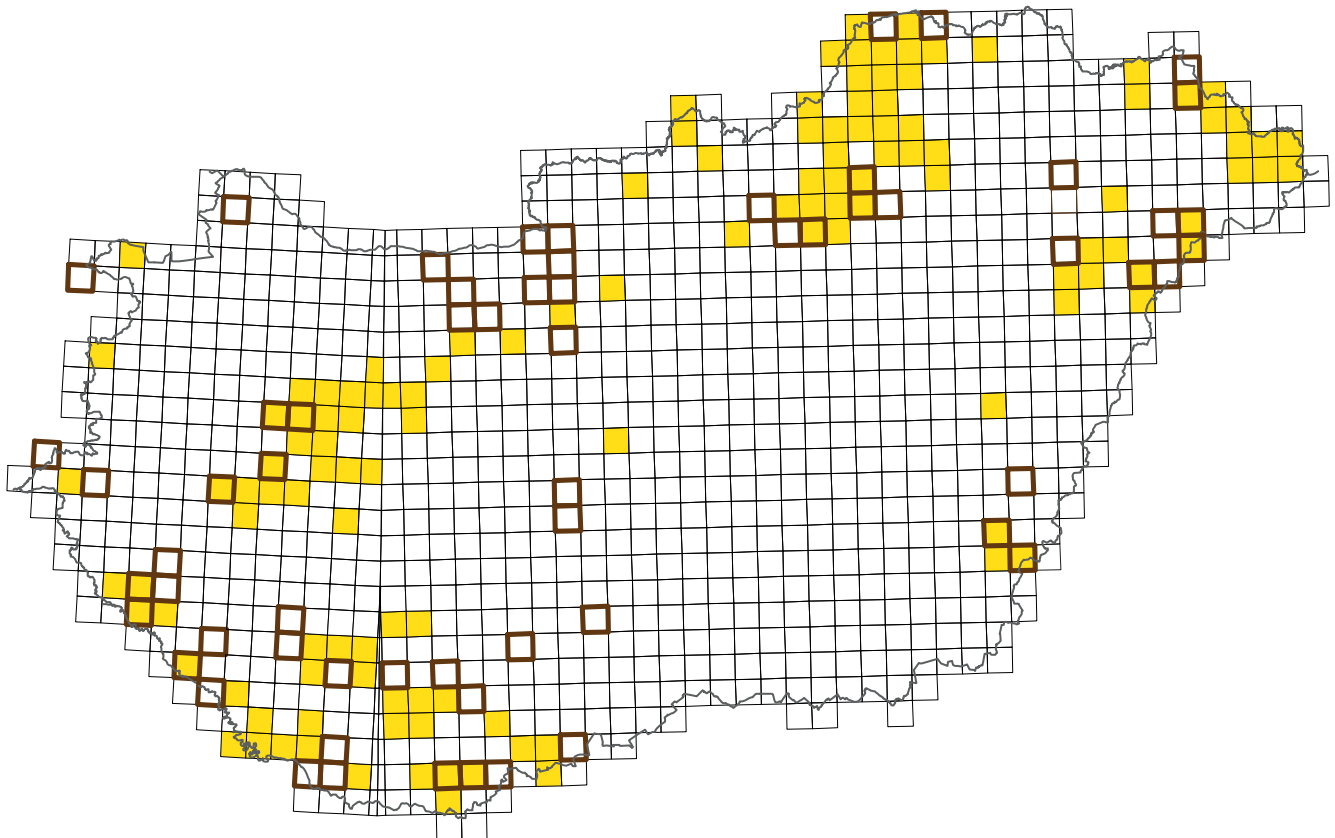
A faj hazai élőhelyeinek bemutatása

A hazai kutatások során a faj élőhely-igényeinek feltárását és populációbiológiai vizsgálatokat Varga Zoltán végezte el (VARGA és SÁNTHA 1973, VARGA 1989, 1995), majd a genetikai vizsgálatok is elkezdődtek (PECSENYE 2005). A fajvédelmi terv 2006-ban készült el (VARGA 2006), ez alapján kezdődött a monitorozási lehetőségek kidolgozása (ÁBRAHÁM 2008). Mindkét munka számos faunisztikai, populációbiológiai és

természetvédelmi szempontú irodalmi hivatkozást tartalmaz és alapul vehetők a további magyarországi vizsgálatok során. A faj élőhely-igényeiről összegyűlt ismereteket összefoglaló legújabb tanulmány a Natura 2000 fajok és élőhelyek kapcsán készült el (ÁBRAHÁM és SUM 2014).

Magyarországon 2008-ban kidolgozták a monitorozás módszereit és 2009-ben elkezdődött a faj populációinak rendszeres felmérése (ÁBRAHÁM 2008). Az alábbi esettanulmányban tárgyalt Sajóládi-, Girincsi- és Kemelyi-erdő terület nem része az NBmR monitorozási protokollnak. Kelet-Magyarországon a gyulai Város-erdőn, a batorligeti Fényi-erdőn és a Beregi-síkon, a Lónyai-erdőben történt monitorozás (Varga Zoltán publikálatlan jelentése). A monitorozás során nyert adatok alapján hamar felfedezhető egy-egy populáció teljes eltűnése, vagy méretének erős lecsökkenése, ugyanakkor a kevésbé drasztikus változások nehezen követhetők nyomon. A monitorozás transzekt menti mintavétellel történik, amelynek hátránya, hogy nem ad információt az egyedek diszperziós képességéről és lehetőségeiről. A fontosabb populációkban elvégzett jelölés-visszafogós vizsgálatok választ tudnak adni ezekre a kérdésekre is.

1992–1995 között intenzív vizsgálatok zajlottak a díszes tarkalepke elterjedésének és populáció-ökológiájának megállapítása érdekében (VARGA 1995). Elkészült a faj hazai elterjedésének UTM-rendszerű



2. ábra. A díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) hazai előfordulása (sárga: az országjelentésben szereplő alapadatok, barna keretes: GAP analízis eredményeként becsült elterjedés) (forrás: ÁBRAHÁM 2008)

hálótérképe. Az elvégzett jelölés-visszafogás igazolta az egyes populációk helyhez kötöttségét. Az egyedszámok akár egy teljes nagyságrenddel is változhatnak évente, amelynek az oka a faj erősen r-stratégista jellege. Az életmenet számos további jelenségét és azok ökológiai hátterét vizsgálták (peterakó és lárvális tápnövények, a lárvák átnyaralása és áttelelése, ebben a talajnedvesség, mint limitáló tényező, lárvák áttelelés-utáni lágyszárú-oligofágiája stb.).

1999–2002 között a populációstruktúra és a genetikai variabilitás összefüggéseit vizsgálták, majd 2005–2007 között a díszes tarkalepke populációinak ökológiai és genetikai viszonyait kutatták. Az eredmények a gyakorlatban mindenekelőtt a díszes tarkalepke fajmegőrzési tervének kidolgozása során hasznosultak (ÁBRAHÁM 2008).

Magyarországi elterjedés és az élőhelyek állapota

A díszes tarkalepke elterjedése a Kárpát-medence alacsonyabb fekvésű, erdősült területeire korlátozódik. Hiányzik a magasabb középhegységekből, de az Alföld erdőtlen területeiről is. Megvan viszont a medence legtöbb peremterületén. Legerősebb populációi a síkvidéki keményfás ligeterdőkben vannak (Gemenc, Dráva-sík, Körös-vidék, Szatmár–Beregi-sík), de elterjedt a Somogyi-dombság (Kaposvár környéke) és a Nyírség üdebb homoki tölgyeseiben is.

A fajra vonatkozó NBmR monitorozást előkészítő tanulmányában rögzítették a faj populációinak állapotát. 2008-ig a populációk a 2. ábra szerinti megoszlást mutatták (ÁBRAHÁM 2008). A legerősebb állományok a természetszerű keményfás ligeterdőkben találhatóak, míg valamivel kisebb és ingadozó állományok élnek a leromlott keményfás ligeterdőkben.

Természetvédelmi problémák, az esettanulmány elkészítésének előzményei

Ez az esettanulmány a Sajó mellékén előforduló keményfás ligeterdők közül három kisebb erdőfolt állományának, különösen a Kemelyi-erdő populációjának vizsgálatát tűzte ki célul. A Sajóládi-, Girincsi- és Kemelyi-erdőben 2009–2012-ben folytak vizsgálatok a faj jelenlétére és a populáció méretére vonatkozóan (ÖRVÖSSY 2009, 2010, 2012).

A díszes tarkalepke állományai Európa nagy részén veszélyeztetettek vagy eltűnőben vannak. Ezért élénk figyelem övezte, mikor a „Hernád-völgy és Sajóládi-erdő” (HUAN 20004) Natura 2000 terület élőhelyleromlása következtében egy jelentős állomány semmisült meg. A Sajó környékén még előforduló, de kis kiterjedésű keményfás ligeterdők értékes élőhelyei a fajnak. Három nagyobb keményfás ligeterdő



3. ábra. Sajóládi-erdő, előtérben tölgytelepítés, háttérben a megmaradt erdőrézlet (fotó: Örvössy Noémi)

folt nyújtott élőhelyet a díszes tarkalepke számára Sajólád, Girincs és Belegrád (Kemelyi-erdő) települések környékén. Ezek a Natura 2000 hálózat részét képező erdőterületek a korábbi adatok és megfigyelések alapján a díszes tarkalepke jelentős állományainak élőhelyei voltak.

Az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak felmérése alapján még 2004-ben is kiemelkedő jelentőségű populáció élt a területen. A sajóládi (3. ábra) és girincsi állomány élőhelyét több irányból érte káros emberi beavatkozás: az illegális fakitermelés, majd az azt követő tarvágás következményeként a lepke élőhelye leromlott, illetve eltűnt. 2008-ban az Igazgatóság és a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (KvVM) munkatársai többször bejárták a területet, és ezen alkalmak során nyilvánvalóvá vált, hogy a Natura 2000 területek jelentősen károsodtak, a díszes tarkalepke állományai eltűntek, vagy az egyedszámuk drasztikusan lecsökkent.

Az Európai Bizottság a Sajóládi-erdőre vonatkozó természetvédelmi problémák miatt kötelezettségszegési eljárást indított Magyarországgal szemben (2008/2011. számú kötelezettségszegési eljárás). Az eljárás elindításának oka a nagy területen bekövetkezett tarvágás volt a Girincs környéki (Girin-



4. ábra. Kemelyi-erdő, élesen végződő erdőszegély (fotó: Örvössy Noémi)

csi Nagy-erdő HUBN20029) és a Sajólád környéki (Hernád-völgy és Sajóládi-erdő HUAN 20004) kőrises erdőfoltokban, melyek így a díszes tarkalepke állományok eltűnésével jártak. A kötelezettségszegési eljárás során a faj állapotának, a populációk méretének monitorozására kötelezték a természetvédelmi hatóságot. Ennek keretein belül a 2009–2012, később más forrásokból finanszírozva 2013–2014 során elvégzett vizsgálatok elsődleges célja a Sajólád környéki tényleges és potenciális élőhelyek és előfordulások feltérképezése, emellett a díszes tarkalepke élőhelyi igényeinek összehasonlító vizsgálata, és az ehhez kapcsolódó élőhely-fejlesztési javaslatok kidolgozásának megkezdése volt. Mivel a Sajóládi-erdő területén a vizsgálati években nem, vagy csak egy-egy példány fordult elő a faj egyedeiből, így a Kemelyi-erdő állományának vizsgálata került középpontba.

A Kemelyi-erdő (4. ábra) állományát nem érintették ezek a negatív folyamatok, így ott egy erős, stabil állomány jelenléte volt várható. Az alább ismertetett vizsgálatban a Kemelyi-erdőben élő állomány méretének és populáció szerkezetének becslése történt. Emellett az imágók és a hernyófészkek térbeli eloszlásáról is sikerült információt gyűjteni.

Jelenlegi gazdálkodási gyakorlat, védelmi stratégia

Kemelyi-erdő

A Kemelyi-erdő a Sajóládi-erdővel együtt alkotja a „Hernád-völgy és Sajóládi-erdő” (HUAN 20004) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési (Natura 2000) területet. A környék egyik nagyobb keményfás ligeterdő területe, melyben díszes tarkalepke állomány él. A fent említett három erdőfolt közül természetességi szempontból ez a legjobb állapotú. A 191,4 hektár nagyságú erdőterületen 84,9 hektáron idős tölgy-kőrises ligeterdő állomány van, míg a többi területet különböző korú felújított fiatal erdők és a közelmúltban tarra vágott terület alkotja. A tarra vágott terület a lepke számára legalkalmasabb élőhely közelében, ugyanazon erdőtömbben fekszik, így valószínűleg komoly fragmentációs hatást okoz.

Bár az erdő síkvidéken terül el, mégis a Sajó folyó közelsége miatt már néhány méteres szintkülönbség is befolyásolhatja a növényzetet, mind a fás-, mind a lágyszárú állományt. A terület nagy részén kavicsos ágyon kialakult öntés talajok találhatóak. A folyó áradásai néhány évente elöntik a terület mélyebben fekvő részeit. 2012-ben az áradások miatt nagyobb terület került tartósan víz alá, ekkor egy mélyebben fekvő területen egy fiatalabb kőrises erdőfolt fái kipusztultak. Mivel a lepke számára ideálisak az ilyen lékekkel, nyiladékokkal tarkított erdőfoltok, ezért számítottunk rá, hogy a 2013-as vizsgálat során nagyobb egyedszámban lesz megfigyelhető a faj az így megnyílt élőhelyfoltban.

Ebben az élőhelyfoltban az erdőgazdálkodás a díszes tarkalepke ökológiai igényeinek megfelelően zajlott, így egyfajta példának is tekinthető a megfelelő erdőgazdálkodás kialakításakor. A Kemelyi-erdő és a Sajóládi-erdő a Dél-Borsodi erdőtervezési körzetbe tartozik, itt a következő erdőtervezési időszak 2020-ban lesz, ekkor beépítik a 2014-ben elkészült Natura 2000 fenntartási tervekben (BOLDOGH és mtsai 2014) kidolgozott természetvédelmi elvárásokat és gyakorlatot.

Mivel a mintavételi helyek közül egyedül itt fordultak elő a faj egyedei, különösen fontos a terület megfelelő kezelése és a nagyterületű tarvágások elkerülése a jövőben. A Kemelyi-erdő területén 2012 májusában, a repülési időszak alatt erdőművelési munkálatok folytak, az utak mentén 1,5–3 m szélességben kiirtották a cserjéket, valamint egyes erdőterületeken cserjeirtás és a faállomány gyérítése zajlott. Ennek következtében az imágók korábbi években megfigyelt térbeli eloszlása valamelyest megváltozott. Korábban árnyékos területek nyíltak meg és váltak preferált területté, illetve megfelelő félárnyékos, ligetes területek váltak túl napossá.

A díszes tarkalepke szaporodása erősen kötött a kőrises jelenlétéhez. Ugyan van másodlagos táp-

növénye, a fagyal, azonban ez még kisebb mennyiségben fordult elő a vizsgált területen, mint a kőris. Problémát jelenthet még az idegenhonos amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) jelenléte a Kemelyi-erdő területén. Jelenleg nincs adat arról, hogy az őshonos magas kőris mellett erre a fajra is petézne a lepke. Eddigi vizsgálataink során nem találtunk hernyót a Kemelyi-erdőben található amerikai kőris ültetvény fáin.

Sajóládi-erdő

A Sajólád körüli erdő a „Hernád-völgy és Sajóládi-erdő” (HUAN20004) nevű Natura 2000 területen belül helyezkedik el. Korábban a 180 ha-os erdőfoltot tölgy-kőris-szil ligeterdő alkotta. Az illegális fakitermelés és tarvágás után körülbelül 25,1 hektár erdő jellemezhető a tölgy-kőris-szil ligeterdő fajkészletével, azonban idősebb erdő csak 6 hektárt borít. A síkvidéki területen kavicságyon létrejött öntéstalajokon alakult ki a természetes tölgy-kőris-szil ligeterdő (VITÉZ és mtsai 2006). A terület nagy részét felújított kocsányos tölgy fiatalos borította a 2012-es díszes tarkalepke mintavételi időszak alatt. A terület védelme érdekében a bevezető utakat 2009 nyarán sorompóval lezárták. A nagy területű tarvágás és az illegális fakitermelés egyaránt hozzájárult a lepke élőhelyének megszűnéséhez. A fragmentáció nagymértékű, az egyetlen idősebb erdőfoltnak nagyon rossz a szegély-magterület aránya és körülötte 2012-ben még kizárólag alkalmatlan területek helyezkedtek el. A monitorozás évei alatt a faj egyedei nem kerültek elő, ugyanakkor 2015. május 20-án egy egyéb célú vizsgálat során a faj néhány egyedét megfigyelték (Huber Attila szóbeli közlése, 2015). Az így felfedezett visszatelepült állomány alaposabb vizsgálata során 34 egyedet figyeltek meg a sajóládi Natura 2000 területen. A felnövekvő felújított tölgyes állományban spontán megjelent kőrisek 2015-re alkalmassá váltak a faj egyedeinek megtelepedésére.

Girincsi-erdő

A „Girincsi Nagy-erdő” (HUBN20029) egy önálló Natura 2000 terület. A terület korábban sem lehetett ideális élőhely a faj számára, mert már az 1990-es évek vizsgálataiban is előfordult, hogy nem találtak egyedeket (Varga Zoltán személyes közlése, 2015). Az ökológiai értelemben vett erdő teljesen megszűnt a területen a tarvágások következtében. A 2005-ös légifotón erdőként megjelenő terület 90,7 hektár, a 2009-es bejárás során körülbelül 31,4 hektáron találtunk bokros-fás vegetációt. A megmaradt fás vegetáció sem tartozik azonban a tölgy-kőris-szil keményfa ligeterdő élőhely kategóriába. A hagymafának tűnő facsoportokat a díszes tarkalepke megőrzése szempontjából kevésbé értékes fehér nyárok (*Populus alba*) alkotják. A korábbi keményfás liget-

erdő csak egy körülbelül 0,4 hektáros foltban maradt meg, ami 0,4%-a az eredeti erdőterületnek. A többi erdős-bokros terület egy része folyómenti fűz-nyár ligeterdő, míg más része fiatal ültetett kocsányos tölgyes, melyben lassan spontán újul fel a kőris is. A folyó közelsége miatt a terület alacsonyabban fekvő részén gyakori az elöntés.

A jelenleg érvényes erdőtervek már a Natura 2000 területek kihirdetése után készültek, így az erdőtervekben a közösségi jelentőségű élőhelyek és fajok hosszú távú fenntartásának szempontjai részben már megjelennek. Emellett a védett természeti területeket nem érintő erdőtervek 2010. évi Natura 2000 szempontú felülvizsgálata az erdőtervekben további természetvédelmi szempontokat rögzített (BOLDGHI és mtsai 2014).

A Kemelyi-erdő területén végzett populációméret felmérés

Az állományfelmérés módszerei

2012 májusában a Kemelyi-erdő területén jelölés-visszafogásos populáció felmérés zajlott a populáció méretének meghatározása érdekében. A mintavétel kétnaponta történt, összesen 11 alkalommal a rajzás egészét lefedve. Mintavételi alkalmak: május 5., 6., 8., 9., 10., 11., 18., 19., 20., 21., 22. Az egyedekre hálós befogás után alkoholos filctollal került rá az egyedi azonosító szám. Valamennyi egyed fogási helyét GPS-szel rögzítettük. A mintavétel előre kijelölt útvonalon történt, az erdészeti utak mentén valamint a ligetesebb erdei területeken. A bejárás útvonalát a korábbi évek monitorozásai során nyert tapasztalatok alapján határoztuk meg, célul tűzve ki, hogy a lepkék által rendszeresen használt területeket lefedjük a vizsgálat során. A lepkék rajzását követően a lerakott petecsomókból kikelő lárvák kialakítják a hernyófészket. Ekkor a hernyókat körülvevő és védő fehér fonalszövedéket lehet a kőrifák ágain megfigyelni. A szövedék a hernyók szétszéledéséig könnyen észrevehető a fák alsó ágain (1,5–3 m magasságban). Június elején a hernyók még nem szóródtak szét, ekkor történt a hernyófészkek keresése. A hernyófészkek keresése és bemérése azokon a területeken történt, ahol nagy számban voltak jelen a lepkeegyedek.

A Sajóládi és Girincsi területen célzott keresés folyt a faj egyedeinek megtalálása érdekében a repülési időszak során több alkalommal 2009–2013 között.

Az adatokat a MARK program segítségével elemeztük. A hímek és nőstények napi látszólagos túlélési valószínűségének (ϕ) és a fogási valószínűségnek (p) becslése a Cormack-Jolly-Seber modellel történt. A teljes populáció méretet az egész rajzás során

Jolly-Seber modell segítségével becsültük, ennek során a látszólagos napi túlélési és a fogási valószínűség paramétereken kívül két újabb paraméter került bevezetésre: a teljes becsült egyedszám (N) és a naponta belépő új egyedek száma (λ). Az elemzés során több modell variáció közül bootstrap technikával választottuk ki a legmegfelelőbbet, mely a legalacsonyabb AIC értékkel rendelkezett. A modell variációk között szerepelt a túlélési valószínűség (ϕ), a fogási valószínűség (p) és a belépő egyedek (λ) nemenként különböző, illetve időben változó becslése, valamint a teljes egyedszám (N) nemenként különböző becslése is.

Eredmények

A Kemelyi-erdő populációja alkalmas volt a jelölés-visszafogás elvégzésére a kellően nagy egyedszám jelenléte miatt. A bejárasi útvonal 4,2 km volt, mely magába foglalta a lepkék által leginkább használt területeket. A mintavételi útvonal egy része keskeny út volt (3–5 m széles), a rétté kiszélesedő részeken a mintavétel az egész nyílt területre kiterjedt (10–15 m széles nyílt területek). A jelölés-visszafogás során 548 egyedet jelöltünk meg, 454 hímeket és 94 nőtényt, 688 fogási esemény során. A fogásszám magas és a terület egészen egy egészségesen nagyméretű populációt sejtet. A visszafogások száma hímek esetén 128 és nőtények esetén 7. A nőtényeket sokkal kisebb egyedszámban sikerült fogni és visszafogni is. A fogási valószínűség egy nagyságrenddel kisebb, mint a hímek esetén. Az elemzések során emiatt a nőtényekre vonatkozó értékek nagyobb hibával terhelték és a modellek illesztése sem megfelelő. A túlélési valószínűség hímek és nőtények esetén hasonló, 0,84 körül alakul, a legjobban illeszkedő Cormack-Jolly-Seber modell esetén (1. táblázat).

A populáció teljes egyedszámát Jolly-Seber modell segítségével becsültük. A legjobban illeszkedő modell esetén a hímek és nőtények fogási valószínűsége különbözik, a túlélési valószínűség viszont egyforma, mindkét paraméter időben állandó. Az új egyedek belépési valószínűsége (λ) nemenként is különbözik és időben is változó értéket kap. A hímek esetén elegendő visszafogási adat állt rendelkezésre a pontos becslésre, azonban a nőtények esetén pontatlan a becslés, mely megfigyelhető a nagy standard hiba értéken is (2. táblázat). A hímek teljes rajzási időszakra becsült egyedszáma 1215 (± 95), a nőtényeké 979 (± 392).

Az egyedek fogási helyének rögzítése GPS segítségével történt. Az összes fogási eseményt az 5. ábra mutatja. Ez alapján az egyedek az erdészeti utak melletti sávban és a fiatalosokban voltak megfigyelhetők a legnagyobb számban. Fontos terepi megfigyelés volt, hogy az egyedek előfordulásának napszakosan változó ritmusa volt. A kora délelőtti órákban az erdő más részein volt nagyobb aktivitás tapasztalható, mint a késő délutáni időszakban. Ez a napszakos változás az

1. táblázat. A díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) populáció szerkezete a Kemelyi-erdő területén a Cormack-Jolly-Seber modell alapján

Paraméter	Becslés értéke	Standard Hiba
Túlélési valószínűség (ϕ)	0,86	0,02
Fogási valószínűség (p) hímek	0,12	0,01
Fogási valószínűség (p) nőtények	0,03	0,01

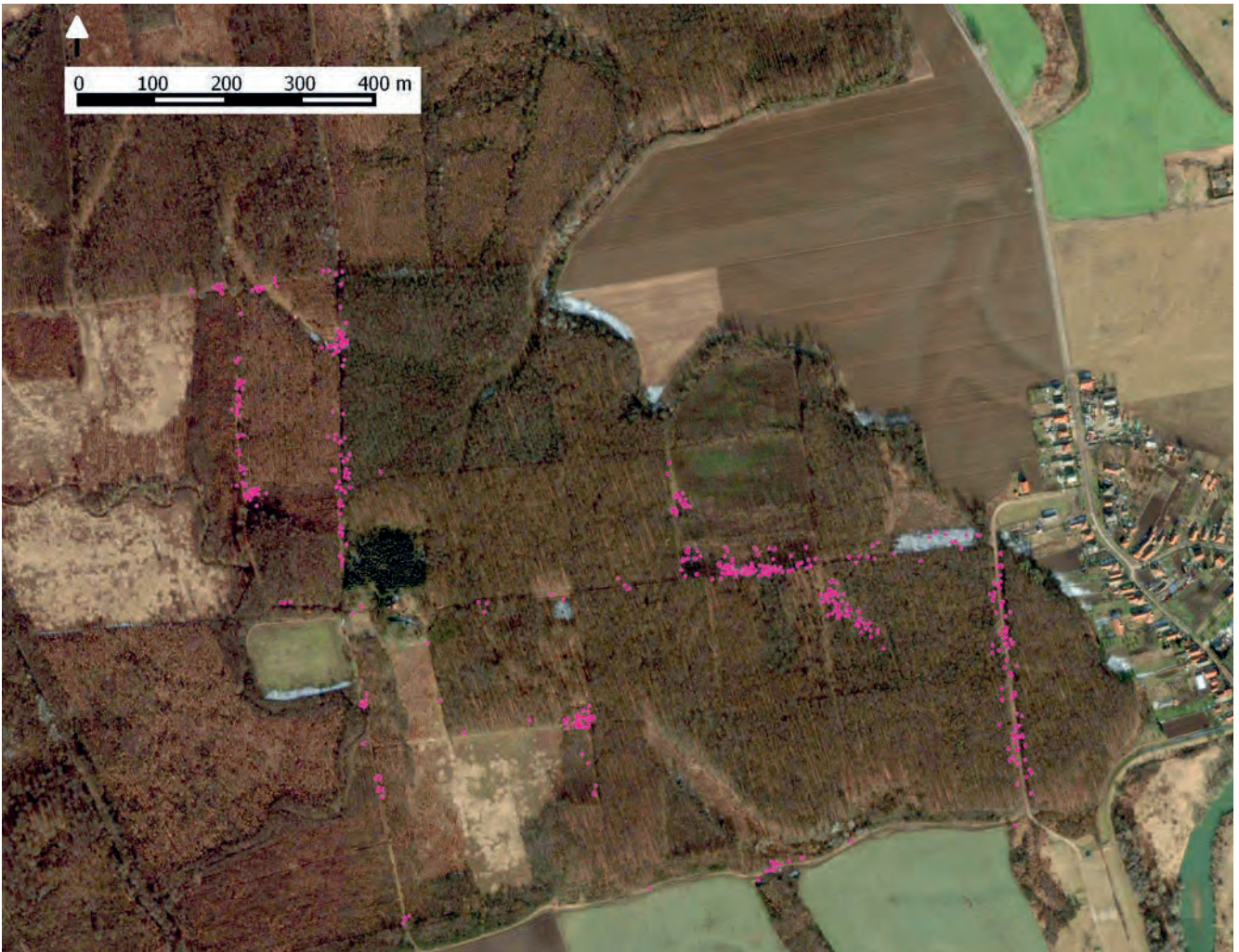
2. táblázat. A díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) populáció szerkezete és a populáció teljes mérete a rajzás során a Kemelyi-erdő területén a Jolly-Seber modell alapján

Paraméter	Becslés értéke	Standard Hiba
Túlélési valószínűség (ϕ)	0,84	0,01
Fogási valószínűség (p) hím	0,14	0,01
Fogási valószínűség (p) nőtény	0,03	0,01
Belépési valószínűség (λ) hím	<0,01	<0,01
Belépési valószínűség (λ) hím	<0,01	<0,01
Belépési valószínűség (λ) hím	0,16	0,04
Belépési valószínűség (λ) hím	0,28	0,08
Belépési valószínűség (λ) hím	0,16	<0,01
Belépési valószínűség (λ) hím	0,06	0,03
Belépési valószínűség (λ) hím	0,1	0,03
Belépési valószínűség (λ) hím	<0,01	<0,01
Belépési valószínűség (λ) hím	0,87	0,33
Belépési valószínűség (λ) hím	<0,01	<0,01
Belépési valószínűség (λ) nőtény	0,06	0,1
Belépési valószínűség (λ) nőtény	<0,01	<0,01
Belépési valószínűség (λ) nőtény	0,17	0,11
Belépési valószínűség (λ) nőtény	0,18	0,14
Belépési valószínűség (λ) nőtény	0,11	0,15
Belépési valószínűség (λ) nőtény	0,05	0,09
Belépési valószínűség (λ) nőtény	0,18	0,08
Belépési valószínűség (λ) nőtény	<0,01	<0,01
Belépési valószínűség (λ) nőtény	<0,01	<0,01
Belépési valószínűség (λ) nőtény	<0,01	<0,01
Teljes egyedszám hímek	1215	95
Teljes egyedszám nőtények	979	392

árnyékos területek váltakozásához volt köthető, a faj egyedei az éppen napsütéses területeken mutattak nagyobb aktivitást.

Az eredmények értékelése, következtetések

A populáció szerkezetet leíró paraméterek szerint a nőtények mintavételezése sokkal kevésbé sikeres, mint a hímeké. Ennek oka eltérő viselkedésükben keresendő. Míg a hímek területörző viselkedést mutatnak és egy-egy bokor, alacsonyabb faág csúcsá-



5. ábra. Díszes tarkalepke populáció eloszlása a Kemelyi-erdő területén (szerkesztette: Örvössy Noémi)

ra kiülve könnyen észlelhetők és elfoghatók, addig a nőstények csak közvetlenül kikelés után vannak a talajszint közelében, ezután valószínűleg a lombkoronaszintben tartózkodnak. Finnországi vizsgálatok szintén azt mutatták, hogy a hímek fogási valószínűsége nagyobb, ugyanakkor az adatok alapján becsült populáció méret nem tér el hasonló nagyságrendben nőstények és hímek között (WAHLBERG 2001, WAHLBERG és mtsai 2002). Egy csehországi vizsgálat viszont ellentétes eredményre jutott, ott a nőstények száma és fogási valószínűsége is magasabb volt a hímekénél (KONVIČKA és mtsai 2005). A különbség magyarázatoként felmerülhet, hogy míg a Kemelyi-erdőben élő állomány elég nagy egyedszámú, addig a vizsgált cseh állományt igen kis számú egyed alkotja. Ennek következtében eltérő lehet a populáció szerkezete és a populációs paraméterek értékei például a denzitás függés jelensége miatt. A különbség másik oka a két nem fenológiai eltérései között kereshető, a hímek hamarabb jelennek meg és hamarabb is pusztulnak el, mint a nőstények.

A kemelyi-erdőbeli állomány a jelenlegi erdőkezelési gyakorlat mellett valószínűleg hosszútávon is stabil marad, a becsült egyedszám arra utal, hogy nem

fenyegetik az állományt a kis populációkat veszélyeztető tényezők, mint a beltenyészet és a véletlenszerű kipusztulás.

A populáció eloszlása nem egyenletes a területen, a faj kötődik a ligetesebb szerkezetű élőhelyekhez, ezzel magyarázható, hogy az erdészeti utak mentén nagyobb számban fordul elő. Ennek figyelembe vételével különösen fontos a rétegzett mintavétel, a nyílt és zárt, valamint a különböző korú erdőterületek megkülönböztetése a felmérés értékelése során. Mindenképp kerülni kell, hogy csak a legnépesebb nyílt szerkezetű területek lepkedenzitása alapján, a transekt menti lepke számlálás eredményeit az egész erdős területre vonatkoztassák, és a teljes populációt a transekt mentén megfigyelt egyedszám területarányos felszorzásával becsüljék. A díszes tarkalepke esetén az élőhelyek mozaikossága miatt ez nem ad megfelelő becslést a populáció egészének méretéről.

Az erdészeti utakon kívül is voltak preferált élőhelyek, egyrészt az erdőszegélyek mentén, másrészt a fiatalosokban. A fiatalosok cserjés, kőrises állományában a lepke egyértelműen jelen van, valamilyen szegélyén megtalálható, azonban pont a cserjés szerkezet miatt a lepkéhálós befogás nem lehetséges

az állományok belsejében. A vizsgált területen és időpontban egy élőhelyen volt ilyen 2–3 m magas kőrissállomány, mely egy idősebb és egy fiatalabb állománnyal volt szomszédos. E három állomány találkozásánál volt a legnagyobb lepke fogásszám a jelölés visszafogás során. A rajzás végeztével a lerakott petecsomók illetve hernyófészkek keresése is megtörtént. A vizsgálat extenzív volt, ezért csak a hernyófészkek kis részét sikerült megtalálni. Ugyanakkor ezen a helyen 2011–2013 között minden év júniusában találtunk hernyófészkeket.

A területen egy kisebb amerikai kőrissállomány is megtalálható volt, a kifejlett lepkék kifejezetten nagy számban fordultak elő ezen a területen, azonban feltételezhetően az utódok felnevelésére ez a faj nem megfelelő. Számos nőstény használta a területet elsősorban a nektárforrások jelenléte és pihenés miatt, azonban hernyófészkek az amerikai kőrissen egyáltalán nem voltak megfigyelhetők, annak ellenére, hogy az állomány sokkal világosabb, ligetesebb szerkezetű volt, mint a környező magas kőrissállományok. Az amerikai kőrissállomány szegélyén, egy erdei út mentén, voltak megfelelő szegélyhelyzetű magas kőriss egyedek, melyek alsó ágain 2–3 méter magasságban több hernyófészkek is megfigyelhető volt. Ez alapján valószínűsíthető, hogy az amerikai kőriss a díszes tarkalepke populációk hosszú távú túlélését nem segítik elő, annak ellenére, hogy nagyszámú kifejlett lepkeegyet figyelhető meg rajtuk.

A Kemelyi-erdő állapota

A Kemelyi-erdő nagyméretű díszes tarkalepke állomány számára biztosítja a hosszú távú túlélést. A magas egyedszám miatt elképzelhető, hogy forráspopulációként szolgál, több környékbeli élőhely számára is. A 2009-es felmérés azt mutatta, hogy a Sajó mentén nincsenek nagy mennyiségben elérhető további keményfás ligeterdő foltok, illetve ezekben nem található díszes tarkalepke állomány (ÖRVÖSSY 2009).

A leromlott élőhelyek regenerációja

A Sajóládi díszes tarkalepke állomány 2008-ra teljesen eltűnt elsősorban az illegális fakitermelés, majd az ezt követő tarvágás miatt. 2009-ben még egy példányt sikerült megfigyelni, ezután azonban 2010–2012 során egyetlen egyed sem került elő a rendszeres célzott keresés ellenére sem (ÖRVÖSSY 2012). VARGA (2006) által közölt, korábbi esettanulmányok is azt mutatták, hogy egy populáció kipusztulását okozó katasztrófális esemény után évekig nem történt újra benépesülés az érintett élőhelyeken. Az ezt alátámasztó néhány példát Varga (2006) munkájából szó szerint idézzük:

- gyapjaslepke (*Lymantria dispar*) elleni nem szelektív szerrel való védekezés. Ez konkrétan a Gyula melletti Kőriss-erdőben történt meg, 1993-ban.

Ennek eredményeként a populáció 4 évre teljesen eltűnt, 1998-tól igen lassan, vontatottan regenerálódik; jelenleg is kicsiny és sebezhető;

- zárt vadaskert létesítése, ezzel együtt a cserjeszint „kitisztítása” és az aljnövényzet pusztulása az erősen túltartott dämavadállomány legelő-tipró hatása következtében (pl. Sarkadremetei-erdő), amely a korábban erős lepke-populáció radikális lecsökkenését eredményezte;
- keményfás ligeterdő tarra vágása, majd 3 év közöttes művelés után fekete dióval való betelepítése (Doboz: Sebesfoki-erdő). A kőriss-újulat kiirtása, a cserjeszint eltűnése, a lágyszárú szint elpusztulása az egyik legerősebb hazai populáció tömeges pusztulását okozta.

A Sajóládi-erdőben a felújított és növekvő kőrissállomány alkalmassá tette a területet a lepkefaj új béli megtelepedésére. 2014-ben összesen 34 egyedet sikerült megfigyelni a korábban leromlott területen (Huber Attila szóbeli közlése, 2015). Az újonnan megjelenő egyedek származási populációja nem ismert, történhetett a Kemelyi-erdő területéről is. Illetve a területen megmaradt erdőszegély kőrissfái körül is maradhatott néhány egyed, ahogy korábbi években megfigyelték. Ez esetben a természetvédelmi szervezetek erős törekvései, hogy a Kemelyi-erdő állományát megvédjék, célt értek, az erős állomány valószínűleg nagy számú diszpergáló egyedet tud kibocsátani, így a környék, például a Sajóládi-erdő élőhelyeinek újratelepülése megvalósulhat, és a faj hosszú távú túlélésének esélyei javulnak. Továbbra is fontos, hogy a környék legerősebb állományának élőhelye biztosított maradjon, a faj számára szükséges erdőgazdálkodási javaslatok követését a területen 2020-ban esedékes erdőtervezés során érvényesíteni lehet.

A Sajóládi-erdőben kis létszámú, a kolonizáció korai fázisában álló populáció található, míg a Girincsi-erdőben jelenleg nem él díszes tarkalepke állomány. A felújítás mindkét területen kocsányos tölgy csemetével történt, a kőriss természetes betelepülése csak hosszú távon várható, mivel a díszes tarkalepke peterakáshoz a 40 év körüli lecsüngő ágú kőrissfákat preferálja (KONVIČKA és mtsai 2005, FREESE és mtsai 2006, DOLEK és mtsai 2006). A Sajóládi-erdő területén megmaradt egy kisebb kőriss erdőfolt, ezért ott nagyobb eséllyel történik meg a kőriss felújulása. Célszerű lenne az erdőgazdálkodónak olyan gazdálkodást folytatni, ami a kőriss felújulását segíti. Az élőhely helyreállítása szempontjából hasznos lehet a természetes módon megjelenő kőriss egyedek kímélete és a felújítások során kőriss csemeték elegyítése. Véghasználatkor célszerű hagyásfaként néhány termőkorú kőriss is meghagyni, hogy a területet beszőrhassa magjaival.

Kívánatos kezelési, gazdálkodási alternatívák

Mivel a Kemelyi-erdő területén is erdőgazdálkodás folyik, fontos felhívni a figyelmet a faj igényeit figyelembe vevő erdőgazdálkodás lehetőségeire, illetve kialakítására. A sajládi és girincsi példa is mutatja, hogy a terület teljes letermelése megfelelő hagyásfa-csoportok és meghagyott szegélyelemek nélkül a populáció eltűnéséhez vezet. Ugyanakkor egy távolabbi erdőfolt, a Révleányvár környéki erdő idősebb kőrises élőhelyén sem volt megfigyelhető a faj, feltehetőleg a ligetes struktúra és az aljnövényzet, szegélyelemek hiánya miatt. A díszes tarkalepke a keményfás ligeterdők szegélyein, utak mentén és lékek körül fordul elő. Irodalmi példák szerint a legmegfelelőbb élőhely a faj számára a hagyományos szálaló gazdálkodással művelt tölgy-kőrisszil ligeterdő (KONVIČKA és mtsai 2005, FREESE és mtsai 2006, DOLEK és mtsai 2006, ÁBRAHÁM és SUM 2014). Ezért a Kemelyi-erdőben is a szálaló gazdálkodás lenne a legmegfelelőbb művelési mód, mert ebben az esetben mindig megfelelő arányban lenne jelen a területen a faj szaporodásához szükséges 10–12 m magas kőriss állomány és az imágók számára szükséges napos, nektárforrásokban gazdag szegély terület. Ha a szálaló gazdálkodás gazdasági megfontolások miatt nem kivitelezhető, akkor is figyelembe kell venni a faj élőhelyigényeit a fahasználatok során. Fontos a megfelelő méretű hagyásfa-csoportok meghagyása, amelyek legalább 6–8 db 10–12 m magas kőrissfát tartalmaznak. A fakitermeléssel érintett erdőszegélyekben, utak mentén kívánatos volna az erdőszegéllyel együtt 3–5 m szélességű sáv visszahagyása is. A korábbi gyakorlat, miszerint 5–6 db nyárfát illetve füzes területet hagytak meg a tarvágás során, ami a faj számára nem megfelelő megoldás. Ugyanakkor pozitív és követendő példa, hogy a Kemelyi-erdő tömbjének belső részén egy idős erdő tarvágását megelőzően, annak szomszédságában egy kis területen (kb. 20 m × 50 m) korábban felújított, a vizsgálat idején már 10–12 méter magas kőrisset alakítottak ki. A vizsgálatok során ezen a kis területen nagy számban sikerült befogni a faj egyedeit. A hímek gyakran ültek ki a szegélyen lévő cserjék ágaira, míg a nőstények számára megfelelő búvóhelyet biztosított a cserjés állomány. Szintén előremutatónak tűnik a 2012-ben emberi erővel, kis léptékben kivitelezett cserjeirtás és ritkítás, így a faj számára alkalmas ligetes struktúra alakult ki több erdőrésztben is. A cserjeirtás elsősorban az utak mentén zajlott, kiszélesítve ezzel a faj számára megfelelő élőhelyet. (Itt feltétlenül megjegyzendő, hogy az erdei élőhelyeken végzett cserjeirtás más élőlények szempontjából káros lehet, így az ilyen jellegű beavatkozás előtt a terület többi természetvédelmi értékét is figyelembe vevő, alapos tervezésre van szükség!) A faállomány gyérítése, mely erdészeti célú beavatkozás volt,

egy olyan, korábban a faj számára túl árnyékos kőrises állományban történt, ahol a korábbi években csak az erdészeti utakon figyeltünk meg lepkét. A ligetesebb struktúra miatt naposabb aljnövényzet lehetővé teszi a faj számára szükséges nektárforrások megjelenését, valamint a megfelelő napozóhelyek is kialakulnak, így már valódi élőhelyként funkcionálnak ezek a területek, és nem csak diszperziós útvonalként szolgálnak két alkalmasabb élőhely folt között.

A Kemelyi-erdő területére vonatkozó Natura 2000 fenntartási tervek már elkészültek, ezek pontos útmutatást adnak a területek megfelelő kezeléséről (BOLDOGH és mtsai 2014), figyelembe véve a fajvédelmi terv eredményeit is (VARGA 2006). Az alábbiakban a fenti munkák alapján pontokba szedve kerülnek közlésre a díszes tarkalepke ökológiai igényeit figyelembe vevő és védelme szempontjából legfontosabb erdőkezelési javaslatok.

- Az erdők állománynevelése (tisztítások, gyérítések) során az őshonos elegyfajok egyedei kímélendők, visszahagyandók, míg az idegenhonos fajok folyamatos visszaszorításáról gondoskodni kell.
- A nevelési munkák során kerülni kell az egyenletes hálózatot kialakító, szerkezetet homogenizáló jellegű beavatkozásokat, törekedni kell a szerkezeti változatosság (alsó lombkoronaszint, cserjeszint, mikroélőhelyek) megtartására, fokozására.
- Változatosabb állományokat eredményező természetes felújítási módok alkalmazása lehet az irány. Legfontosabb célként a rövid idő (5–10 év) alatt végigvezetett, egyenletes bontáson alapuló, ismét egykorú, homogén állományokat eredményező ernyős felújítógázásoktól való eltávolodást lehet megfogalmazni, s helyettük a 15–30 évre elnyújtott, nem sematikus (lékes, csoportos, foltos) beavatkozással végzett felújítógázások (egyes ligeterdő-állományokban a szálalás) alkalmazását kell szorgalmazni.
- A Natura 2000 területen belül az állománytípusok jövőbeni kívánatos arányát és térbeli mintázatát a potenciális természetes erdőtársulások eloszlása határozza meg. A fenntartási terv felhívja a figyelmet arra, hogy bár a Hernád folyót kísérő ligeterdők és kisebb ártéri erdőfoltok a vízfolyások mentén szinte mindenhol megjelenő élőhelytípusok, azonban az állományok mérete és fragmentáltsága miatt csak kis hányaduk szerepel az erdészeti nyilvántartásban, mint erdőtervezett erdőterület. Miközben az emiatt nem üzemtervezett élőhelyek területe egyre inkább csökken. Ezért nem kötelező kezelési javaslatként az alábbiakat fogalmazza meg a díszes tarkalepke élőhelyének fennmaradása érdekében:
- A díszes tarkalepke állományának fennmaradásához a legalább középkorú ártéri tölgy-kőrisszil ligeterdők megőrzése szükséges, ahol a lepke szá-

mára fontos tisztások és szegélyek tartandók fenn. Az erdészeti tevékenység során a lábönálló fák megőrzése fontos és a terület érintetlenségét biztosítani kell. Arra különösen vigyázni kell, hogy a területen a mozaikosság megmaradjon. A lepke élőhelyein szálaló jellegű gazdálkodás alkalmazandó a tarvágás helyett.

- Az idős keményfás ligeterdők (pl. Kemelyi-erdő és a Sajóládi-erdő megmaradt részei) érintetlenül tartandók fenn. Kivéve az agresszíven terjedő idegenhonos, inváziós fa- és cserjefajok, illetve lágyszárúak esetleges megjelenésének rendszeres ellenőrzése, egyedeiknek rendszeres visszaszorítása. Fontos a melioráció és a vízrendezés korlátozása az élőhelyeken.
- A Kemelyi-erdőben az idős magaskőrises erdőrészek további kitermelését minden lehetséges eszakkal szükséges megakadályozni. A díszes tarkalepke megőrzése érdekében a napfényes tisztások, nyiladékok és erdőszegélyek fenntartandók, sűrű fiatal állományokban megnyitással kialakítandók. Az érintett állományokra – azok elhelyezkedése és mérete miatt – elsősorban minimális beavatkozással érintendő élőhelyekként és nem természeti erőforrásként (hasznosítható faanyagot tartalmazó erdőkként) kell tekinteni.

Ezeknek a javaslatoknak a megvalósulása folyamatban van, a lékek kialakítása, szegélyek fenntartása megkezdődött. Egyelőre az erdészeti utak menti cserjeirtás és a fiatal felújítások kellőképpen elkülönülő kora az, ami leginkább növeli a faj élőhelyeinek minőségét. A most készülő új üzemtervekben már beépíthetők a természetvédelmi ajánlások. A Sajóládi-erdőben 2014-ben sikerült újra megtalálni a lepkefajt, ami bizakodásra ad okot. Itt a fiatal magas kőri-

sek igen nagy elegyarányal fordulnak elő. Probléma ugyanakkor, hogy az állományok záródása a lepkefaj szempontjából túl magas, valamint terjed az akác is. Előbbit lékek nyitásával lehet csökkenteni, utóbbit az akác természetvédelmi szempontú, sarjadásmentes visszaszorításával meg kell akadályozni.

Természetvédelmi javaslatok

Eredményeink megerősítik a fenntartási tervekben (BOLDOGH és mtsai 2014) és a közösségi jelentőségű fajok kezelését összefoglaló könyvfejezetben (ÁBRÁHÁM és SUM 2014) megfogalmazott kezelési javaslatok szükségességét (Jelen fejezet „Kívánatos kezelési, gazdálkodási alternatívák” alcíme alatt részletesen kifejtve). A faj számára legfontosabb a tölgy-kőrisszil ligeterdők állományainak jelenléte, az erdők időben folyamatos borítása, ugyanakkor rendkívül fontos az erdő megfelelő szerkezete is. A lékekkel, nyiladékokkal, szegélyekkel kialakított, különböző korú és mozaikos szerkezetű állományokat magában foglaló természetszerű állapotú erdők a legmegfelelőbbek a faj számára. A nem szilárd burkolatú erdészeti utak, nyiladékok mentén kialakuló nyíltabb szerkezet ideális a faj számára, így az egyes élőhelyfoltok közötti összeköttetés kialakítása is megoldható lehet. Figyelemmel kell kísérni az áradások és aszályos évek határait a populációkra, a vízkivétel növelése kerülendő.

Köszönetnyilvánítás

A díszes tarkalepke populációméretének felmérését az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság megbízásából és finanszírozásával végeztem. Huber Attilának (ANPI) köszönöm a díszes tarkalepke élőhelyek jelenlegi kezelésére vonatkozó tájékoztatást és a fenntartási terv átadását.

Irodalomjegyzék

- ÁBRAHÁM, L. (2008): A madárvédelmi (79/409/EK) és az élőhelyvédelmi (92/43/EK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése c. Átmeneti Támogatás projekt (2006/018-176-02-01), Díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) – Zárójelentés.
- ÁBRAHÁM, L. és SUM, Sz. (2014) *Díszes tarkalepke*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 327–332.
- BENEŠ, J., KONVIČKA, M., DVOŘÁK, J., FRIC, Z., HAVELDA, Z., PAVLÍČKO, A., VRABEC, V. és WEIDENHOFFER, Z. (2002): *Motylí Česke republiky: Rozšíření a ochrana/Butterflies of the Czech Republic: Distribution and Conservation. I., II.* SOM, Praha: 857 pp.
- BOLDOGH, S., JUHÁSZ, P., FARKAS, T., KISS, B., KRAJNÁK, C. és MTSAI (2014): A Sajó-völgy (HUAN20006) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület fenntartási terve. – BioAqua Pro Kft. és Zöld Akció Egyesület, Jósfavő, 369 pp.
- BUTOVSKYA, R. O., REIJNENB, R., ALESHENKO, G. M., MELIK-BAGDASAROVA, E. M. és OTCHAGOVA, D. M. (2004): Assessing the conservation potential of damaged peat bog networks in central and northern Meshera (central Russia). – *Journal for Nature Conservation* **12**: 1–13.
- DOLEK, M., FREESE-HAGER, A., CIZEK, O. és GROS, P. (2006): Mortality of early instars in the highly endangered butterfly *Euphydryas maturna* (Nymphalidae). – *Nota lepidopterologica* **29**(3–4): 221–224.
- EHRlich, P. R. és MURPHY, D., D. (1982): Butterfly nomenclature: a critique. – *The Journal of Research on the Lepidoptera* **20**: 1–11.
- FREESE, A., BENES, J., BOLZ, R., CIZEK, O., DOLEK, M., GEYER, A., GROS, P., KONVIČKA, M., LIEGL, A. és STETTNER, C. (2006): Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. – *Animal Conservation* **9**: 388–397.
- HIGGINS, L. G. (1978): A revision of the genus *Euphydryas* Scudder (Lepidoptera: Nymphalidae). – *Entomologist's Gazette* **29**: 109–115.
- KONVIČKA, M., CIZEK, O., FILIPOVA, L., FRIC, Z., BENES, J., KRUPKA, M., ZAMEČNIK, J. és DOCKALOVA, Z. (2005): For whom the bells toll: demography of the last population of the butterfly *Euphydryas maturna* in the Czech Republic. – *Biologia* **60**: 551–557.
- KUDRNA, O. (2002): The distribution Atlas of European butterflies. – *Oedipus* **20**: 1–342.
- KUDRNA, O., HARPKE, A., LUX, K., PENNERSTORFER, J., SCHWEIGER, O., SETTELE, J. és WIEMERS, M. (2011): Distribution Atlas of Butterflies in Europe. – GfS, Halle, 576 pp.
- ÖRVÖSSY, N. (2009): Díszes tarkalepke és élőhelyeinek vizsgálata (Sajóládi jogsértési eljárás). A díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) populációméret felmérése a Sajólád, Belegrád és Girincsi környéki erdőkben, valamint lehetséges élőhelyek felkutatása a Sajó és a Hernád menti ligeterdőkben. – Zárójelentés, 28 pp.
- ÖRVÖSSY, N. (2010): Díszes tarkalepke és élőhelyeinek vizsgálata (Sajóládi jogsértési eljárás). A díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) populációméret felmérése a Sajólád, Belegrád és Girincsi környéki erdőkben. – Jelentés, 28 pp.
- ÖRVÖSSY, N. (2012): A díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) 2012. évi állományfelmérése és élőhely igényeinek kutatása a Kemelyi-erdő területén, a faj jelenlétének vizsgálata a Sajóládi-erdő, a Girincsi-erdő és a Révleányvári-erdő területén. – Jelentés, 29 pp.
- PECSENYE, K., MEGLÉCZ, E., KENYERES, Á. és VARGA, Z. (2005): Population structure and enzyme polymorphism in three protected butterfly species in the Carpathian basin (*Parnassius mnemosyne*, *Euphydryas maturna*, *Aricia artaxerxes*). – In: LÁNG, I. (szerk.): Environmental Science and Technology in Hungary. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, pp. 119–126.
- VAN SWAAY, C. A. M. és WARREN, M. S. (1999): *Red databook of European butterflies (Rhopalocera)*. Nature and environment 99. – Council of Europe Publishing, Strasbourg, 260 pp.
- TOLMAN, T. és LEWINGTON, R. (2008): *Collins Butterfly Guide: The Most Complete Field Guide to the Butterflies of Britain and Europe*. – Harper Collins Publisher, London, 384 pp.
- VARGA, Z. (1989): *Lepkék (Lepidoptera)*. – In: RAKONCZAY, Z. (szerk.): Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 188–244.
- VARGA, Z. (1995): Biogeographical aspects of bio-indication and habitat conservation in European butterflies and moths. – *Proceedings the 9th Congress of EIS*, Helsinki, (1993), pp. 21–29.
- VARGA, Z. (2004): Mindentudás Egyeteme Populációk és gének vándorúton. febr. 16.
- VARGA, Z. (2006): Fajmegőrzési tervek: Díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*). – KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest.
- VARGA, Z. és SÁNTHA, G. (1973): Verbreitung und Taxonomische Gliederung der *Euphydryas maturna* L. (Lep.: Nymphalidae) in SO-Europa (*Euphydryas* studien, I.). – *Acta Biologica Debrecina* **10–11**: 213–231.
- VITÉZ, G. M., DOBOS, A. és VARGA, J. (2006): *Sajólád természeti értékei*. – in: VARGA J. (szerk.): *Acta Academiae Agriensis, Biologica Nova Series* Tom. XXXIII, Eger, pp. 69–91.
- WAHLBERG, N. (1998): The life history and ecology of *Euphydryas maturna* (Nymphalidae: Melitaeini) in Finland. – *Nota Lepidopterologica* **21**: 154–169.
- WAHLBERG, N. (2001): On the status of the scarce fritillary *Euphydryas maturna* (Lepidoptera: Nymphalidae) in Finland. – *Entomologica Fennica* **12**: 244–250.
- WAHLBERG, N., KLEMETTI, T., SELONEN, V. és HANSKI, I. (2002): Metapopulation structure and movements in five species of checkerspot butterflies. – *Oecologia* **130**: 33–43.

A case study of the conservation aspects of local forestry in the Kemelyi-forest, based on the population survey of Scarce fritillary (*Euphydryas maturna*)

Noémi Örvössy

E-mail: orvossyn@gmail.com

The scarce fritillary (*Euphydryas maturna*) is a protected butterfly, included in the Annexes II and IV of the Habitats Directive. Its population show a declining tendency in Europe, even its larger and more stable populations are extremely vulnerable to inadequate forestry management. This case study presents how well selected forestry methods can contribute to the preservation of the species.

The scarce fritillary is widespread in Hungary. The flight period is two-three weeks in May and June. Its main nectar sources are *Apiaceae* and *Compositae* flowerplants. Males defend their temporal territories, females prefer to occupy the canopy. The *Euphydryas maturna* is a typical r-strategist, a large number of eggs is laid on the branch-top leaves of ash trees at 1,5-3 meters height. The larvae live together in a silk web, feed on the leaves of *Fraxinus*, *Ligustrum* and *Lonicera* species, then hibernate in the litter during summer and winter. As several studies have proved, the species' recolonization ability is poor. The spontaneous recolonization of an extinct habitat took years even though the nearest population was within 1km distance. In every phase of the life-cycle of the scarce fritillary there are different factors that affect the survival probability of the individuals. Egg-laying and the early development of larvae require ashes of adequate age and the larvae mostly need open canopy. During the rest period the main threats are: desiccation, inundation and later the lack of well-developed spring herbaceous layer.

The still extant but small hardwood groves are valuable habitats for the scarce fritillary. Before 2008, three larger patches provided suitable habitat for the species near the villages of Sajólád, Girincs and Belegrád. All these areas are part of the Natura 2000 network, therefore, when the habitats were deteriorated or destroyed (due to illegal logging and later clear-cutting), studies were realized to explore potential and existing habitats near Sajólád and to draw up habitat-development resolutions.

Near Sajólád and Girincs, the butterfly had completely disappeared and there is no potential for its recolonization in the following years. In Belegrád, a study was carried out to draw up solutions for proper forestry techniques and conservation tasks. Half of the total forest area of 191 hectares consists of oak-ash-elm groves, while the other half consists of clear-cuts and regrowths. In our study, population size was estimated by mark-release-recapture method, and we found that the population of the scarce fritillary is medium sized, but not evenly dispersed. The butterfly prefers forest fringes, forestry roads and younger plantations. To conserve the species on a longer time-frame in Belegrád and other similar habitats, it is inevitable to preserve at least middle-aged hardwood groves with fringes and glades instead of clear-cuts, it is more favourable to leave retention stands, and maintain leaks in the forest. It's also important to repress invasive plants. Our studies and the recent resettlement of the scarce fritillary in Sajólád shows that properly chosen forestry methods and conservation-oriented planning can assure the survival of this vulnerable butterfly species.

Key words: gap, selection cutting, *Euphydryas maturna*, Kemelyi-forest, Sajóládi-forest, Girincsi Nagy-forest

A vágásos üzemmódú erdőgazdálkodás hatása a magyar tavaszi-fésűsbagolyra (*Dioszeghyana schmidtii*)

Korompai Tamás

3351 Verpelét, Zrínyi Miklós u. 2. E-mail: ecatax@gmail.com

Az elmúlt évtizedben jelentősen gyarapodtak az ismereteink a magyar tavaszi-fésűsbagoly – *Dioszeghyana schmidtii* (Dioszeghy, 1935) hazai elterjedéséről, ökológiai igényeiről, életmódjáról (KISS és mtsai 2012, KOROMPAI és KOZMA 2004, KOROMPAI 2010, 2014). Ezen ismeretek alapot szolgáltatnak arra, hogy meg tudjuk ítélni az erdőgazdálkodásnak a faj állományaira gyakorolt hatását. Az utóbbi években a különböző korú cseres-tölgyesek vizsgálatai is elindultak. Ezek tapasztalatai alapján elmondható, hogy a vágásterületek, a felújítások és a fiatalosok nem szolgálnak élőhelyül a faj számára. Tehát a faj állományainak megőrzésére a véghasználati területek nélküli folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás a legalkalmasabb. A véghasználati területet eredményező erdőgazdálkodás évtizedekre megszünteti a faj élőhelyét. Ebből következik, hogy a faj élőhelyén törekedni kell a véghasználati területek csökkentésére. A kiterjedt fiatalosokkal és véghasználati területekkel jellemezhető tájakon a még lábon álló idős erdőállományokból refúgium-terület hálózatot kell kialakítani, amelyből a faj képes lesz kolonizálni a korábban letermelt állományok helyén felnövő erdőt. Ilyen refúgium területként a legalább 60–70 éves erdőállományok szolgálnak. A refúgium területek kiterjedésének minimális méretét a faj minimi-areája határozza meg. Ez a faj számára legkedvezőbb élőhelytípusokban (pl. melegkedvelő tölgyesek, cser dominanciájú középhegységi tölgyesek, lösztölgyesek) kb. 1,5–2 hektár. A kevésbé kedvező élőhely-típusokban (pl. alföldi cser elegyes zárt kocsányostölgyesek, cser elegyes gyertyános-tölgyesek) élő állományok, illetve áreaperemi helyzetű vagy nagymértékben izolálódott populációk esetében ez a terület minden bizonnyal nagyobb. A faj migrációs képességét figyelembe véve, a populációk izolációjának elkerülése érdekében legalább 150 méterenként szükséges kijelölni a 1,5–2 hektáros refúgium területeket (hagyásfa-csoportokat).

Kulcsszavak: magyar tavaszi-fésűsbagoly (*Dioszeghyana schmidtii*), vágásos üzemmódú erdőgazdálkodás, hagyásfa-csoport, véghasználati terület, minimi-area, migrációs képesség, fajvédelmi javaslatok

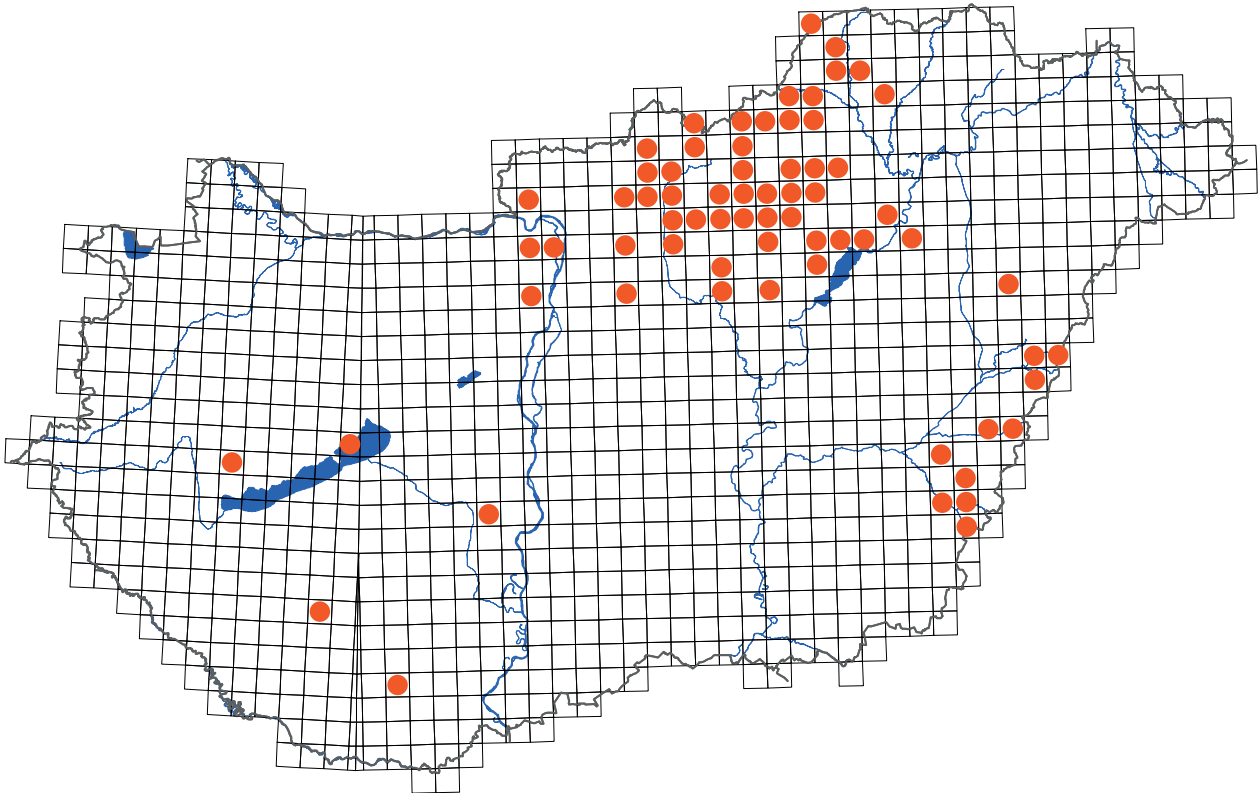
Bevezetés

A faj bemutatása

A faj elterjedésével és ökológiájával kapcsolatos ismereteket Korompai Tamás 2014-es munkája (KOROMPAI 2014) alapján mutatjuk be.

A sokáig kárpát-medencei endemizmusként számon tartott pontomediterrán faj viszonylag szűk elterjedési területtel rendelkezik. A Kárpát-medencében Magyarországon, Szlovákia déli részén és Románia nyugati részén (a Bánátban) honos. A medencén kívül csak Bulgáriából, Észak-Görögországból és Törökországból ismert (RONKAY és mtsai 2001). A kisázsiai példányok önálló alfajhoz tartoznak (ssp. *pinkeri* Hreblay & Varga, 1993). Az ezredfordulóig hazánkban mindössze 24 előfordulási adata volt ismert az alábbi tájegységekből: Mecsek, Zselic, Bakony, Balaton-felvidék, Budai-hegység, Visegrádi-hegység, Börzsöny, Cserhát, Mátra, Bükk, Jászság, Körösök mente (ÁBRAHÁM 1990, ÁBRAHÁM és UHERKOVICH 1994, BALOGH 1967, BUSCHMANN 1981, 1998–99, GYULAI 1977, GYULAI és mtsai 1979,

GYULAI és mtsai 1974, KOVÁCS 1953, 1956, NÉMETH 1995, VOJNITS és mtsai 1993). Az utóbbi tíz évben a célzott kutatásoknak köszönhetően jelentősen bővültek ismereteink a faj hazai elterjedéséről. Korábban ritka, aktuálisan veszélyeztetett fajként ismertük. Jelenleg azt mondhatjuk, hogy az Északi-középhegység (kivéve a Zempléni-hegységet) cseres-tölgyes régiójában és a heglábi területek tölgyeseiben (lösztölgyes jelegű állományok) általánosan elterjedt. A Börzsönyben, a Cserhátban, a Mátrában, a Bükkben és a Cserehát nyugati részén az áprilisi lepke-aszpektus egyik jellemző – számára kedvező élőhelyeken domináns – faja. Az utóbbi időben a Dunántúli-középhegységben is több új élőhelye vált ismertté (pl. Budai-hegység, Pilis, Balaton-felvidék, Sopron–Vasi-síkság, Dél-Mezőföld). Valószínűleg a Dunántúli-dombságban és a Mezőföldön is jelentős állományai élnek, de ezekről még nem rendelkezünk kellő ismerettel. Mai tudásunk szerint az Alföldnek az Északi-középhegységgel szomszédos tájain (Jászság, Hevesi-sík, Borsodi-Mezőség), továbbá a Berettyó- és a Körösök mentén él. A faj hazai elterjedését az 1. ábrán mutatjuk be.



1. ábra. A magyar tavaszi-fésűsbagoly (*Dioszeghyana schmidtii*) előfordulási adatai Magyarországon (szerkesztette: Korompai Tamás)

Meleg tölgyesekhez kötődő faj, középhegységek alacsony régiójában, illetve domb- és síkvidéken fordul elő. Élőhelyei hegy- és dombvidéken cseres-tölgyesek, melegkedvelő tölgyesek és molyhos tölgyes bokorerdők; síkvidéken lősz-tölgyesek és egyéb cser-elegyes tölgyesek. Évente egy nemzedéke fejlődik, az imágók jellemzően áprilisban repülnek. Korai kitavaszkodás esetén már március végén megjelenik. Nagyobb tengerszint feletti magasságon és hűvösebb klímájú tájakon (pl. Aggteleki-karszt) rajzása később kezdődik és május első harmadáig tart. Rajzásideje szorosan kapcsolódik a növényzeti aspektushoz. Rajzásának kezdete egybeesik a kökény (*Prunus spinosa*) virágzásának kezdetével. A rajzáscsúcs akkor van, amikor a kökénybokrok virágoznak, de már elvirágozott hajtások is megjelennek; az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) bimbói zöldek, aprók; és a vadkörte (*Pyrus pyraeaster*) már virágzik. A rajzás ideje kb. 15–20 napig tart egy adott élőhelyen. A lepkék egész éjszaka aktívak. A mesterséges fényt ezt a fajt is vonzza, már közvetlenül besötétítés után megjelenik a fényen. Párázás után a nőstény petéit a tápnövény frissen kibomló leveleire, csomókban (általában 20–50 pete) rakja le, melyek kb. egy hét múlva kelnek ki. Korábban Magyarországon a tatárjuharc (*Acer tataricum*) és a mezei juharc (*A. campestre*) tartották a faj tápnövényének. Azonban König már 1971-ben felhívta a figyelmet arra, hogy a faj tölgyön is él (KÖNIG 1971). Az utóbbi évek hernyónevelési kísérletei, és az előfordulási adatok részletesebb elemzése derített fényt arra, hogy a juharcokra vonatkozó információk minden bizonnyal tévesek, mert a

hernyók legfontosabb tápnövénye a csertölgy (*Quercus cerris*). Nevelési kísérletekben a molyhos tölgynek (*Quercus pubescens*) és a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) későn fakadó ökotípusának leveleit is elfogyasztották a hernyók. Kezdetben hámozó rágást végeznek, később az egész levelet elfogyasztják. A hernyóknak hat lárvastádiumuk van, kifejlődésük kb. három hétig tart. A bábozódás a talaj felső rétegében vagy az avarban történik. A báb telet át.

A magyar tavaszi-fésűsbagoly a hazai lepkefauna természetvédelmi szempontból egyik igen értékes tagja, fokozottan védett, közösségi jelentőségű faj. Az Európai Unióban 56 Natura 2000 területen fordul elő, ennek 75%-a (42 site) hazánk területére esik. Ebből is kitűnik, hogy mai tudásunk szerint az európai állomány legnagyobb része Magyarországon található.

Kérdésfeltevés

A fentiek ismeretében az alábbi kérdéseket szükséges tisztázni ahhoz, hogy objektívan meg tudjuk ítélni a vágásos üzemmódú erdőgazdálkodásnak a magyar tavaszi-fésűsbagoly állományaira gyakorolt hatását:

- 1) A vágásterületek, felújítások és fiatalosok élőhelyet nyújtanak-e a faj számára?
- 2) Mennyi idő múlva lesz alkalmas a faj számára a véghasználati területen felnövő utódállomány?
- 3) Mekkora a faj minimális-areája? Mekkora kiterjedésű refúgium terület (hagyásfa-csoport) szükséges a faj fennmaradásának biztosítására?
- 4) Milyen a faj migrációs képessége?

Anyag és módszer

A fenti kérdésekre a választ egyrészt a már tizenöt éve folyó faunisztikai jellegű kutatások (kb. 200 mintavétel) eredményeinek értékelésével adjuk meg. Továbbá az utóbbi években elkezdtük a célzott vizsgálatokat a 2) és a 3) kérdés megválaszolására. A most közölt előzetes eredmények jó alapot biztosítanak a faj védelmére vonatkozó természetvédelmi javaslatok megfogalmazásához.

A kutatások során alkalmazott mintavételi módszerek az alábbiak voltak:

Alkalmi lámpázás: az éjjel aktív, fényre érzékeny lepkefajok legelterjedtebb és leghatékonyabb kutatási módszere, mely az imágók pozitív fototaxisán alapszik. A fényforrás 125W-os HgLI vagy 160W-os HMLI típusú nagynyomású higanygőzlámpa, mely benzinmotoros áramfejlesztőről üzemel. Ez a módszer nagyon hatékonyan használható a *D. schmidtii* kimutatására a vizsgálandó területen, és relatív állományméret-becslésre is alkalmas ezen faj esetében.

Vödörccsapda: ez a módszer szintén az imágók pozitív fototaxisán alapszik. Ez esetben a fényforrás egy 12 V-os, 7 Ah-s zselés akkumulátorról üzemelő 6–8 W-os UV fénycső. A módszer lényege, hogy a fénycső fényére repülő lepkék a függőleges terelőlemezekbe ütközve leesnek a tölcsérbe, ami belevezeti őket a fedéllel ellátott vödörbe. Ennél a módszernél a fényforrás sokkal gyengébb, mint az alkalmi lámpázás esetében, ezért alacsonyabb hatásfokkal gyűjti a *D. schmidtii* egyedeket. Előnye viszont, hogy csak a csapda közvetlen környékéről vonzza az egyedeket, így alkalmas az egy élőhelyen belüli mikrohabitatok fajközösségében meglévő különbségek vizsgálatára (pl. egy erdőtömbben a vágásterületek lepkéközösségének vizsgálatára). A faj relatív állományméret-becslésére ez a módszer is alkalmas.

Eredmények

A vágásterületek, felújítások és fiatalosok élőhelyet nyújtanak-e a faj számára?

A kérdés tisztázására olyan vágásterületen és fiatalosban (1–15 év) végzett mintavételek eredményeit vettük figyelembe, amelyek a végvágás előtt megfeleltek a faj élőhely-igényeinek, amelyekben a felújítás nagyrészt cserrel történt, és amelyek közelében jelenleg is van ismert állománya a fajnak. Így a faj esetleges hiánya egyértelműen az idős állomány letermelésének következménye.

Még kevés mintavételt végeztünk véghasználat utáni fiatal állományokban, mert a faj életmódjának ismeretében teljesen fölösleges olyan élőhelyen keresni, ahol csak cserje méretű fák (újulat) található. Ugyanis az erdőkhöz kötődő, lombfogyasztó, éjszakai életmódú repülő rovarok általában úgy tájéko-

1. táblázat. A mintavételek során észlelt egyedszámok

Srsz.	Település	Erdőrészlet	Kor a mintavétel időpontjában (év)	Észlelt egyedszám
1.	Verpelét	40/C	kb. 80	5
		40/P	friss vágásterület jelentős újulattal	–
2.	Demjén	5/B	kb. 70	8
		7/A1	kb. 15	–
3.	Noszvaj	5/H	69	18
		5/I és 5/J határa	9 és 14 határa	–

zódnak és keresik a lárvák számára megfelelő tápnövény egyedeket (fát), hogy a horizont legmagasabb pontjai felé repüljenek (hiszen természetes környezetben a horizont legmagasabb pontjai a fák koronájának teteje). Ezért teljesen érthető, ha egy télen elvégzett fakitermelést követően a véghasználati területen a következő áprilisban a bábból kikelő *D. schmidtii* egyedek elvándorolnak a legközelebbi még lábón álló erdőállományba, és párzás után a nőtények nem fognak visszarepülni a véghasználati területre petézni.

Az alábbiakban ismertetjük az egymás közelében lévő idős és fiatal erdőállományokban végzett mintavételek eredményeit, melyeket az 1. táblázatban foglalkunk össze.

1) Verpelét 40/C; 40/P erdőrészek.

Az idős állomány (40/C) egy kb. 80 éves cseres (2. ábra). A fiatal állomány egy nemrég elvégzett cseres véghasználat területén van, a 40/C-vel határosan (3. ábra). Az idős állományban 5 példány repült a fényre, míg a fiatalosban egy sem. Pedig mindössze 50 méterre volt a mintavételi pont az idős állomány szélétől.

2) Demjén 5/B; 7/A1 erdőrészek.

Az idős állomány (5/B) egy 70 éves cseres. A fiatal állomány egy kb. 15 éves fiatalos, melyben az újulat már sűrű, a fák 1–3 méter magasak. Az idős állományban 8 példány repült a fényre, míg a fiatalosban egy sem. A fiatalosban lévő mintavételi pont 700 méterre volt a legközelebbi idős állománytól.

3) Noszvaj 5/H; 5/I és 5/J erdőrészek.

Az idős állomány (5/H) egy 69 éves cseres-kocsánytalan tölgyes kevés molyhos tölgy eleggyel (4. ábra). A fiatal állományok 9 és 14 évesek, 3–4(–5) méter magas fákkal (5. ábra). Az 5/J erdőrészetben több hagyásfa található. Az idős állományban fél óra alatt 18 példány repült a fényre, míg a két fiatalos határán egy sem. A fiatalosban lévő mintavételi pont kb. 200 méterre volt az idős állománytól.



2. ábra. Idős cseres-tölgyes állomány a Verpelét 40/C erdőrészletben (fotó: Korompai Tamás)



3. ábra. Véghasználat utáni fiatalos a Verpelét 40/P erdőrészletben (fotó: Korompai Tamás)



4. ábra. A Noszvaj 5/H erdőrészletben lévő idősebb állomány (fotó: Korompai Tamás)

A fenti eredmények azt támasztják alá, hogy a véghasználati területeken lévő fiatal erdők (1–15 év) nem jelentenek élőhelyet a faj számára.

Mennyi idő múlva lesz alkalmas a faj számára a véghasználatot követően felnövő utódállomány?

Az előzőekben láttuk, hogy az 1–15 éves fiatalosok nem nyújtanak élőhelyet a faj számára.

Az elmúlt tizenöt évben végzett faunisztikai jellemző mintavételek alapján elmondható, hogy a 60–70



5. ábra. Fiatalos a Noszvaj 5/I és 5/J erdőrészlet határán (fotó: Korompai Tamás)

év fölötti erdőállományok már megfelelő élőhelyet nyújtanak a faj számára. A két legfiatalabb állomány, ahonnan a faj jelentősebb egyedszámában előkerült, a mintavétel időpontjában 43 éves volt (Eger 27/A és 34/C). Ezek viszont olyan állományok, melyek közvetlen szomszédjában egy 149 és egy 143 éves állomány található!

Az eddigi tapasztalatok tehát azt mutatják, hogy:

- a 20 év alatti állományok nem jelentenek élőhelyet a faj számára,
- a 40–50 éves állományokban jelen van a faj, ha a közvetlen közelben van idős erdőállomány.
- a 60–70 évnél idősebb állományok már megfelelő élőhelyet nyújtanak a faj számára.

Mekkora kiterjedésű refúgium terület (hagyásfa-csoport) szükséges a faj fennmaradásának biztosítására?

Ezen kérdés megválaszolásához azt kellett kideríteni, hogy mekkora az a legkisebb terület, amely középtávon (4–5 évtized) képes fenntartani egy állandó



6. ábra. Az erősen izolált Hangács 6/A erdőrészletben (pirossal határolt terület) igen erős állománya él a fajnak (szerkesztette: Korompai Tamás)

populációt. Ehhez olyan kis kiterjedésű élőhelyeket vizsgáltunk, amelyek többé-kevésbé izoláltak.

Irodalmi adatok alapján tudjuk, hogy egy meglehetősen izolált, közel 100 hektáros erdőtömb már képes fenntartani egy nagy egyedszámú, stabil állományt. Erre példa a Kerecsend határában lévő Berek-erdő (KOVÁCS 1953). Kutatásaink során ennél kisebb területű élőhelyeket vizsgáltunk. A Cserehát nyugati részén, Hangács határában a Szálas-tetőn van egy szántókkal körülvett, kb. 8 hektáros cser és molyhos tölgy alkotta erdőfolt (Hangács 6/A), mely jelentősen izolált, 800 méteres körzetben nem található erdős vegetáció (6. ábra). Ebben az erdőfoltban egy alkalmi lámpázásos mintavétel során kb. 150 egyed repült a fényre. Ez nagyon erős populációt jelent. Ebből arra következtetünk, hogy egy, a faj számára kedvező élőhelyi adottságú, 10 hektár körüli élőhely jelentős egyedszámú populációt képes fenntartani. Tehát a faj minimális területének meghatározására ennél is kisebb élőhelyet kerestünk. A Bükkalján, Borsodszegsz határában találtunk egy kb. 2 hektáros idős cseréből álló legelőerdő jellegű felnyíló erdőfoltot. Az élőhely két nagyjából egyforma méretű részre tagolódik, a két részterület közötti távolság kb. 30 méter, ezért ezt a két foltot egy élőhelynek vettük (7. ábra). A legközelebbi tölgyes élőhely mintegy 750 méterre található. A 2 hektáros élőhelyen egy alkalmi lámpázásos mintavétel alkalmával fél óra alatt 30 példány jött a fényre. Ez erős populációt jelent.

Mivel ennél kisebb kiterjedésű élőhelyet nem találtunk, ahol a fajt sikerült volna jelentősebb egyedszámban kimutatni, ezért a 2 hektár kiterjedésű élőhelyet tartjuk a legkisebbnek, amely még képes stabil populáció fenntartására. Mivel ez az információ egy meglehetősen izolált élőhelyről származik, ezért a nagyobb erdőtömbökben lévő élőhelyekre a legalább 1,5 hektáros refúgium területek (hagyásfa-csoportok) kijelölését tartjuk elfogadhatónak.



7. ábra. A borsodszegszti élőhelyen (pirossal határolt terület) jelentős egyedszámú populáció él. A legközelebbi cseres erdőállomány mintegy 750 méterre található. Az élőhelytől északra látható erdők telepített erdeifenyvesek (szerkesztette: Korompai Tamás)

Milyen a faj migrációs képessége?

A fajra vonatkozóan még nem történt jelölés-visszafogásos vizsgálat, mely közvetlen adatokat szolgáltatna a kérdés megválaszolására. Ennek hiányában olyan helyszíneken végzett hosszú távú vizsgálatok adatait használtuk fel, melyek esetében tudjuk, hogy hol van a legközelebbi populációja a fajnak. A mintavételi helyszínek nem szolgálnak élőhelyül a faj számára (hiányoznak a faj tápnövényei), viszont a migráló egyedek számára nem jelentenek egyértelműen elkerülendő területet, mert sok idős gyümölcsfa található az élőhelyeken. Ezt bizonyítja az erdőkhöz kötődő (köztük tölgyesekhez kötődő) fajok jelentős aránya a vizsgálatok során észlelt fajok listájában. Eddig két ilyen vizsgálatot végeztünk. Az első Verpelét település belterületén, kertés házas övezetben történt, hét éven keresztül. A mintavételi ponthoz legközelebb 3 km-re található állandó populációja a fajnak (8. ábra). A hét év alatt több mint 50 mintavételt végeztünk a faj repülési idejében, de mindössze 5 alkalommal észleltük a fajnak 1–1 egyedét. Ezek az egyedek mind hímek voltak, és mindet a rajzási idő végén (április 25. és május 5. között) észleltük.

A másik vizsgálat helyszíne Eger, Szőlőcskepuszta volt, szintén kertés övezetben. A mintavételi ponttól 120 méterre van a legközelebbi élőhelye a fajnak (9. ábra). Ezen a helyen három év alatt kb. 20 mintavételt végeztünk a faj rajzási idejében. Itt minden második vagy harmadik mintavételnél lehetett észlelni a fajt, a rajzási idő teljes szakaszában. Hím és nőstény egyedek egyaránt jöttek a fényre, de alacsony egyedszámban – maximum 3 példány/mintavétel – pedig a 120 méterre lévő élőhelyen egy-egy mintavétel során több mint 100 példányt lehet észlelni.

Az első vizsgálat eredményeiből azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a *D. schmidtii* élőhelyétől csak



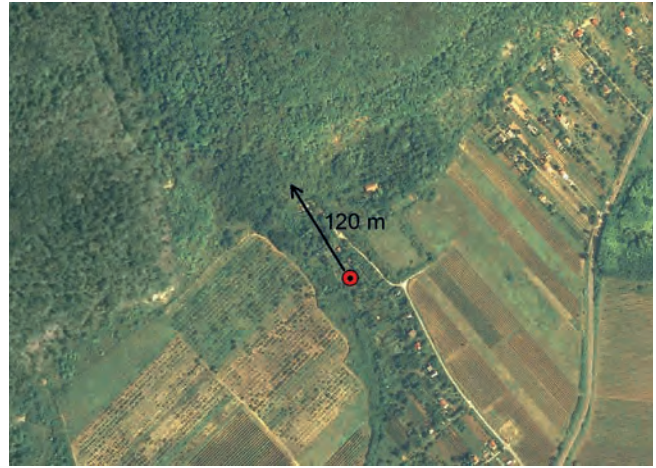
8. ábra. A mintavételi helyszín Vepelét belterületén volt (piros ponttal jelölve). A faj legközelebbi élőhelye kb. 3 kilométerre északra, a verpeléti Halastó mellett található (szerkesztette: Korompai Tamás)

nagyon ritkán távolodik el kilométerekre. Ilyen nagy távolságot általában a hím egyedek tesznek meg a rajzásidő végén. Tehát ekkora távolságon már minimális az esélye a populációk közötti genetikai kapcsolattartásnak, és egy élőhely kolonizálásának – legalább is 5–10 éves időtávlatban. A második vizsgálat azt mutatja, hogy a populáció élőhelyétől számított 100–150 méteren belül jó esélye van az alkalmas élőhelyek kolonizálásának. Illetve ilyen távolságon belül a populációk metapopulációs struktúra létrehozására képesek, a genetikai kapcsolattartás lehetséges és minden bizonnyal folyamatos. A metapopulációs szerkezet az egyik legjobb biztosítéka a faj hosszú távú fennmaradásának.

Fajvédelmi javaslatok

A fenti ismeretek tükrében az alábbi megállapításokat és védelmi javaslatokat tesszük a faj erdőgazdálkodással érintett élőhelyeire:

- a faj számára legkedvezőbb erdőgazdálkodási mód a folyamatos erdőborítás fenntartása (szálaló üzemmód, szálalás);
- a faj számára kifejezetten kedvező erdőgazdálkodási mód a lékes gazdálkodás, ahol lékek nyitásával történik a természetes felújítás, és a felújítási szakasz hossza legalább 60–70 év;
- a nagyobb kiterjedésű véghasználati területeket eredményező fahasználatok (tarvágás (TRV), fokozatos felújító vágás (FVB-FVV), rövid felújítási szakaszú (30–40 év) szálaló vágás (SZV)) a faj számára a kifejezetten károsak. Ilyen fahasználatok esetében a faj populációjának csak egy részét lehet megőrizni refúgium területek (hagyásfa-csoportok) biztosításával. A hagyásfa-csoportoknak legalább 1,5 hektárosnak kell lenniük, és egymástól maximum 150 méterre helyezkedhetnek el;



9. ábra. A mintavételi helyszín Eger, Szőlőcskepuszta volt (piros ponttal jelölve). A faj legközelebbi élőhelye kb. 120 méterre található (szerkesztette: Korompai Tamás)

- a véghasználati területeken visszahagyott egyes hagyásfák segítik a faj visszatelepülését a felnövekvő utódállományba;
- a hagyásfa-csoportok kijelölésének szempontjai:
 - zárt erdőtömb esetében a kissé felnyíló, benapozottabb részeket érdemes választani;
 - ha az erdőrészletnek van délies kitettségű erdőszegélye, akkor azt érdemes belevenni a hagyásfa-csoportba (ilyen esetben is legalább 50 méter szélesnek kell lennie a hagyásfa-csoportnak);
 - síkvidéki élőhelyen a cserben leggazdagabb állományrészeket kell kijelölni;
 - síkvidéki élőhelyen a hátság (a környező térszintből kiemelkedő) területen kell kijelölni a hagyásfa-csoportokat.
- a fajnak olyan élőhelyein, ahol alacsony a csertölgy elegyaránya az erdőállományban (pl. síkvidéki kocsányos tölgyesek vagy domb- és hegyvidéken cser elegyes gyertyános-tölgyesek), ott kiemelt figyelmet kell fordítani arra, hogy a fahasználatok során ne csökkenjen a cser elegyaránya.

Köszönetnyilvánítás

Jelen tanulmány nem jöhetett volna létre az utóbbi 15 év lelkes kutatómunkája nélkül. Ebben nagy szerepe volt az alábbi személyeknek: Ilonczai Zoltánnak, aki 2001-ben felhívta a figyelmünket erre a fajra; Kozma Péternek, akivel közösen kezdtük el a faj kutatását 2002-ben; Katona Gergőnek, Tóth János Pálnak és Enyedi Róbertnek, akikkel a kutatás kezdeti szakaszában közösen végeztük a mintavételek jelentős részét; Harmos Krisztiánnak, Magos Gábornak, Urbán Lászlónak és Lantos Istvánnak, akik értékes adataikkal hozzájárultak a jelenlegi tudásanyag összeállításához; és végül Varga Zoltánnak, aki tanításával, és a vele való megannyi szakmai konzultációval folyamatosan végigkísérte a kutatás menetét.

Továbbá köszönettel tartozom a Bükk és az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóságának, mert kutatásainkat anyagilag támogatták.

Irodalomjegyzék

- ÁBRAHÁM, L. (1990): Nattán Miklós nagylepkegyűjteménye a pécsi Jannus Pannonius Múzeumban. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **34**: 63–71.
- ÁBRAHÁM, L. és UHERKOVICH, Á. (1994): A Zselic nagylepkei (Lepidoptera) I. Bevezetés és faunisztikai alapvetés. – *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **38**: 47–59.
- BALOGH, I. (1967): A Bükk hegység lepkefaunájának kritikai vizsgálata. – *Folia Entomologica Hungarica* **20**: 521–588.
- BUSCHMANN, F. (1981): Adatok a Mátra hegység nagylepkefaunájának ismeretéhez. – *Folia historico-naturalia Musei Matrensis* **7**: 65–70.
- BUSCHMANN F. (1998–99): A *Dioszeghyana schmidtii* (Diószeghy, 1935) a Jászságban (Lepidoptera: Noctuidae). – *Folia historico-naturalia Musei Matrensis* **23**: 253–254.
- GYULAI, I., GYULAI, P., UHERKOVICH, Á. és VARGA, Z. (1979): New data to the knowledge on the distribution of macrolepidoptera in Hungary II. (in Hung with English summary) – *Folia Entomologica Hungarica* **32**(2): 219–227.
- GYULAI P. (1977): *A Bükk-hegység bagolylepke (Noctuida) faunájának öko-faunisztikai-állatföldrajzi vizsgálata*. – Doktori disszertáció. Miskolc.
- GYULAI, P., UHERKOVICH, Á. és VARGA, Z. (1974): New data to the distribution of the Hungarian Macrolepidoptera. (in Hung. with German summary) – *Folia Entomologica Hungarica* **27**: 75–83.
- KISS, Á., KOROMPAI, T., KOZMA, P., KATONA, G., TÓTH, J. P. és VARGA, Z. (2012): Természetvédelmi szempontból jelentős lepkefajok és fajegyüttesek a Mátra xerotherm tölgyeseiben (Insecta: Lepidoptera). [Lepidoptera species and species assemblages in the xerothermic oak forests of Mátra Mountains important for nature conservation (Insecta: Lepidoptera).] – *Természetvédelmi Közlemények* **18**: 267–275.
- KOROMPAI, T. (2010): *A magyar tavaszi-fésűsbagoly – Dioszeghyana schmidtii (Diószeghy, 1935) 2010. évi monitorozása a Cserehát nyugati részén*. – Kutatási jelentés, 13 pp.
- KOROMPAI, T. (2014): *Magyar tavaszi-fésűsbagoly – Dioszeghyana schmidtii (Diószeghy, 1935)*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 348–350.
- KOROMPAI, T. és KOZMA, P. (2004): A *Dioszeghyana schmidtii* (Diószeghy, 1935) újabb adatai Észak-Magyarországról (Lepidoptera: Noctuidae). – *Folia historico-naturalia Musei Matrensis* **28**: 209–212.
- KOVÁCS, L. (1953): A magyarországi nagylepkek és elterjedésük. – *Folia Entomologica Hungarica* **6**: 76–164.
- KOVÁCS, L. (1956): A magyarországi nagylepkek és elterjedésük II. – *Folia Entomologica Hungarica* **9**: 89–140.
- KÖNIG, F. (1971): Die Jugendstände von *Orthosia* (= *Monima* = *Taeniocampa*) *schmidtii* DIÓSZ. (Lepid. Noctuidae). – *Entomologische Berichte* **4**: 29–33.
- NÉMETH, L. (1995): A *Dioszeghyana schmidtii* (Diószeghy, 1935) újabb hazai adata. – *Folia Entomologica Hungarica* **56**: 140–141.
- RONKAY, L., YELA, J. L. és HREBLAY, M. (2001): *Hadeninae II. Noctuidae Europaeae Volume 5*. – Entomological Press, Soro, 452 pp.
- VOJNITS, A., ÁCS, E., BÁLINT, ZS., GYULAI, P., RONKAY, L. és SZABÓKY, CS. (1993): *The lepidoptera fauna of the Bükk National Park*. – In: MAHUNKA, S. (szerk.): *The Fauna Of The Bükk National Park*. Hungarian National History Museum, Budapest, pp. 157–318.

The impact of cutting-silvicultural system on *Dioszeghyana schmidtii*

Tamás Korompai

Zrínyi Miklós u. 2, H-3351 Verpelét, Hungary. E-mail: ecatag@gmail.com

Our knowledge about the inland occurrence and ecology of *Dioszeghyana schmidtii* (Diószeghy, 1935) has significantly increased since the last decade (KISS *et al* 2012, KOROMPAI & KOZMA 2004, KOROMPAI 2010, 2014). With these recent datasets, it is possible to determine the impact of forest management on the populations of this species. In the last few years, the research of oak forests of different ages also started. On the basis of these investigations, it may be stated that cutting sites, regenerations and juvenile crops do not serve as habitats for the species. Final cutting results in the absence of the species for decades; therefore, the decrease of the extent of final harvesting is quite important. In the areas with extensive juvenile crops and final cuts, the remaining old (at least 60–70 years) stands should be functioning as refugia. From these habitats, the colonisation of the previously cut stands by the species is ensured. The minimum extensions of the refugia are related to the minimum area of the species. In the most preferred habitat types (xerotherm oak forests, Turkey oak-dominant mountainous oak forests, loess-oak forests), this size is approximately 1,5–2 hectares. In case of widely isolated or edge populations and stands of less preferred habitat types (lowland oak forests), this size is definitely larger. To avoid the isolation of the populations, according to the migration ability of the species, refugia (remnant tree-groups) should be designated at every 150 metres at least.

Key words: *Dioszeghyana schmidtii*, cutting-silvicultural system, remnant tree-groups, final cutting area, minimum-area, migration ability, species protection proposals

Hódok a Szigetközben

Czabán Dávid

Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék, 7400 Kaposvár, Guba Sándor u. 40.
E-mail: czaban.david@ke.hu

Az eurázsiai hód (*Castor fiber*) egykor Európában általánosan elterjedt és gazdaságilag értékes fajnak számított, de a XIX. század végére majdnem kipusztult a túlzott mértékű hasznosítás miatt. A gazdasági elértéktelenedés és az 1920-as évektől elindult védelmi és visszatelepítési intézkedések együttesen vezettek a faj újbóli térhódításához. Ma már Európában szinte minden országban újra jelen van, aktív visszatelepítési program már sehol sem zajlik. Amíg a kihalás szélén állt a faj, addig a megmentés volt a fő cél, mára mindenhol a menedzsment programok és az állományszabályozás lépett előtérbe. A populációk folyamatosan növekednek. Ökoszisztéma mérnök és kulcsfaj is egyben: az ember után a hódok képesek a legnagyobb mértékben átalakítani környezetüket. A természetes élőhelyükön a hódok legalább 3 fő ökoszisztéma szolgáltatást nyújtanak: (1) gátjaik szabályozzák az áramlást a kisebb patakokon, csökkentik az árvizek méretét, nyáron pedig fontos vízforrást jelentenek az élővilág számára, (2) a gátak segítik a vizek öntisztulási folyamatait, visszatartják az üledéket, (3) a vízparti fák kidöntésével lékeket nyitnak az erdőben, változatosabb lesz a vegetáció struktúrája, az élővilág sokféleségére nézve ez pozitív hatással van. A hódok eltűnésével egy időben az ember jelentősen átalakította és szabályozta a vizes élőhelyeket: Európában az elmúlt száz évben a hódok potenciális élettereinek 90%-a eltűnt. A megmaradt foltok már annyira kicsik, hogy a természet önszabályozó folyamatai nem érvényesülnek, az emberi hatások elsőrendűek. A természetvédelem is gazdálkodik, de fő célja az élővilág sokféleségének megőrzése: a hódok esetében egyensúlyt kell találni az általuk nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások és az okozott gazdasági károk között. A Szigetközben 1985–1986 telén jelentek meg az első hódok, amelyek korábbi ausztriai telepítésekből származtak. 2003-ban már az egész területet meghódították, azóta is növekszik a létszámuk. Ez leginkább a családősűrűség növekedésében látszik. A legutóbbi, 2013-as felmérés során 134–152 territórium került elő. Fontos forráspopulációt jelentenek: az innen származó egyedek népsítették be ÉNy-Magyarország jelentős részét. A Szigetközben jelentős erdőgazdálkodás zajlik, a gazdasági erdők egészen a vízpartig érnek. A visszatért hódok a parti 20–40 méter széles részen kidöntik a fák egy részét, ezzel bizonyos helyeken gazdasági kárt okoznak. Előre nem lehet megbecsülni, hogy mekkora a terület eltartó képessége. Mind az erdőgazdálkodónak, mind a természetvédelemnek kompromisszumokat kell kötnie: egy vízparti természetes erdőszáv meghagyásával jelentősen csökkenthető a gazdasági kár, ha a gazdálkodók hajlandóak erre. A monitorozási jelentések adatai jól mutatják, hogy a Szigetközben gyorsan emelkedik a hódok száma. Az ágrendszerben már lassan telítődnek az élőhelyek, a fiatal egyedek kiszorulnak a Mosoni-Dunára és az Öreg-Dunára. Az ágrendszer a legalkalmasabb terület, hogy elkezdjük a hazai csapdázási gyakorlatot, meghatározzuk azt a családősűrűséget, amely felett már el lehet kezdeni a gyérítést. Ennek a protokollnak a kidolgozásához szükség van a szakemberek, a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság és a zöldhatóság szoros és konstruktív együttműködésére.

Kulcsszavak: Szigetköz, hód, vadkár, természetvédelem, hód menedzsment

Bevezetés

A Földön ma két hódfaj él: az eurázsiai hód (*Castor fiber*), és a kanadai hód (*Castor canadensis*). Az eurázsiai és a kanadai hódok ökológiai igényei azonosak. Mind az eurázsiai, mind a kanadai hód monogám, monomorf és erősen territoriális (NOLET és ROSELL 1994). A legnagyobb különbséget szaporodási szokásaikban találták. A kanadai hód alommérete nagyobb, és a nőtények hamarabb érik el a szaporodóképességet, mint az európai rokon.

A hódok szociális alapegysége a család. Ez általában a szülő párból, az azévből születettekből, az egyéves kölykökből és esetleg a kétéves fiatalokból áll. Az eurázsiai hódoknak évente átlagosan 2 kölykük születik, a természetben átlagosan 7–8 évig élnek (HEIDECKE 1984). Vízparton élnek, a családoknak saját territó-

riumuk van. Mind folyóvízben, mind állóvízben megtalálhatók. Fontos megkülönböztetni a territóriumot és a mozgáskörzetet. A territóriumot védelmezik a fajtársakkal szemben, de innen nagyobb távolságokra is elmehetnek. A folyóvizek mentén a territórium hossza változó az élőhely és a populációsűrűség függvényében. A telített élőhelyeken a legkisebb territóriumok Magyarországon 600–800 méter hosszúak, alacsony családősűrűségnél ennél jóval nagyobbak is lehetnek. A kétéves fiatalok már többnyire elvándorolnak a szülői territóriumból. Alacsony sűrűségű populációban már az egyéves egyedek is elmehetnek, míg egy nagy sűrűségű állományban néha a hároméves példányok is a szülővel maradnak.

A hódok szagjeleket hagynak a területük határainak megjelölésére. A családok a területüket hód-pézsmaival jelölik, a jeleket a territórium szélén, va-



1. ábra. Aktív hódvár a Hanságban. Jól látszanak a friss sárfelhordás nyomai (fotó: Czabán Dávid)

lamint a fő csapásaik mentén helyezik el. A két faj eltérő módszert alkalmaz: a jeleket a kanadai hódok iszapból épített kisebb-nagyobb halmokra teszik (ALEKSIUK 1968), míg az eurázsiai faj kis mélyedést ás, különböző növényi anyagokat összekapar, amiket azután megjelöl (WILSSON 1971). Egymás felismerése az anális mirigy váladéka alapján történik, ennek segítségével még a soha nem látott távoli rokonokat is megismerik, és őket átmenetileg be is fogadhatják (MÜLLER-SCHWARZE 2011). Éjszakai aktivitású állatok, egymással főként szagjelekkel és hangokkal kommunikálnak. A veszélyt erőteljes farokcsapással jelzik, amely úszás közben a víz felszínén történik, a parton pedig a földet ütik. Ezen kívül még füttyjelekkel, sípoló hangokkal, sziszegéssel is kommunikálnak (MÜLLER-SCHWARZE 2011).

A hódok egyik fő ismérve az építési hajlam. A két faj építési hajlandósága nem különbözik, ez élőhelyfüggő (DANILOV és FYODOROV 2012). Az eurázsiai hód leginkább üregekben lakik, ha van erre alkalmas partoldal. Az üregek hossza változó, 1–10 méter közöttiek. Egy territóriumon belül általában több is található. Vannak elhagyottak, éppen kialakítás alatt lévők, de több üreget is használnak rendszeresen. Télen az egész család egy üregben tartózkodik, ahol összebújva egymást melegítik. Az újszülöttek érkezésekor a hím másik üregbe költözik. Ha az üreg teteje

beszakad, a hódok vagy otthagyják, vagy befedik azt. Ezek a kupacok faágakból és sárból épülnek, lehetnek akár 2–3 méter magasak is, ezeket hívjuk várak (1. ábra). Ha nincs ásásra alkalmas part, akkor is várat építenek, ilyeneket leginkább lápos területeken lehet találni. A használt várakon jól látszanak a sárfelhordás nyomai. Az üregek és várak bejárata minden esetben a víz alól nyílik. Ha a víz szintje süllyed, akkor vagy másik üregbe költöznek, vagy befedik a bejáratot ágakkal. Ha a vízszint emelkedik és ellepi az üreget, a hódok másik üreget kezdenek ásni maguknak, de az is lehet, hogy a várra ráépítenek egy „második szintet” (MÜLLER-SCHWARZE 2011).

Ha a vízszint tartósan alacsony (1 méternél alacsonyabb), az állatok gátat építenek, hogy ezzel megemeljék a vízszintet. A gátak felett kisebb-nagyobb tavak alakulnak ki, az élőhely adottságaitól függően. A dombosabb területeken csak néhány négyzetméteres kis tavak jönnek létre, de sík területeken, például a Hanságban, akár nagyobb területeket is eláraszthatnak ezzel. A magasabb vízszint elsődleges célja, hogy az üreg bejárata víz alatt maradjon, de az is fontos, hogy veszély esetén úszva tudjanak menekülni. Hazai vizeken a gátak hossza ritkán haladja meg a 10 métert, a többség 2–5 méter hosszú. Magasságuk hazánkban ritkán éri el az 1 métert. Ezek az építmények a hazai vízügyi gyakorlatban helyenként gondokat

okoznak, mert a nagyvizek levezetését akadályozzák. De vannak olyan élőhelyek, ahol kifejezetten hasznosak, mivel a nyári aszályos időszakban ezekben a hód-tavakban megmarad a víz.

Kizárólag növényevők, az eddigi adatok alapján a lágyszárúak közül mintegy 150, míg a fásszárúak közül 80 fajt fogyasztanak (BOZSÉR 2001). Nyáron főként lágyszárúakat esznek, ilyenkor igen nehéz észrevenni a jelenlétüket. Télen, mikor a lágyszárúak eltűnnek, a fák kérget fogyasztják. Mivel nem tudnak felmászni, kidöntik a fákat, hogy így jussanak hozzá a táplálékhoz. A kérget főleg októbertől áprilisig eszik. Válogató generalisták (MÜLLER-SCHWARZE 2011), ami azt jelenti, hogy habár számos növényfajt fogyasztanak, az adott élőhelyeken kiválogatják az általuk preferált fajokat. Olyan fajok kérget is ehetik, amellyel korábban soha nem találkoztak, még nemzetségszinten sem. A Dél-Amerikába betelepített kanadai hódok az eredeti élőhelyükön nem ismert délibükköt (*Nothofagus* spp.) igen kedvelik (MÜLLER-SCHWARZE 2011). Magyarországon a Vácraóti Botanikus Kertben 2014 novemberében rövid ideig élt egy hód, amely a kerten átfolyó patak mentén érkeztetett a Duna felől. Európából és Ázsiából származó fűz fajokat (*Salix babylonica* (Ázsia), *S. daphnoides* (Európa), *S. erythroflexuosa* (Ázsia), *S. integra* (Ázsia), *S. purpurea* (Európa és Ázsia), magyar tölgyet (*Quercus frainetto* (Európa), valamint kínai mamutfenyőt (*Metasequoia glyptostroboides*) döntött ki (Kósa Géza szóbeli közlése, 2015).

A Hanságban élő hódok leggyakrabban fűz (*Salix* spp.) és nyár fajokat (*Populus* spp.) döntöttek ki. Fogyasztottak továbbá fehér epret (*Morus alba*), kocsánytalan tölgyet (*Quercus petraea*), magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* ssp. *danubialis*), almát (*Malus* sp.), mézgás éger (*Alnus glutinosa*), veresgyűrű-somot (*Cornus sanguinea*). Néhány fiatalabb fekete bodzát (*Sambucus nigra*) is kirágtak, de mivel érintetlenül ott hagyták, feltételezhető, hogy csak azért nyúltak hozzá, hogy könnyebben hozzáférjenek egy fűz ághoz (CZABÁN 2003). A Hanságban egyik évben egy kisebb akácfontot (*Robinia pseudoacacia*) is megvágtak, de ez akkor történt, amikor a territórium területén a nemes nyár ültetvényt letermelték és szinte csak az akác maradt (CZABÁN 2010). (Ez azért érdekes, mert az akác kérge mérgező alkaloidokat (robin és fazin) tartalmaz, feltehetően általában emiatt nem fogyasztják.) A zöld juhart (*Acer negundo*) és az akácot nem szeretik, ezeket a fajokat nem fogyasztják, csak ha nincs más (CZABÁN 2012). A Tiszán és mellékfolyóin gyakori gyalogakácot (*Amorpha fruticosa*) szintén nem fogyasztják (CZABÁN és ARLETT 2015).

A hódok a gyűjtögető tevékenységüket a vízpart közelében koncentrálnak (DONKOR és FRYXELL 1999). A Voronyezsi Nemzeti Parkban a hódok éves fahasználatuk 60%-át ősszel végzik (LAVROV 1934). Az elfogyasztott táplálék mennyisége függ a táplálék minőségétől: Fehéroroszországban egy 3–5 fős hód-

család fűzesben 3,2, nyírerdőben 6, nyír–rezgő nyár elegyes erdőben pedig 10,2 m³ fát használ fel évente (STAVROVSKY 1997). A hód táplálékfogyasztása testsúlykilogramra számítva napi 0,06–0,1 kg, azaz egy 20 kg-os állat napi 1,2–2 kg növényi anyagot fogyaszt (BOZSÉR 2001). A fogyasztott táplálék mennyisége függhet az élőhely klimatikus viszonyaitól is: ha a vizek télen sokáig nem fagynak be, a hódok több fát döntenek ki és halmoznak fel a raktárakba (STAVROVSKY 1997).

Korábban a hód minden részét felhasználták: húsát fogyasztották, a hódpézsmát parfüm alapanyagként és gyógyszerként alkalmazták. Szőrmeje a ruházkozásban játszott fontos szerepet. A hód piheszörzete nagyon dús, különösen a téli hónapokban (TÓTH 2015). Jól nemezelhető, a legjobb kalapok és kabátok hódyszőrből készültek. Az óriási kereslet alapozta meg a hódok megfogyatkozását. A XVI. századra az eurázsiai faj már jelentősen megritkult, ezért az Újvilágból származó kanadai hód prémekkel lehetett csak kielégíteni az igényeket. Ez volt az elsődleges oka, hogy a XIX. századra már Európa nagy részéről eltűntek az eurázsiai hódok. A kihalástól csak az mentette meg a fajt, hogy az 1800-as évekre a divat megváltozott Európában, és a kalapdivatban a hódprémet felváltotta a selyem (ALLRED 1986).

Az eurázsiai hód eredetileg egész Európában élt, előfordulása a Mediterráneumig és Kelet-Ázsiáig terjedt. A XX. század elejére majdnem kipusztult, addigra már csak mintegy 1200 példány maradt meg belőlük. Az 1922-től zajló és egész Európára kiterjedő újrachonosítási kísérletek igen sikeresnek bizonyultak, mára már néhány déli ország kivételével az egész kontinensen újra élnek hódok. Ezzel a program a világon az egyik, ha nem a legsikeresebb visszatelepítési folyamat lett. 1996-ban hozzávetőlegesen 430 000 egyed (NOLET és ROSELL 1998), 2006-ban már mintegy 639 000 egyed (www1) élt, míg 2011-ben létszámuk már meghaladta az 1 milliót (MÜLLER-SCHWARZE 2011). A populációk mindenhol növekednek. Olyan országokban is újra megjelentek, ahonnan évtizedekkel-évszázadokkal ezelőtt kipusztultak. A hód annyira alkalmazkodóképes faj, hogy az ember által hasznosított területeken is képes megélni és szaporodni (HEIDECKE és KLENNER-FRINGS 1992). Ezeket az új, kis létszámú populációkat gondosan figyelik. Mivel a táj nagy része ember által hasznosított, az élőhelyek eltartó képességét sokkal hamarabb elfogják érni, mint Észak-Amerikában. A 2010-es években már csak néhány európai országban (Romániában és Bulgáriában, illetve Angliában és Walesben) voltak különböző fázisban visszatelepítési előkészületek, de visszatelepítés – az időközben jelentősen megnövekedett európai állomány miatt – egyik országban sem zajlott (CZABÁN 2013a). A visszatelepítési folyamatot lassan mindenhol felváltja a hód menedzsment és az állomány szabályozás.

Rekolonizáció és terjedés

A Kárpát-medencében a hódok egykor nagy területeken fordultak elő: a tavak, folyók partjain, mocsarakban, lápokban. Erre utalnak egyes települések és földrajzi helyek nevei is: Hódmezővásárhely, Nagyhódos (Felső-Tisza), Hódos-ér (Bakony), Hódos-hát (Somogy) stb. A XVIII. században a Lajta, Duna, Rába, Garam, Ipoly és a Száva mentén, valamint a Csíokban is élt. A XIX. században már főként csak a Duna és a Száva mentén észlelték egyesével; az utolsót 1865-ben a Szávánál figyelték meg (LOVASSY 1927). Az utolsó feljegyzett hód kilövés 1854-ben történt Komárom megyében, Ács közelében (HAARBERG 2007).

Miután 120 éven keresztül hiányzott a magyar faunából, 1985–1986-ban újra hódokra bukkantak a Szigetközben. A szigetközi megjelenés előzménye az volt, hogy Bécstől keletre a Duna mentén mintegy 40 példányt engedtek szabadon 1976–1988 között. Később még 15 példány érkezett. Az állomány 1985-ig nem mutatott számottevő növekedést: Kelet-Ausztriában 1988–1989-ben 100–150 egyed számoltak (KOLLAR és SEITER 1990), 1998-ban már 200 területre bővült a populáció, ami mintegy 800 egyed jelent (SIEBER 1999). Ugyanitt az 1976 és 1988 közti időszakban 15 kanadai hódot is szabadon engedtek (PACHINGER és HULIK 1999), de egy 1999-ben készült felmérés során nem találtak már bizonyítékot jelenlétükre (SIEBER és mtsai 1999).

Az Alsó-Ausztriába telepített állományból a szomszédos országokba is vándoroltak át példányok: Szlovákiában az első hódok 1981-ben jelentek meg, 1987-ben 3 területet regisztráltak (PACHINGER és HULIK 1999). Magyarországra is érkeztek: az első egyedek 1985–1986 telén jelentek meg a Szigetközben (BOZSÉR 2001).

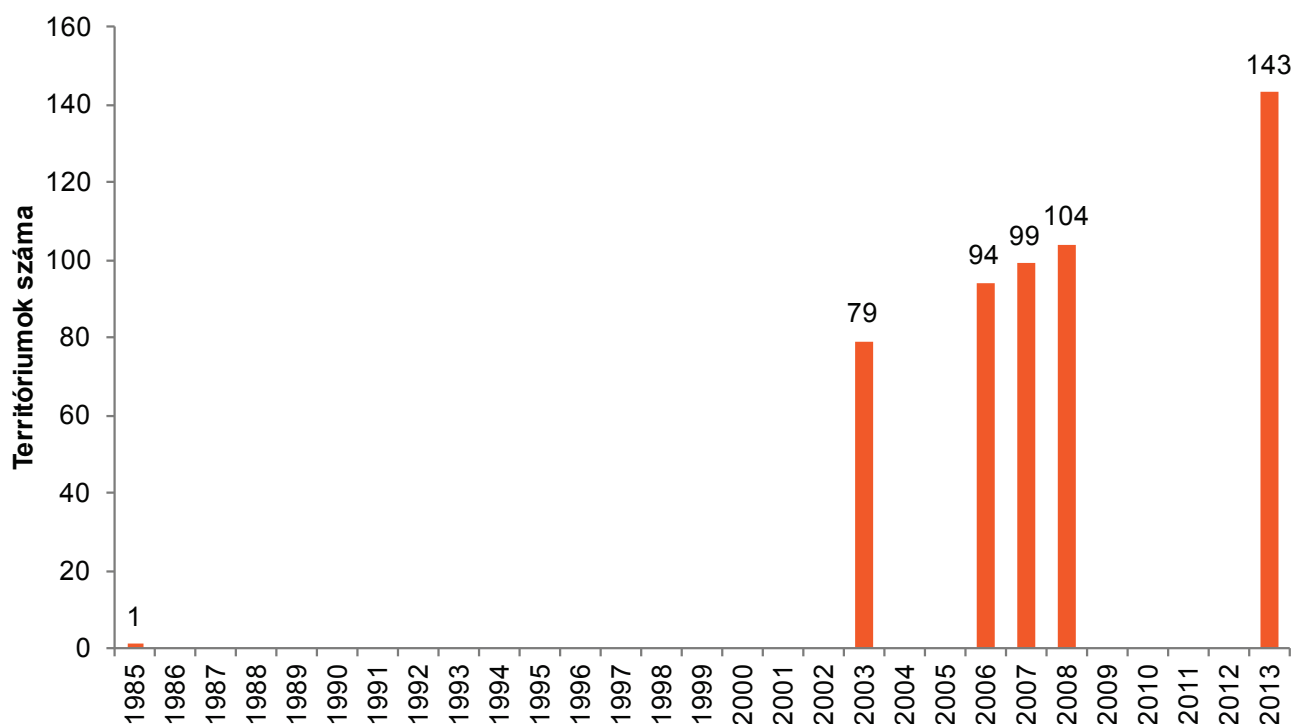
Az 1990-es években Közép-Európában elkezdődtek a visszatelepítési programok. 1991–1992-ben Csehországban, 1995-ben pedig már Szlovákiában is megvalósultak az első hódtelepítések (BOZSÉR 2003). A WWF Magyarország 1994-ben kezdte előkészíteni a hazai visszatelepítési programot, amely végül 1996-ban kezdődött el Gemencen. Északnyugat-Magyarországon csak a Hanságban engedtek szabadon hódokat, 2000-ben és 2002-ben összesen 24 példányt telepítettek a Király-tóhoz és a Fehér-tóhoz. Az országban további telepítések 2008-ig zajlottak még a Tisza mentén több helyszínen, valamint a Drávánál is. A telepítéseket BAJOMI (2011) részletesen tárgyalja.

A hazai populáció folyamatosan növekszik, 2011-ben az állományt BAJOMI (2011) 700–900 egyedre becsülte. A számuk azóta is növekszik, jelenleg 2500–3000 példány élhet nálunk. Hazánkban a hód 1988 óta védett állat, természetvédelmi értéke 50 000 Ft. A Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) 2008-ban a veszélyeztetettség közeli (Near Threatened) kategóriából a nem fenyegetett (Least Concern)

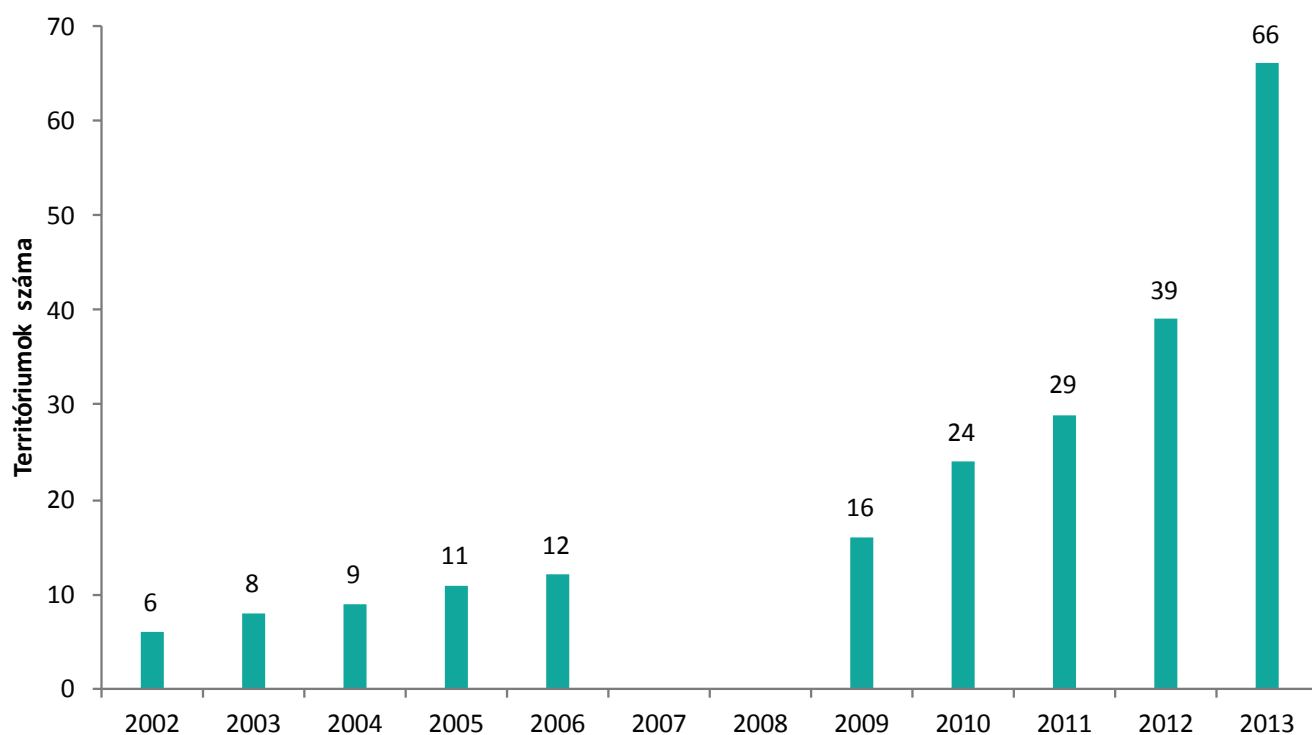
kategóriába sorolta át a fajt. Szerepel a Berni Egyezmény III., illetve az EU Élőhelyvédelmi Irányelvének II. és IV. mellékletében. Közösségi jelentőségű (Natura 2000-es) faj (CZABÁN 2013a).

A Szigetközben megtelepedett hódok utódai már az 1990-es években elkezdtek benépesíteni ÉNy-Magyarországot. Biztos, hogy már a hansági telepítések előtt is jelen volt a faj a Rábán és a Répcén, az ott élő állatok csak a szigetközi állományból származhattak: 2000 februárjában a Répcébe futó Metőc-patakon találtak egy hódgátat Simaság környékén (SZTASZKÓ 2001). 2001 januárjában a Rábán, Szany közelében észleltek hódrágásokat (PINTÉR 2001). A Rábán található hódok eredete nem teljesen tisztázott: az 1990-es években az ausztriai Herbersteini Vadasparkból (amely a Rába közelében található) megszökött néhány kanadai hód. Nem lehet tudni, hogy az összes elszökött állatot elfogták-e (Johanna Sieber szóbeli közlése, 2003). Elképzelhető, hogy néhányuk átszökött Magyarországra (CZABÁN 2003). Csorba Gábor, a Magyar Természettudományi Múzeum Emlősgyűjteményének vezetője beszámolt róla, hogy az 1990-es években mutattak neki egy kanadai hód koponyát, ami Zala megyéből származott, de nincs meg a bizonyító példány (BAJOMI 2011). A 2004-ben Rábagyarmat közelében talált elpusztult egyed koponya- és genetikai vizsgálatok után viszont eurázsiai hódoknak bizonyult. A Lapincs Szentgotthárdnál folyik a Rábába Ausztria felől. Ezen a patakon 2006-ban már találtak hódnyomokat, kirágott fákat (CZABÁN 2006). A Marcal vízrendszerében 2006-ban a Bittva-patakon jelent meg Kispodárpusztánál hód, egy másik területen pedig 2007-ben a Bakonyban Kislőd határában (CZABÁN 2011). Összegezve, a Szigetközben élő hódok jelentős forráspopulációt alkotnak. Feltehetőleg az innen származó példányok népesítették be az eddig említett folyókon kívül többek között a Duna hazai szakaszának nagy részét, a Cuhai-Bakony-eret, az Ipolyt, az ezek vízgyűjtőin található mellékfolyókat és még sorolhatnánk tovább.

E közben a hansági és szigetközi állomány is egyre sűrűsödött. 2013-ban a Hanságban 66–75, míg Szigetközben 134–152 terület került elő, ezek a számok feltehetőleg mindkét esetben alulbecsültek (2–3. ábra). A nyomok alapján lehet következtetni a hódterületek számára. Amíg a területen a hódok sűrűsége alacsony, a területek egymástól távol helyezkednek el, az életnyomok jól elkülöníthető csoportokban láthatók. Az állomány növekedésével a hódcsaládok is egyre sűrűbben helyezkednek el, és egy idő után már lehetetlen a felmérő számára a pontos szám meghatározása. Ezért nem lehetett a 2013-as felmérés során már pontosan megbecsülni a területterületek számát. Az eddigi gyakorlat szerint, egy 1997-es osztrák cikk alapján (SIEBER 1997) a területterületek számát 3,5-tel szoroztuk, így kaptunk egy becsült egyedszámot. Osztrák (Gerald Hölzler szóbeli közlése, 2015) és cseh (Jitka Uhlikova szóbeli



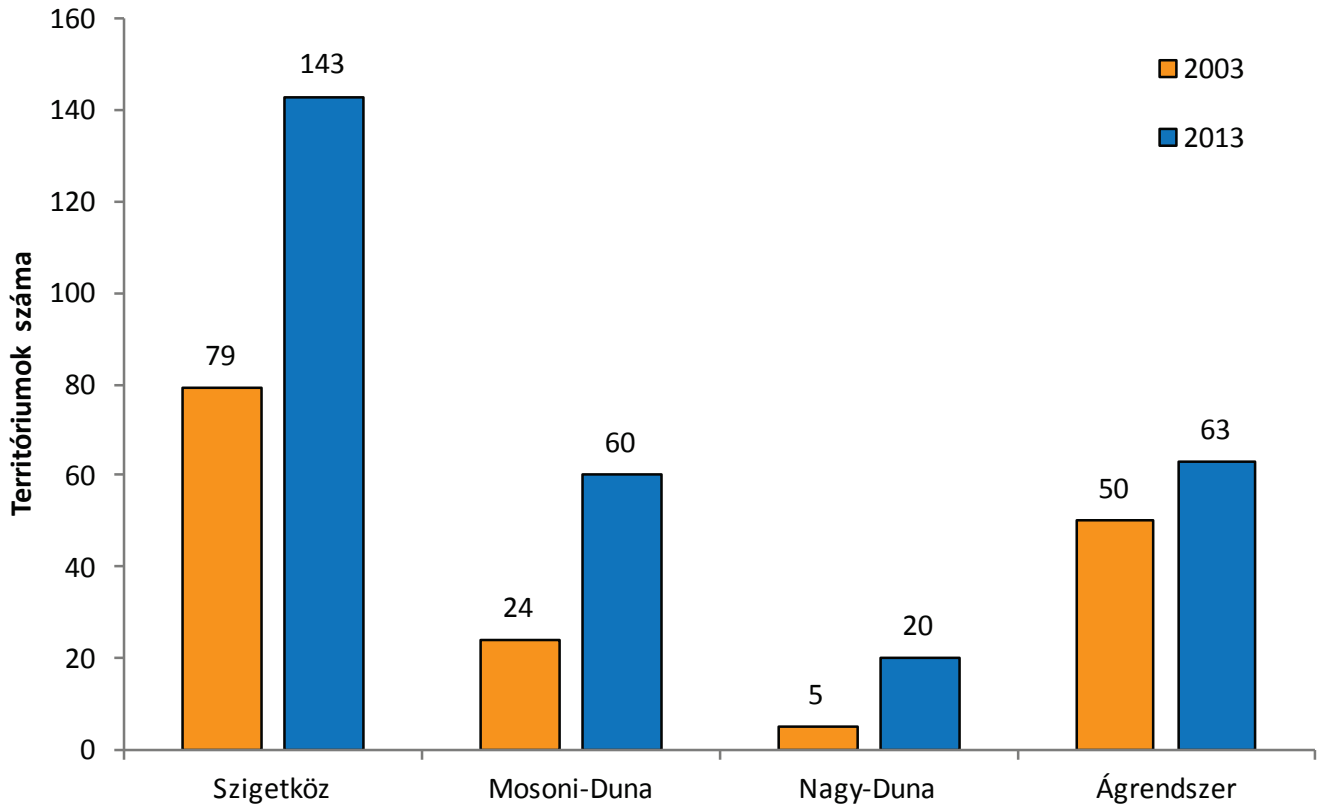
2. ábra. Hódterritóriumok számának növekedése a Szigetközben 1985 és 2013 között (adatok forrása: BOZSÉR 2003, VARIÚ 2008, CZABÁN 2013c)



3. ábra. Hódterritóriumok számának növekedése a Hanságban 2002 és 2013 között (adatok forrása: CZABÁN 2013c)

közlése, 2015) hódmenedzserek tapasztalatai szerint territóriumonként átlagosan már 5 egyeddel lehet számolni. Ebből következik, hogy a 2013-as felmérés idején a Szigetközben 500–750 példány élhetett. Az egymást követő felmérések során nem az egyedszám pontos meghatározása a legfontosabb, hanem a populáció méretének nyomon követése. A Szigetközben az állomány egyértelműen növekszik.

Mostanára a szigetközi és a hansági állomány összekapcsolódott. A két populáció 2007 körül ért össze: az Észak-Hanságban akkortájt megjelenő hódok feltehetőleg a Mosoni-Duna felől érkeztek (CZABÁN 2009). 2011-ben már a Rábca mentén is biztosan összetalálkozott a két populáció (CZABÁN 2011). Kijelenthető, hogy a hansági telepítésből származó egyedek mind keletre, mind délre a szigetközből el-



4. ábra. Hódterritóriumok száma a Szigetközben 2003-ban és 2013-ban (adatok forrása: BOZSÉR 2003, CZABÁN 2013b)

vándorolt hódok utódaival találkozhatnak. A hán-sági telepítés tehát csak felgyorsította a megyében a hódállomány felszaporodását, de csak a jelenlegi létszám kisebbik részéért „felelős”. Ausztria felé történő terjeszkedésük bizonytalan. 2003-ban Alsó-Ausztriában csak a Duna mentén éltek hódok (CZABÁN 2006). A Fertő-tótól délre egészen a Rábáig nincs olyan folyó vagy patak, amely jelentősen átnyúlna a szomszédos országba, ezzel vízi utat biztosítva a hódok számára.

Bármely védett faj létszámának nyomon követése fontos feladata a természetvédelemnek. A Szigetközben az első teljes körű felmérést Bozsér Orsolya végezte 2003-ban (BOZSÉR 2003), majd 2006–2008 között Varjú József mérte fel a populáció méretét (VARJÚ 2008). A következő teljességre törekedő felmérést 2013-ban e tanulmány szerzője készítette. Ugyanakkor minden felmérő leírja, hogy az általa becsült létszám feltehetőleg alulbecslés, mert a bejárások során nem tudtak minden víztestet felmérni.

A hód territóriumok száma nem egyenletesen emelkedik a Szigetköz különböző részein. 2003-ban a megfigyelt, összesen 79 territóriumból 24 a Mosoni-Dunán, 5 a Nagy-Dunán, 50 pedig az ágrendszerben helyezkedett el. Tíz évvel később a megtalált mintegy 143 territóriumból 60 a Mosoni-Dunán, 20 a Nagy-Dunán, 63 pedig az ágrendszerben volt. Ez a Mosoni-Dunán 250%-os, a Nagy-Dunán 400%-os, az ágrendszerben mindössze 125%-os növekedést jelent (4. ábra). A 2013-as felmérés során összesen 19

hódvár került elő. Ebből 9 vár a Mosoni-Dunán (a territóriumok 15%-án), 4 vár a Nagy-Dunán (a territóriumok 20%-án), 6 vár az ágrendszerben (a territóriumok 10%-án) épült (CZABÁN 2013b).

Mikor a hódok egy új élőhelyen megjelennek, az állatok először mindig a legjobb élőhelyeket foglalják el, a szaporulat és a később bevándorolt egyedek már a kevésbé jó területeken kénytelenek élni. Már több modellt is kidolgoztak az optimális hód élőhelyek meghatározására (pl. ALLEN 1982), de mivel a hód nagyon alkalmazkodóképes (HEIDECHE és KLENNER-FRINGS 1992), lehetetlen felállítani olyan preferencia modellt vagy élőhely alkalmassági indexet, amely az olyan generalistáknak, mint a hódok, minden potenciális élőhelyén megfelelő előrejelzéseket ad (ROBEL és FOX 1993).

A 2003-as felmérés óta a Nagy-Dunán növekedett leginkább a családok száma, 400%-kal. Ez azt jelenti, hogy a kolonizáció első időszakában (1986–2003 között) ezt az élőhelyet preferálták legkevésbé. Az újabb családok már kénytelenek erre a területre vándorolni, mert a jobb helyek már lassan telítődnek. A vízfolyás szélessége általában pozitív kapcsolatban van a családsűrűséggel (SLOUGH és SADLEIR 1977). HARTMAN (1994) tanulmányában azonban negatív korrelációt kapott, ennek oka feltehetőleg az volt, hogy míg más tanulmányokban a vízfolyások általában keskenyek voltak, azon a területen gyakran kiszélesedett a folyó, tó méretűre. A Duna partja laza, kavicsos folyami hordalék, ami üregesítésre ke-

vésbé alkalmas, könnyen beszakad. A hódok a puha üledéktalajokat kedvelik. Ezekben könnyebben tudnak üregeket és csatornákat ásni (HARTMAN 1994). A Nagy-Dunán talált hódvárak mind öblökben épültek, amelyeket a víz korábban kimosott és később üledék halmozódott fel bennük. A folyók kanyargósága pozitívan hat a hódok élőhelyválasztására. Az állatok valószínűleg nem magát a kanyargóságot preferálják, hanem az ebből következő, a belső íven intenzíven zajló hordalék-felhalmozódást, így jó indikátorai lehetnek az üledékes talajképződmények előfordulásának (HARTMAN 1994).

Patakok vagy folyók esetében a lassabb folyású vizeket kedvelik, a preferált folyómedrek esése tipikusan 1% körüli (MÜLLER-SCHWARZE 2011). Ha a populáció túl sűrű, akkor nagyobb, 6%-os esésű vizek mentén is megjelennek, 15% lehet a felső határ (RETZER és mtsai 1956). Az ideális élőhely a lassan meanderező folyó, partján puhafás ligeterdőkkel.

10 év alatt legkevesbé az ágrendszerben emelkedett a territóriumok száma (50-ről 63-ra). Ez azt jelenti, hogy ott az élőhelyek már hamarosan telítődnek. Az ágrendszer teljes hosszát megbecsülni is nehéz, mert a folyó sok kisebb-nagyobb ágra válik szét és kapcsolódik össze. Maga az ágrendszer is igen különböző jellegű szakaszokból áll: vannak nagyon tiszta vizű tavak, gyors vízfolyású ágak és lassan áramló részek. Sok átvágást és lezárást alakítottak ki benne. Ezzel együtt elmondható, hogy a jövőben várhatóan az ágrendszerben válik majd szükségessé először a populáció gyérítése.

Az élőhelyek eltartóképessége

A hódok eltűnésével egy időben az ember jelentősen átalakította és szabályozta a vizes élőhelyeket: az elmúlt száz évben Európában a vizes élőhelyek 90%-a elveszett. A mai Magyarország területének negyede vízjárta területnek számított a honfoglalás idején. Mára a lápok több mint 97%-át kiszárítottuk, az árterek mérete 23 000 km²-ről 1518 km²-re csökkent (DOBROSI és mtsai 1993). Ezek a jelentősen lecsökkent vizes élőhelyek egyben a hódok potenciális életterei is.

A Szigetköz területét jól jellemzi a „szárazföldi delta” kifejezés: az Alpokból érkező Duna jelentősen lelassulva lerakta hordalékának egy jelentős részét, ezt a hordalékkúpot átszövik a folyó kisebb-nagyobb ágai, sok változatos méretű szigetet létrehozva. A főág partjainak talaját laza folyami hordalék jellemzi, az oldalágakban a sokkal lassabb sodrás jelentős üledéktalaj rétegeket halmozott fel (NAGY 2014).

A szigetközi árterekre jellemző természetes erdőtársulások az alacsonyabb ártéren a puhafás ligeterdők, a magasabb térszinteken a keményfás ligeterdők, melyek nagy részében ma erdőgazdálkodás zajlik. Az erdőfelújításokban – a természetvédelmi

elvárások miatt – egyre nagyobb szerepet kapnak az őshonos fafajok (kocsányos tölgy, magas kőris, fehér nyár). Az állományalkotó fafajok megoszlása: kocsányos tölgy 4%, magas kőris 3%, nemes nyár 60%, hazai nyárok 13%, fehér fűz 20%. Szántóföldi művelés csak a mentett oldalon zajlik, a hullámtéren a rétként hasznosított területek aránya jelentős (NAGY 2014).

A Duna elterelése után az 1995-ben megindult vízpótlás állandó vízszintet biztosít a Szigetközben, de az ártéri ökoszisztéma fenntartásához szükséges áradások hiányoznak. Az árvizek átöblítő hatásának hiányában a mellékágak feliszapolódnak, a pangóvizes keskeny ágvégekben egyre nagyobb területeket borít be a víz alatti hínárszőnyeg (BOZSÉR 2003). A magasabb vízszint kedvez a hódoknak, a feliszapolódás viszont csökkenti az életterületet.

A hódok számára a két legfontosabb tényező egy adott élőhelyen az állandó és megfelelő mélységű vízborítás, valamint télen a fa- és cserjefajok alkotott táplálék elérhetősége. A hódpopulációk – a kis rágcsálókkal ellentétben – lassan változnak, nincsen náluk gradációs jelenség. Egy zavartalan populáció méretét leginkább az elfoglalható élőhelyek száma határozza meg (CZABÁN 2013a). Az eltartható hódállomány nagyságát az erdővel borított partoldal hossza határozza meg (s így ez fontosabb, mint a vízfolyás abszolút hossza) (HAARBERG 2007). Egy holland tanulmány szerint egy négytagú hódcsaládot kb. 3 km hosszú, 6 m szélességű erdőterület (1,8 ha) lát el megfelelő mennyiségű táplálékkal, ahol a faállomány sűrűsége 0,09–0,113 fa/m² (NOLET 1994). A vizsgált terület hasonlít a hazai ártéri élőhelyekhez (HAARBERG 2007).

Az eltartóképesség becsléséhez fontos tudni, hogy az állatok milyen távolságra mennek el a vízparttól táplálékért. A Szigetközben NAGY (2014) vizsgálatai szerint a hódok leginkább a 10–30 m széles part menti sávban táplálkoztak, de egyes erdőrészekben 40–50 méteres eltávolodásuk is gyakori volt. A Hanságban a rágások 60–95%-a a parttól számított 10 m-en belül volt. Ez utóbbi helyen ennek más oka is lehet az energiaspóroláson kívül is: a vízparti fás területek szélessége a területek nagy részén 20 m, de az 50 m-t sehol nem haladja meg (CZABÁN 2003).

A Szigetközben, ahol a vízpartokat gyakran nagy erdőségek kísérik, a parttól számított 30 méteres távolságot és az 1,8 hektárnyi erdő szükségletet alapul véve egy 4 tagú hódcsaládnak kb. 600 m-nyi erdős partra van szüksége. Ez jól korrelál VARJÚ (2008) felmérésének eredményével, aki azt találta, hogy a hódterritóriumok hossza a Szigetközben 0,3–1,3 km, átlagosan 0,78 km hosszúak.

A vegetáció felmérések szerint a legproduktívabb forráskolóniákban jelentős készlet áll rendelkezésre a nagy tápanyagtartalmú vízi- vagy szárazföldi növényekből (DONKOR és FRYXELL 1999). A gátépítés, és utána az iszaposodás, valamint a hódok ürülékéből és vizeletéből származó nagy mennyiségű nitro-

gén bevitel megnöveli a vízinövények mennyiségét (NAIMAN és mtsai 1986), ami gyorsítja az eutrofizációt. STAVROVSKY (1997) vizsgálatai szerint legalább 550 g ürüléket és vizeletet termel egy kifejlett hód naponta. A hódok téli táplálékát adó vízparti fák és cserjék viszonylag hosszú regenerációs idővel rendelkeznek, ami alapjában meghatározza az élőhely hód eltartó képességét. Úgy tűnik, hogy a táplálék-növények megújulásának időbeli késése fontos tényező (CAUGHLEY 1970). Hogy kimerítik-e a táplálékkészletet, a táplálékfajok produktivitásától függ (NOLET és ROSELL 1994). A kirágott füzek felújulása nagyarányú (KINDSCHY 1985).

NAGY 2014-ben felmérte a Győri Erdészet területén tapasztalt hódkárokat. Az Öreg-Duna ártéri területén 20 territóriumot talált, a becsült állományból, és a becsült egy évnél fiatalabb károsított fatér fogat alapján azt kapta, hogy egy hód 1 évben 6,47 m³ fát károsít. Nagy megjegyzi, hogy mind a döntött mind pedig a rágott fákat felmérte. Ez azért fontos, mert a fák, habár a törzs egy részéről hiányzik a kéreg, bizonyos mértékű károsodást még el tudnak viselni. De a sérülés mértékétől függően a fák növekedése lassul, törzsmínősége romlik, ami az erdészek számára már értékcsökkenést jelent (NAGY 2014). Nagy kutatása során nem territóriumonként mérte fel a megrágott fákat, hanem erdőrésztelenként. A hód családok mozgáskörzetei minden bizonnyal nem korlátozódnak minden esetben az adott erdőrészteltekre, egyes territóriumok valószínűleg hosszabb folyószakaszt is érintenek, így az adott területen élő állatok összességében több fát fogyasztottak. Erre vonatkozóan a publikációban nem történt utalás. Mindazonáltal a kapott eredmény illeszkedik a szakirodalomban található eredmények közé, fontos adat a gazdálkodó és a kutató számára.

Ahogy a hódpopuláció növekszik, úgy válik az elenséges viselkedés egyre gyakoribbá a hódok között. Nagy denzitású populációban az agresszív megnyilvánulások nem ritkák (NOLET és ROSELL 1994). Ez jól megfigyelhető az állatok farkán látható harapásnyomok számából. Ilyen élőhelyen a fark sérülések gyakoriak, ami azt jelzi, hogy az élőhely elérte az eltartó képességének a határát (BALODIS és mtsai 1999). Az Elba mellett élő sűrű hódpopulációban a felnőtt állatok pusztulásának leggyakoribb oka a fajtársak által okozott sérülések. Ezek leginkább májusban figyelhetők meg, amikor új területeket foglalnak el (PIECHOCKI 1977).

Ilyenkor az ivarérett, de nem szaporodó nőstények aránya megnő és az ivarérettség kialakulásának ideje későbbre tolódik. Az embrionális és posztembrionális elhullás gyakorisága is megnő. Az önszabályozás kezdete a szaporodási ráta csökkenésével jól jellemezhető. A populáció növekedésének lassulása jó indikátora lehet a szakemberek – hódmenedzserek – számára, hogy el kell kezdeni gyéríteni az állományt (SAVELJEV és SAFONOV 1999).

A hódok élőhelyre gyakorolt hatása

Az élőlények alkalmazkodnak környezetükhöz, mind genotípusosan, mind fenotípusosan. Amelyik populáció nem képes megbirkózni a környezete megváltozásával, az eltűnik. Az alkalmazkodás egy ritka formája, ha a populáció a környezetét alakítja át a saját igényei szerint. Ezt a képességet legjobban az embereknek és a hódoknak sikerült kifejleszteni (GORSHKOV és mtsai 1999). A hódok tevékenységükkel alakítják a tájképet, befolyásolják a biogeokémiai folyamatokat, és hatással vannak a vizes élőhelyek biodiverzitására. Nincs más faj (az emberen kívül), amely jobban befolyásolná környezetét (BUSHER és DZIECIOLOWSKI 1999).

A hódok két fontos ökológiai szerepet töltenek be: ökoszisztéma mérnökök (JONES és mtsai 1994, 1997) és kulcsfajok (PAINE 1966, NAIMAN és mtsai 1986). Az ökoszisztéma mérnökök olyan fajok, amelyek fizikailag megváltoztatják környezetüket és ezzel közvetve befolyásolják a források elérhetőségét más fajok számára. Fizikai ökoszisztéma tervezés az élőhelyek átalakítása, fenntartása és újak létrehozása (JONES és mtsai 1997).

A hódok legalább 3 fő ökoszisztéma szolgáltatást nyújtanak: (1) Szabályozzák az áramlást a kisebb patakokon. Ez kritikus lehet olyan extrém körülmények között, mint az aszály és az áradások. (2) Gyorsítják a vizek öntisztulási folyamatait. Gátépítésükkel csökkentik az áramlás sebességét, az általuk létrehozott tavakban nő az üledék lerakódásának sebessége. Ez tisztító tényezőként jelentkezik. (3) A hódok jelenléte növeli a terület biodiverzitását. A fejlett országokban az emberi tevékenység leggyakrabban csökkenti a sokféleséget, a hódok a természetvédelem fontos „önkéntesei”: védelmüknek kiemelt jelentőséget kellene élveznie (BALODIS és mtsai 1999). Más szóval, segítenek az élőhely fejlesztésben és a revitalizációban (HOOD 2012). A kételtűek sokat profitálnak a hódok megjelenéséből (BASHINSKIY 2012). A madárfajok száma szignifikánsan nő a hódok által használt területeken (HAIR és mtsai 1979). A hódok által elhagyott üregekben és várakban a kisemlősök rengeteg alkalmas búvóhelyet találnak (SAMAS és ULEVICIUS 2012).

A hódok aktivitása nem pótolható emberi beavatkozással, azaz az élőhelyek komplexitása jelentősen növekszik a hódok tevékenysége által. Állandóan változó víztestek és új élőhelyek jönnek létre. Hagynunk kellene a hódokat, hogy növeljék a sokféleséget, de ehhez helyet kell nekik biztosítanunk. A vizek mentén emberi zavarástól mentes pufferezónákra lenne szükség, hogy a hódok által nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások érvényesülhessenek – ingyen (MESSLINGER 2012).

Amellett, hogy tevékenységük számos ritka és értékes fajnak segíti a megjelenését, maguk is fontos

táplálékai lehetnek ritka fajoknak: a farkasok hatékony ragadozói a hódoknak, főleg nyáron (ANDERSONE 1999). Egyes helyeken meg is akadályozhatják a hódok megtelepedését (DZIECIOŁOWSKI és GOZDZIEWSKI 1999). A környező országokban végzett védelmi intézkedéseknek köszönhetően Magyarországon is egyre gyakoribb a farkasok jelenléte, bár mozgáskörzetük jelenleg nem érinti a hódok által lakott helyeket.

Kellenek olyan helyek, ahol a hódok szabadon tevékenykedhetnek. De emellett ki lehet jelölni olyan érzékeny területeket, ahol a hódok jelenléte nem tolerálható, hogy az oda érkező egyedeket el lehessen gyorsan távolítani. Ezek gazdasági-társadalmi, valamint politikai döntések, természetesen bevonva az érintett természetvédelmi szakembereket is (SIEBER 1999).

Jövőben várható trendek, hódmenedzsment

A XX. század végére a védelem a menedzsment és a visszatelepítési programok a prém árának és keresletének csökkenésével együttesen vezetett a hódpopulációk gyors növekedéséhez. Mivel a hódok aktívan alakítják át környezetüket, mindig is lesz konfliktus az emberek és a hódok között. Nemrég még ritka és „egzotikus” fajnak számított, ma már gyakran zavaró tényező (BUSER és DZIECIOŁOWSKI 1999). Jelenleg az emberek és a hódok közötti kapcsolat finom egyensúlyban áll a hódok által nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások és az általuk okozott gazdasági veszteségek között (BALODIS és mtsai 1999). A hódok számára alkalmas természetes élőhelyek száma korlátozott. A megmaradt foltok már annyira kicsik, hogy a természet önszabályozó folyamatai nem érvényesülnek, az emberi hatások elsődrendűek. Európában már szinte mindenhol gazdálkodás/élőhely kezelés folyik, legyen az gazdasági vagy természetvédelmi szempontú. A természetvédelem számára a fő cél a biológiai és a genetikai diverzitás fenntartása kell legyen (SAVELJEV és SAFONOV 1999). A kezelési stratégiák lényegét MCCALL és mtsai (1996) így fogalmazták meg: „Legyen elegendő vizes élőhely a különböző fajok számára, fenntartható módon lehessen csapdázni a hódokat, és minimális legyen a kárbejelentés.”

A hódmenedzsment gyakorlatában regionális eltérések vannak. Ahol a denzitás magas, a gyérítés alkalmazható eszköz. Ahol a denzitás még alacsony, a hódokat védeni kell, és tevékenységük kontrollálása legyen a fő cél. Egységes modell alkalmazása minden élőhelyen nem lehetséges. A hódmenedzsment módszerek ismertek, de nem mindegy, hogy gazdasági vagy ökológiai/természetvédelmi célokat szolgálnak (SAVELJEV és SAFONOV 1999).

Ahogy nő a hódállomány, egyre-másra jelennek meg olyan helyeken, ahol nemkívánatosak: lakott

területek környékén, gazdasági erdők mentén. Tevékenységükkel jelentősen befolyásolják a folyó menti élővilágot, fadöntéseiknek és gátépítéseiknek pozitív és negatív következménye egyaránt lehet. E jelentős átalakító tevékenységük miatt nem mindenhol lehet jelenlétüket eltűníteni. Az elmúlt száz évben a faj megmentése volt a fő cél, mára ennek a helyébe a hódok tevékenységének szakszerű és körültekintő kezelése lépett. Ebbe mind a kárelhárítás, mind az állomány-szabályozás beletartozik. A szakirodalom alapján számos módszer áll rendelkezésre (CZABÁN 2013a), de ezek hazai adaptálása még várat magára.

Magyarországon a Szigetközben jelentek meg az első példányok. Mivel az élőhely ideális a faj számára, viszonylag gyorsan elterjedtek, és az „aranyos” és „kedves” állatból hamar nemkívánatos „fapusztító” vált. A Hanságban is ez történt, mára már elmondható, hogy országos szinten ezen a két élőhelyen a legégetőbb a hód-kérdés: mind a természetvédelem, mind az erdőgazdálkodók és a vízügyi igazgatóság számára elfogadható megoldásokat kell találni, hogy a faj jelenléte mindenki számára tolerálható legyen.

Az állatok bizonyos esetekben gazdaságilag is mérhető kárt okoznak. A kártalanítást Magyarországon az 1996. évi LIII. törvény (a természet védelméről) 74. §-a a következők szerint szabályozza:

„74. § (1) Védett állatfaj egyede kártételeinek megelőzéséről, illetve csökkentéséről a kártétellel érintett ingatlan tulajdonosa, illetve használója a tőle elvárható módon és mértékben gondoskodik. Ha a kártételt a kötelezett nem képes megelőzni, kérheti az igazgatóság hasonló célra irányuló intézkedését.

(2) Riasztási módszerek alkalmazása, illetve – kivételes esetben – a túlszaporodott állomány egyedek befogása vagy gyérítése csak az igazgatóság engedélyével és felügyeletével végezhető.

(3) Az igazgatóság szükség esetén vagy a tulajdonos, használó kérésére közreműködik a riasztásban, befogásban, gyérítésben vagy végzi azt. Az igazgatóság saját kezdeményezése esetén az ebből eredő költségeket maga viseli. Ha az igazgatóság beavatkozásával a tulajdonos, használó kérésének tett eleget, a költségek viselésére a közöttük létrejött megállapodás az irányadó.

(4) Az igazgatóság kártalanítást fizet, ha a védett állatfaj egyedeinek kártétele azért következett be, mert az igazgatóság

a) nem tett eleget az (1) bekezdésben meghatározott, megalapozott kérelemnek;

b) indokolatlanul nem engedélyezte riasztási módszer alkalmazását vagy a túlszaporodott állomány egyedek befogását, gyérítését;

c) indokolatlanul nem teljesítette a (3) bekezdésben meghatározott kérést.

Más esetben az ingatlan tulajdonosa maga viseli a kárt.”

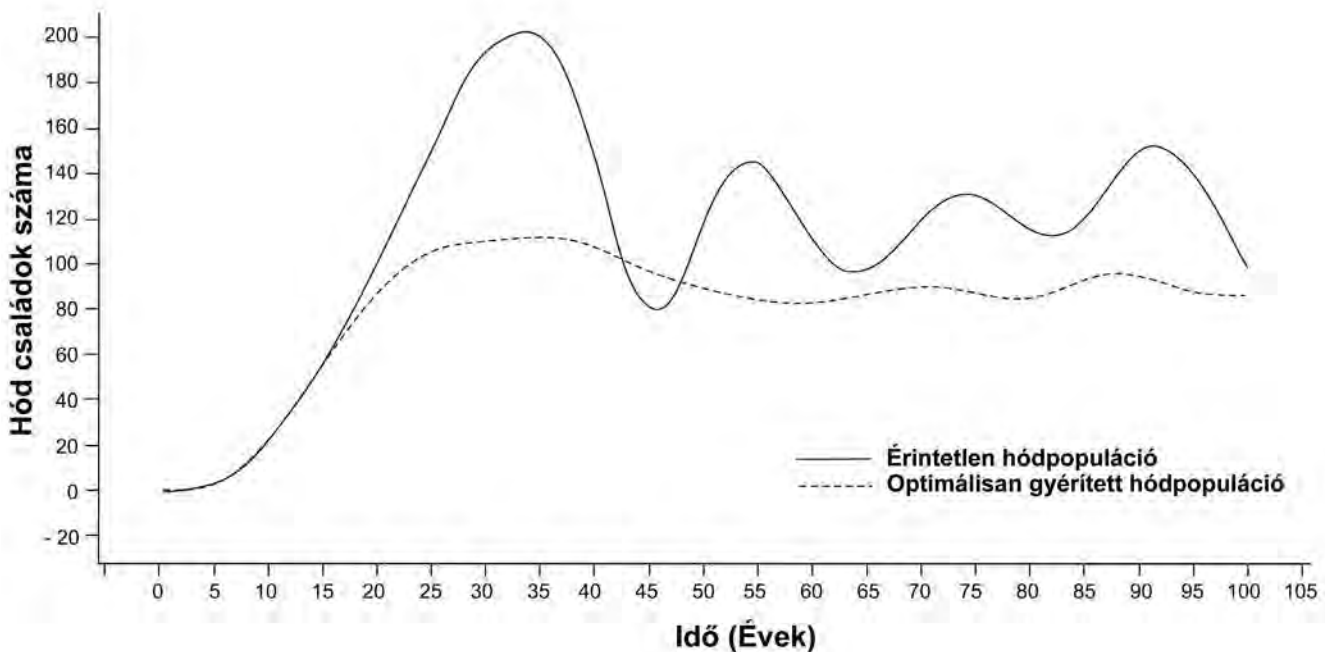
Tehát a törvény szerint a magántulajdonosnak biztosítania kell területének megfelelő védelmét; ha nem védekezik megfelelően, nem tehet panaszt. Mivel a védett állat köztulajdon, nem a hatóság a tartója és nem is az állam, az általa okozott kárt az ingatlan tulajdonosnak kell viselni, ha mást annak viselésére nem lehet kötelezni. A hatóság csak abban az esetben felelős, ha nem tette meg a (4) bekezdésben meghatározott lépéseket (BAJOMI 2011).

A legjelentősebb konfliktuspont a hódok fadöntése, főként a gazdasági erdőekben. Sajnos egyre kevesebb az olyan terület, ahol ezek az állatok háborítatlanul élhetnek, az erdő- és mezőgazdaság minden területet igyekszik hasznosítani. Természetvédelmi szempontból a legjobb megoldás egy érintetlen vízparti erdősáv meghagyása lenne. Ennek a szélessége elég, ha csak 10–15 méter. Ez egyrészt egy védőzóna és ökológiai folyosó lehetne az élővilág számára, de partvédelmi funkciót is ellátja a fák és cserjék gyökereinek keresztül. Az erdőtulajdonosok és a gazdálkodók erre mindig azt válaszolják teljes joggal, hogy ez, végig a partok mentén hatalmas területet jelent, ami ezzel kikerülne a termelésből és végső soron jelentősen csökkenne a bevételük. A fákat lehet védeni, akár egyedileg, akár erdő léptékben is. Néhány fa esetében lehet különböző riasztó anyagokat használni (lenolaj, oltott mész, különböző ragadozóktól származó szagok, másodlagos növényi anyagcsere-termékek kivonata), de ez csak néhány hétig-hónapig hatásos, utána a kezelést ismételni kell. Hosszú távú megoldás a kerítés építése: elég 1 méter magasságú, de javasolt még legalább 40–50 cm kerítés talajon való elfektetése, hogy az aláásást elkerüljük. A kerítés építése díszfák/gyümölcsfák esetében, vagy

kisebb erdőrészeknél szóba jöhet, de a part mentén több km-en keresztül nem megvalósítható, és természetvédelmi szempontból sem kívánatos. Mezőgazdasági területeken még használható a villanypásztor is, ami szezonálisan is könnyen kihelyezhető és elbontható.

Gátépítési tevékenységet eddig csak ritkán figyeltek meg a Szigetközben, de ez sem gyakorolt érdemi hatást a vízszintre. A kishajó forgalmat esetleg akadályozhatja, de nagyobb problémát eddig nem okozott. A gátak azzal, hogy visszaduzzasztják a patakokat és csatornákat, a számos pozitív hozadék mellett bizonyos esetekben árvízi kockázatot jelentenek. A gátak elbontása csak rövid ideig hatásos, mert a hódok hamar, akár néhány napon belül újjáépítik azokat. Erre több példa is ismert a Hanságban. Az Osl mellett lévő Tordosa-csatornán például évente 50–60 alkalommal kell elbontani a hódgátakat, de az állatok mindig hamar felépítenek egy másikat. Jól látszik, hogy ez hiábavaló próbálkozás. Másik lehetséges eljárás, hogy túlfolyó rendszert kell beépíteni a gátba, ami lehet egy flexibilis, vagy merev falú cső. A cső elején egy ráccsal megakadályozható az eltömődés, a nyugat-európai és észak-amerikai tapasztalatok szerint ez a hódokat nem zavarja. Fontos lenne ezt a rendszert a hazai csapadék- és vízjárás viszonyok között tesztelni (CZABÁN 2013a).

Az utóbbi években feltűntek hódok városok vízparti belterületein, például Mosonmagyaróváron és Budapesten is. Felmerültek esetleges hódok által terjesztett betegségekre vonatkozó kérdések. Két, emberre is veszélyes betegséget terjeszthetnek. Az egyik a tularémia (vagy nyúlpestis), amelyet a *Pasteurella tularensis* okoz. Ez a baktérium a fertőzött



5. ábra. A várt populáció-növekedés egy érintetlen és egy optimálisan gyéritett populációban (adatok forrása: PARKER és ROSELL 2012)



6. ábra. Hód a csapdában – Komárom, 2015.03.09. (fotó: Czabán Dávid)

állatok vérében és a különböző kiürített anyagaikban található meg. A baktérium bekerül a vízbe, amikor az állatok beleürítenek, vagy a vízben elpusztulnak. Az emberekre akkor terjedhet át, amikor érintkeznek a tetemekkel, vagy fogyasztanak a fertőzött vízből. Szúnyogok, illetve kullancsok is terjeszthetik a betegséget (MÜLLER-SCHWARZE 2011). A másik betegség a giardiasis, amely hódláz néven is ismert, bár nemcsak hódok terjeszthetik. Egy egysejtű okozza, a *Giardia lamblia*. A kórokozók a szennyvízből kerülnek a természetes vizekbe, ahol a vízben élő emlősök bélrendszerében koncentrálnak, és a ciszták nagy mennyiségben jutnak ki az ürülékkel. Az emlősök szervezetéből a ciszták télen kiürülnek, és nyár folyamán újrafertőződnek (MÜLLER-SCHWARZE 2011).

Esetenként probléma lehet a hódok üregásási tevékenységéből is. A vízparttól számítva 1–10 méter hosszú, 40–50 cm átmérőjű üregek leginkább két módon okozhatnak gondot: ha az utak a vízpart közvetlen közelében futnak, a beszakadt üregek jelenthetnek veszélyt a közlekedőkre nézve. A másik a vízparti gátak gyengítése lehet, de ez csak akkor, ha a gát közvetlen a parton található, vagy magas árvizek idején, amikor a lakóüregükből kimenekült állatok új járatokat kezdenek ásni. Ez ellen két megoldás lehetséges: vagy kikövezik a partot, vagy vashálót terítenek a felszín alá 10–20 cm-rel. Mindkét megoldás igen költséges és természetvédelmi szempontból is erősen megkérdőjelezhető (CZABÁN 2013a).

Az állomány csökkentése előbb-utóbb elkerülhetetlenné válik: Egy adott populációban, emberi beavatkozás nélkül, a hódok addig szaporodnak, míg teljesen felélik a fás növényzetet, majd magától összeomlik az állomány. Ez a folyamat természetvédelmi szempontból sem kívánatos. Később a populáció egyedsűrűség egy alacsonyabb szinten stabilizálódik, a fás növényzet regenerációjától függően (5. ábra). A territoriális viselkedés egy természetes egyedsűrűség-szabályozó mechanizmus, de az előbb említett egyedszám csökkenés mindenképpen bekövetkezik (PARKER és ROSELL 2012). A jelentős vízszint ingadozású területeken, mint a Duna vagy a Tisza főmedre, a rendszeresen jelentkező áradások a hódok egy részét feltehetőleg „elmosják”, de a Szigetközben már nincsenek nagy árvizek. Természetes állomány-szabályozók lehetnek még a ragadozók: a farkas hatékony predátora a hódoknak, de farkasok nem élnek ezen a területen. Az ökonómiai tűréshatárt sokkal előbb elérjük, mint az ökológiai eltartóképességet, ennek már látszanak jelei. A kártétel kényszerű tűrésének egyenes következménye az orvvadászat (LANSZKI 2009), ezért fontos lenne a gazdálkodókkal való jó kommunikáció és kapcsolattartás.

Az állomány-szabályozás egyik fő kiindulópontja, hogy a családsűrűségnek elég alacsonynak kell lennie ahhoz, hogy az elvándorló fiatalok találjanak maguknak letelepedésre alkalmas helyeket anélkül, hogy konfliktusba kerülnének az emberrel. Tehát a terület

kezelőinek fenn kell tartaniuk szabad helyeket a fiatal hódok számára. Észak-Amerikában a cél a 10–30%-os telítettség. Az engedéllyel rendelkező csapdázók segítségével el tudják érni ezt az arányt. A befogás és az áttelepítés csak addig működőképes, amíg van elegendő szabad hely az elengedéshez (MÜLLER-SCHWARZE 2011). NOLTE és mtsai (2003) szerint „A hódpopulációkat olyan szinten kell fenntartani, hogy a növényközösségek is virágozhassanak.”

Mivel kiirtottuk a természetes ragadozóikat, a hódokra az emberek jelentik a legnagyobb veszélyt. Az orvvadászat nem jelentős, mert életmódja és óvatossága miatt nehéz elejteni, másrészt Európában nem tekintik őket elfogyasztható állatnak. Magyarországon jelenleg nem ismert ilyen eset. Ahol jelentős gazdasági károkat okoz, esetleg a helyi lakosok tehetnek ki mérget, vagy hurkokat, sajnos Varjú József hódkutató már talált hód ösvényeken illegális hurkot a Szigetközben. Hazánkban egyértelműen a folyóvízi halászat veszélyezteteti leginkább a hódokat: a víz alatt kifeszített hálók és varsák halálos csapdát jelentenek ezeknek az állatoknak. Ilyen esetekről eddig semmilyen adat nincsen, de biztos, hogy évente több állat is így pusztul el. A halászok szívesen feszítik ki az eszközeiket bokorfüzesek vagy vízbehajló ágak közelébe, amelyek a halak számára fontos búvóhelyek. Ezek a hódok számára is ideális táplálkozóhelyek, így könnyen beleakadhatnak a hálókba. Voltak próbálkozások ilyen jellegű adatgyűjtésre, de a halásztól eddig nem érkeztek jelzések. A hód élőhelyek közelében futó utakra tévedt hódokat az autóforgalom veszélyezteteti. Ilyen esetek már ismertek a Hanságból és a Répce partról (Kugler Péter és Pellingner Attila szóbeli közlése, 2015).

A hódnak gyakorlatilag nincs vadászati értéke. Húsa és bőre nem értékesíthető, nincs látványos trófeája. Svédországban, ahol vadászható fajként tartják nyilván, csak az ottani vadászati szezon legvégén (ami náluk május közepéig tart) lövik, amikor már minden más vadászható fajra tiltás van érvényben (HARTMAN 1999). Jelenleg az egész kontinensen a hódok vadászatának/csapdázásának legfontosabb oka a károkozás csökkentése. A tulajdonosok toleranciája nagymértékben függ a területük jellegétől és méretétől (HARTMAN 1999). A szörmekekereskedelemben a jelenlegi nemzetközi trendek azt mutatják, hogy a hód nem lesz újra gazdaságilag fontos faj (BALODIS és mtsai 1999).

Sajátos életmódjuk miatt nehéz őket elejteni, sebzés esetén utánakeresésük lehetetlen. Kanadában is, ahol tradicionálisan sok hódot ejtenek, különböző csapdákkal végzik azt. Mivel közösségi jelentőségű (Natura 2000-es) faj, ezért az Európai Unióban állománycsökkentés esetén élvező csapdákat használnak. Ezek nagy előnye, hogy a megfogott állatokat el lehet bírálni, és ha más faj kerül a csapdába, az élve elengedhető. A visszatartó kábeles csapdák az állatok lábát fogják, és bár komoly maradandó sérülés nem keletkezik, a gyakorlati tapasztalatok szerint min-

den fajnál sokkal nagyobb stresszt okoznak, mint a ketrec- és ládacsapdák. Németországban, Csehországban és Ausztriában az úgynevezett bajor típusú ketreccsapdát használják, amit ha megfelelő tapasztalattal rendelkező személy használ, jó fogási arányt lehet velük elérni. Magyarországon ezidáig Komáromban és Hajdúhadházon került sor ilyen csapdák eurázsiai hód befogásra és áttelepítésre (6. ábra). Az igény a hódok eltávolítására várhatóan nőni fog, ahogy egyre gyakrabban jelennek meg olyan helyeken, ahol nemkívánatos a tevékenységük.

Ha a döntés az állatok kivétele az adott területről, a csapdázott példányok sorsa mindig kérdéses. Ha végül elengedésükre kerül sor valahol máshol, addig kell a már befogott egyedeket átmenetileg elhelyezni, amíg az egész családot begyűjtik. Fontos, hogy a különböző családokból származó egyedeket nem lehet kis helyen együtt tartani. Télen, hideg időben nem lehet számukra ismeretlen élőhelyen szabadon engedni az állatokat, mert ekkor még nincs sem búvóhelyük, sem élelemraktáruk, és így az állatok nagy része a hidegben valószínűleg néhány napon belül elpusztulna. Magyarországon ma már nincsen olyan nagyobb folyó, ahol ne lennének hódok, a Dunán szinte az összes sziget kis ágában, nagyobb öblökben jelen vannak. Ha egy másik család területén hirtelen jelennek meg a kiengedett egyedek, a rezidens tulajdonosok hamar elzavarják onnan, akár súlyos harcok árán is. Elmondható, hogy az áttelepítéssel ma már csak a probléma „exportálása” történik meg: a befogadó helyszínen csak sűrűsödne a helyi populáció, így ott hamarabb kerül sor majd hasonló szituációra. Állatkertekbe és vadsparkokba néhány családot esetleg el lehet helyezni, de ezek a helyek is hamar megtelnek majd. Így hamarosan nem lesz más lehetőség, mint a „felesleges” egyedek humánus módon történő elaltatása/lelővése. Ezt már régóta alkalmazzák környező országokban, például Ausztriában és Németországban, ahol már telítődtek az élőhelyek. A tetemeiket fel lehet később használni oktatási, kutatási és gyűjteményi célokra. Az eddig publikált nemzetközi állománynövekedési adatok azt mutatják, hogy a faj már ismét széles körben elterjedt, és sok országban már korlátozni is kell a populációk sűrűségét. Ennek fényében újra korlátozottan hasznosíthatóvá lehetne tenni a hódot. A Mississippi mentén évente 20 000 hódot lőnek le, a tetemek 80%-át nem használják semmire (SCHULTE és MÜLLER-SCHWARZE 1999). Ez tulajdonképpen pazarlás. A vadászati/csapdázási idény, valamint a csapdázási kvóták meghatározása is egyfajta védettséget jelent, hiszen ezek mind a fenntarthatóság jegyében készülnek. Húsa ízletes, bundája és szőre jól hasznosítható, így jelenleg csak jogi akadályai vannak, hogy természetvédelmi szempontból és gazdaságilag is fenntartható módon újra hasznosítható lehessen a hód. Ehhez viszont az Európai Uniónak kell egységesen döntenie, az élőhelyvédelmi irányelvből fakadó védelem miatt.

A mindennapi természetvédelmi gyakorlatban minden egyes konfliktushelyzetben el kell tudni dönteni, hogy az ismertetett módszerek közül melyik a legalkalmasabb megoldás. Erre a feladatra megfelelő háttértudással rendelkező koordinátor, vagy más néven hódmenedzser kinevezése lenne szükséges, aki egyrészt ismeri ezeket a megoldásokat, másrészt birtokában van a megfelelő engedélyeknek is. Fontos, hogy a helyileg illetékes vízügyi igazgatóságok is hozzájáruljanak a módszerek alkalmazásához, hiszen ők a víztestek kezelői, az ő együttműködésük hiányában nem lehet a gátakba például túlfolyókat építeni. Szerencsére eddig, ahol szükséges volt a megjelent hódok kivétele az adott területről, az engedélyeket kiadó zöldhatóság megadta a szükséges hozzájárulást. Egy megbízott hódmenedzser megkaphatná azt a jogot, hogy külön engedélykérés nélkül, természetesen az érintett nemzeti park igazgatósággal folytatott egyeztetés mellett dönthessen az adott helyszínen alkalmazható eljárásról, akár a befogott egyedek elaltatásáról is, ha nincs más lehetőség. Olyan érzékeny területen, mint például a Vácrátóti Botanikus Kert, vagy egy vízparti árvízvédelmi töltés, csak az ott megtelepedett egyed(ek) azonnali kicsapdázása lehet a jó megoldás. A Hanságban épült gátak esetében jó lenne tesztelni a felhasználható módszereket, hogy később ezeket a tapasztalatokat máshol is fel lehessen használni. Erdőgazdálkodókkal és kerttulajdonosokkal történő konzultációk csökkentik az orvvadászat és mérgezés kockázatát, másrészt erősítik az emberekben a természetvédelem iránti elkötelezettséget és megbecsülést.

Szükséges lenne a hazai állományok széleskörű és rendszeres felmérése. Bizonyos területeken (például a Szigetközben és a Hanságban) elegendő publikált adat áll rendelkezésre az egyedszám változásokról és az esetleges konfliktushelyzetekről. Máshonnan (például a Tisza alsó szakaszáról vagy a Körösök mentén) csak szórványadatok, egyedi bejelentések állnak rendelkezésre. Ezeken az élőhelyeken csak feltétele-

zések vannak a hódok létszámáról. A hódállomány felméréseinek módszertana meglehetősen speciális: folyók esetén vízről, tél végén-kora tavasszal kell az életnyomokat felmérni. Ez hosszú időt és vízi jártasságot igényel. Ideális esetben 3–5 évente ismételni kellene, hogy a populációs trendeket követni lehessen. A WWF Magyarország erejéhez mérten egyes területeken végeztek felméréseket, de ez csak az ország kisebbik részét fedi le. A rendszeres állományfelmérésekhez ki lehetne jelölni olyan mintavételi helyeket, amelyek jól jellemzik az adott élőhelyeket. Erre azért is szükség lenne, mert az Európai Unió felé rendszeres jelentési kötelezettségünk van a közösségi jelentőségű fajok egyedszámáról. Egy koordinátor ezeket a feladatokat együtt el tudná látni.

Mi várható a Szigetközben? A monitorozási jelentések adatai jól mutatják, hogy a Szigetközben gyorsan emelkedett a hódok száma. Az ágrendszerben már lassan telítődnek az élőhelyek, a fiatal egyedek kiszorulnak a Mosoni-Dunára és az Öreg-Dunára. Ezen az élőhelyen is, az országban is, valamint a kontinensen is folyamatosan emelkedik a számuk, hazánkban ez a legnagyobb összefüggő hódpopuláció. Ezért ez a legalkalmasabb terület, hogy elkezdjük a hódkezelési módszerek hazai adaptálását, kidolgozzuk a csapdázási gyakorlatot, meghatározzuk azt a családűrűséget, amely felett már el lehet kezdeni a gyérítést. A legalkalmasabb terület ehhez az ágrendszer. Ennek a protokollnak a kidolgozásához szükség van a szakemberek, a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság és a zöldhatóság szoros és konstruktív együttműködésére.

Köszönetnyilvánítás

Köszönöm a segítségét Varjú Józsefnek, aki megosztotta velem szigetközi tapasztalatait. Köszönöm a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság szakembereinek, hogy segítették a munkámat. Ásványi Antal és Szabó Csaba természetvédelmi őrök a 2013-as felmérés során biztosítottak számomra motorcsónakot és végigvittek az egész területen.

Irodalomjegyzék

- ALEKSIUK, M. (1968): Scent mound communication, territoriality, and population regulation in the beaver. – *Journal of Mammalogy* **49**: 759–762.
- ALLEN, A. W. (1982): *Habitat Suitability Index Models: Beaver*. – Fish and Wildlife Service, Department of the interior, 20 pp.
- ALLRED, M. (1986): *Beaver behavior: architect of fame and ban*. – NatureGraph Publisher, Happy Camp, CA, 110 pp.
- ANDERSONE, Z. (1999): *Beaver: a new prey of wolves in Latvia?: Comparison of winter and summer diet of Canis lupus Linnaeus, 1758*. – In: BUSHER, P. E. és DZIECIOŁOWSKI, R. M. (szerk.): *Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America*. Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 103–108.
- BAJOMI, B. (2011): *Az eurázsiai hód (Castor fiber) visszatelepítésének tapasztalatai Magyarországon*. – DDNPI tanulmány. „Danubeparks” (SEE/A/064/2.3/X) pályázat., Kézirat, 54 pp.
- BALODIS, M., LAANETU, N. és ULEVICUS, A. (1999): *Beaver management in the baltic states*. – In: BUSHER, P. E. és DZIECIOŁOWSKI, R. M. (szerk.): *Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America*. Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 25–30.
- BASHINSKIY, I. V. (2012): *The main factors of beaver's impact on amphibians in small river valleys*. – In: Book of Abstracts. 6th International beaver symposium 17–20, 09, 2012 Ivanic–Grad, Croatia. p. 47.
- BOZSÉR, O. (2001): *Hódok az Óvilágban*. WWF füzetek 19. – WWF Magyarország, Budapest, 19 pp.
- BOZSÉR, O. (2003): *Szigetközi hódelőfordulások 2003 nyarán*. – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 7 pp.
- BUSHER, P. E. és DZIECIOŁOWSKI, R. M. (szerk.) (1999): *Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America*. – Kluwer Academic/Plenum, New York, 182 pp.
- CAUGHLEY, G. (1970): Eruption of ungulate populations with emphasis on Himalayan Thar in New Zealand. – *Ecology* **51**: 53–72.
- CZABÁN, D. (2003): *A Hanságba visszatelepített hódok (Castor fiber) élőhely- és táplálékválasztási szokásai*. – MSc diplomadolgozat, ELTE TTK, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 71 pp.
- CZABÁN, D. (2006): *A Hanságba visszatelepített hódok 2006 tavaszán végzett megfigyelésének eredményei*. – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 16 pp.
- CZABÁN, D. (2009): *Jelentés a Hanságban élő hódok monitorozásának eredményéről*. – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 21 pp.
- CZABÁN, D. (2010): *Monitoring jelentés a Hanságban élő hódokról*. – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 27 pp.
- CZABÁN, D. (2011): *Monitoring jelentés a Hanságban élő hódokról*. – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 40 pp.
- CZABÁN, D. (2012): *Jelentés a Hanságban élő hódállomány felméréséről*. – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 39 pp.
- CZABÁN, D. (2013a): *Éljünk együtt a hódokkal, de hogyan?* – WWF Magyarország, Budapest, 41 pp.
- CZABÁN, D. (2013b): *HUFH30004 Szigetköz kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület fenntartási és fejlesztési tervének elkészítése – hód állomány felmérés*. – Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród, Kézirat, 16 pp.
- CZABÁN, D. (2013c): *HUFH30005 Hanság kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület fenntartási és fejlesztési tervének elkészítése – hód és vidra állomány felmérés*. – Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród, Kézirat, 40 pp.
- CZABÁN, D. és ARLETT, P. (2015): *Hódállomány felmérés a Tiszán és a Borsodban*. – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 19 pp.
- DANILOV, P. I. és FYODOROV, F. V. (2012): *A comparison of the engineering activities of the Canadian and the European beaver*. – In: Book of Abstracts. 6th International beaver symposium 17–20, 09, 2012 Ivanic–Grad, Croatia, p. 15.
- DOBROSI, D., HARASZTHY, L. és SZABÓ, G. (1993): *Magyarországi árterek természetvédelmi problémái*. WWF Füzetek 3. – WWF Magyarország, Budapest, 18 pp.
- DONKOR, N. T. és FRYXELL, J. M. (1999): Impact of beaver foraging on structure of lowland boreal forests of Algonquin Provincial Park, Ontario. – *Forest Ecology and Management* **118**: 83–92.
- DZIECIOŁOWSKI, R. és GOZDZIEWSKI, J. (1999): *The reintroduction of european beaver, Castor fiber, in Poland: a success story*. – In: BUSHER, P. E. és DZIECIOŁOWSKI, R. M. (szerk.): *Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America*. Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 31–36.
- GORSHKOV, Y. A., EASTER-PILCHER, A. L., PLLCHER, B. K. és GORSHKOV, D. (1999): *Ecological restoration by harnessing the work of beavers*. – In: BUSHER, P. E. és DZIECIOŁOWSKI, R. M. (szerk.): *Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America*. Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 67–76.
- HAARBERG, O. (2007): *Amit a hódról tudni érdemes. Az eurázsiai hód Magyarországon – visszatelepítés, védelem és állomány szabályozás*. WWF füzetek 26. – WWF Magyarország, Budapest, 30 pp.
- HAIR, J. D., HEPP, G. T., LUCKETT, L. M., REESE, K. P. és WOODWARD, D. K. (1979): *Beaver pond ecosystems and their relationships to multi-use natural resources management*. – U.S.D.A. Forest Service General Technical Report WO–12., pp. 80–92.
- HARTMAN, G. (1994): *Ecological studies of a reintroduced beaver (Castor fiber) population*. – PhD thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 111 pp.
- HARTMAN, G. (1999): *Beaver management and utilization in Scandinavia*. – In: BUSHER, P. E. és DZIECIOŁOWSKI, R. M. (szerk.): *Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America*. Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 1–6.
- HEIDECHE, D. (1984): Untersuchungen für Ökologie und Populationsentwicklung des Elbebibers, *Castor fiber albicus* Matschie 1907. Teil 1: Biologische und populationsökologische Ergebnisse. – *Zoologische Jahrbücher/Abteilung Systematik* **11**: 1–40.
- HEIDECHE, D. és KLENNER-FRINGS, B. (1992): *Studie über die Habitatnutzung des Bibers in der Kulturlandschaft*. – In: Materialien des 2. Internationalen Symposiums Semiaquatische Säugetiere, Martin Luther–Universität, Halle/Saale, pp. 103–120.
- HOOD, G. A. (2012): *Biodiversity and ecosystem restoration: Beavers bring back balance to an unsteady world*. – In: Book of Abstracts. 6th International beaver symposium 17–20, 09, 2012 Ivanic–Grad, Croatia, p. 43.
- JONES, C. G., LAWTON, J. H. és SHACKAK, M. (1994): Organisms as ecosystem engineers. – *Oikos* **69**: 373–386.
- JONES, C. G., LAWTON, J. H. és SHACKAK, M. (1997): Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. – *Ecology* **78**: 1946–1957.

- KINDSCHY, R. R. (1985): Response of Red Willow to Beaver Use in Southeastern Oregon – *Journal of Wildlife Management* **49**(1): 26–28.
- KOLLAR, H. P. és SEITER, M. (1990): *Biber in den Donau-Auen östlich von Wien. Eine erfolgreiche Wiederansiedlung.* – Umwelt 14. Verein für Ökologie und Umweltforschung, Wien, 75 pp.
- LANSZKI, J. (2009): *Vadon élő vidrák Magyarországon.* – Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Natura Somogyiensis **14**, 238 pp.
- LAVROV, L. S. (1934): *The research of Voronezhskii National Preserve.* – Voronezh Publishing Co., Voronezh, U.S.S.R.
- LOVASSY, S. (1927): *Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásai.* – Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 694 pp.
- MCCALL, T. C., HODGMAN, T. P., DIEFENBACH, D. R. és OWEN JR., R. B. (1996): Beaver populations and their relation to wetland habitat and breeding waterfowl in Maine. – *Wetlands* **16**: 163–172.
- MESSLINGER, U. (2012): *Beavers boosting biodiversity-Monitoring some animal world in North-Bavarian beaver sites.* – In: Book of Abstracts. 6th International beaver symposium 17–20, 09, 2012 Ivanic–Grad, Croatia, p. 51.
- MÜLLER-SCHWARZE, D. (2011): *The beaver. Its Life and Impact. Second edition.* – Cornell University Press, Ithaca and London, 216 pp.
- NAIMAN, R. J., MELILLO, J. M. és HOBBI, J. E. (1986): Ecosystem alteration of boreal forest streams by beaver (*Castor canadensis*). – *Ecology* **67**(5): 1254–1269.
- NAGY, M. L. (2014): *Az Eurázsiai hód (Castor fiber Linnaeus, 1758) élőhelyhasználatának vizsgálata a Győri Erdészet Öreg-Duna ártéri területein.* – MSc Diplomadolgozat, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, 29 pp.
- NOLET, B. A. (1994): *Return of the beaver to the Netherlands: viability and prospects of a reintroduced population.* – PhD thesis, Rijksuniversitet Groningen, Groningen, 155 pp.
- NOLET, B. A. és ROSELL, F. (1994): Territoriality and time budgets in beavers during sequential settlement. – *Canadian Journal of Zoology* **72**: 1227–1237.
- NOLET, B. A. és ROSELL, F. (1998): Comeback of the beaver *Castor fiber*: an overview of old and new conservation problems. – *Biological Conservation* **83**(2): 165–173.
- NOLTE, D. L., LUTMAN, M. W., BERGMAN, D. L., ARJO, W. M. és PERRY, K.R. (2003): *Feasibility of non-lethal approaches to protect riparian plants from foraging beavers in North America.* – In: SINGLETON, G. R., HINDS, L. A., KREBS, C. J. és SPRATT, D. M. (szerk.): Rats, mice and people: rodent biology and management. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, pp. 75–79.
- PACHINGER, K. és HULIK, T. (1999): *Origin, present conditions, and future prospects of the slovakian beaver population.* – In: BUSH, P. E. és DZIECIOŁOWSKI, R. M. (szerk.): Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America. Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 43–52.
- PAINE, R. T. (1966): Food web complexity and species diversity. – *American Naturalist* **100**: 65–75.
- PARKER, H. és ROSELL, F. (2012): *Beaver Management in Norway – A Review of Recent Literature and Current Problems.* – Telemark University College, Porsgrunn, 62 pp.
- PIECHOCKI, R. (1977): *Ökologische Todesursachenforschung am Elbebiber (Castor fiber albicus).* – *Beitrage zur Jagd und Wildforschung* **10**: 332–341.
- PINTÉR, Cs. (2001): *A hód (Castor fiber) természetes visszatelepítése és visszatelepítése a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területére.* – MSc. Diplomadolgozat, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron.
- RETZER, J. L., SWOPE, H. M., REMINGTON, J. D. és RUTHERFORD, W. H. (1956): *Suitability of physical factors for beaver management in the Rocky Mountains of Colorado.* – Technical Bulletin 2. Colorado, Department of Game and Fish, Denver, 31 pp.
- ROBEL, R. J. és FOX, L. B. (1993): Comparison of Aerial and Ground Survey Techniques to Determine Beaver Colony Densities in Kansas. – *Southwestern Naturalist* **38**(4): 357–361.
- SAMAS, A. és ULEVICIUS, A. (2012): *Significance of beaver built structures for small mammals.* – In: Book of Abstracts. 6th International beaver symposium 17–20, 09, 2012 Ivanic–Grad, Croatia, p. 53.
- SAVELJEV, A. P. és SAFONOV, V. G. (1999): *The beaver in Russia and adjoining countries: recent trends in resource changes and management problems.* – In: BUSH, P. E. és DZIECIOŁOWSKI, R. M. (szerk.): Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America. Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 17–24.
- SCHULTE, B. A. és MÜLLER-SCHWARZE, D. (1999): *Understanding north american beaver behavior as an aid to management.* – In: BUSH, P. E. és DZIECIOŁOWSKI, R. M. (szerk.): Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America. Kluwer Academic/Plenum New York, pp. 109–128.
- SIEBER, J. (1997): *Biber in Österreich: allzu erfolgreiche Heimkehrer?* – In: Proceedings of the 1. European Beaver Symposium, Bratislava, pp. 110–112.
- SIEBER, J. (1999): *The austrian beaver, Castor fiber, reintroduction program.* – In: BUSH, P. E. és DZIECIOŁOWSKI, R. M. (szerk.): Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America. Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 37–42.
- SIEBER, J., SUCHENTRUNK, F. és HARTL, G. B. (1999): *A biochemical-genetic method for the two beaver species, Castor fiber and Castor canadensis, as a tool for conservation.* – In: BUSH, P. E. és DZIECIOŁOWSKI, R. M. (szerk.): Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America. Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 61–66.
- SLOUGH, B. G. és SADLEIR, M. F. S. (1977): A land capability classification system for beaver (*Castor canadensis* Kuhl). *Canadian Journal of Zoology* **55**: 1324–1335.
- STAVROVSKY, D. D. (1997): *Beaver's activities influence on the environment conditions.* – In: Proceedings of the 1. European Beaver Symposium, Bratislava, p. 28.
- SZTÁSKÓ, E. (2001): *A hód (Castor fiber) visszatelepítése Nyugat-Magyarországra.* – MSc. Diplomadolgozat, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron.
- TÓTH, M. (2015): *A magyar emlősfauna szőrtani kézikönyve.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 208 pp.
- VÁRJÚ, J. (2008): *Az eurázsiai hód monitorozása a Szigetközben.* – WWF Magyarország, Budapest, Kézirat, 7 pp.
- WILSSON, L. (1971): Observations and experiments on the ethology of the European beaver (*Castor fiber* L.). – *Viltrevy* **8**: 115–266.
www1: <http://www.iucnredlist.org>

Beavers in Szigetköz wetland area

Dávid Czabán

Kaposvár University, Department of Wildlife Biology and Ethology, Guba Sándor u. 40, H-7400 Kaposvár, Hungary. E-mail: czaban.david@ke.hu

The Eurasian beaver had been a common species but by the end of the 19th century it was extirpated from large portions of its native range due to overexploitation by humans. After the decline in the demand for beaver fur and due to protection, management and reintroduction from the 1920's onwards, the species has recolonized its former range. The beavers have turned up in almost each European country again. There is no more active reintroduction program on the continent. When the species was almost extinct, the main priority was to save the beavers. Nowadays, management programs and populations regulation comes first. The number of the beavers is still growing. The beaver is an ecosystem engineer and a keystone species: after the human species, they are the ones capable of changing their environment the most. In their natural habitat, beavers provide at least three major ecosystem services: (1) Beaver dams regulate the water flow in streams. They decrease the level of floods and store water that can be critical for wildlife in summer. (2) Dams help the process of aquatic self-purification and increase the rate of sedimentation in the ponds they create. (3) Beavers open holes in the forest canopy, making vegetation structure more diverse. The activity of the beavers in an area increases local biodiversity. While beavers almost went extinct, humans significantly drained and regulated the wetland habitats in the last 100 years. By now, 90 percent of the potential beaver habitat has been lost. In Europe, the remaining wetland patches are so small that natural self-regulation processes are not working anymore. Human impact on the environment is the strongest. Nature protection services also control the population and the main goal is to protect biodiversity: we have to find a balance between the value of the ecosystem services beavers provide, and the economic cost of these services to humans. The first beavers turned up in the Szigetköz during the winter 1985–1986. Those animals originated from former Austrian reintroduction projects. They have spread in the whole area until 2003 and their number is still increasing which can be seen in the growing colony density. According to the last survey in 2013, there are 143 beaver families in the Szigetköz. There is an important source population there and the individuals originating from the Szigetköz have spread across a large part of NW-Hungary. Forest management is very important in the Szigetköz area, the economic forests reach down to the river banks. The newly colonized beavers fell trees in an 20–40-metre-wide buffer zone from the bank and cause economic loss. Unfortunately, we cannot currently predict how much the carrying capacity is of the Szigetköz. Compromises are needed from the forestry and the nature conservation services, too. A narrow line of naturally growing woodland can decrease the economic loss significantly if the landowners are willing to do that. The monitoring results show clearly that the number of the beavers is increasing significantly. The habitat will 'fill up' soon in the river network and the youngsters have to move to the Mosoni–Duna and to the Old–Duna. Therefore the river branch system is the most appropriate place to begin the trapping procedure and to determine the level of family density at which the population size is still acceptable. To create an exact trapping protocol, regular and constructive cooperation of scientists, the national park directorate and the nature conservation authorities is needed.

Key words: Szigetköz, beaver, wildlife damage, nature protection, beaver management



**AZ ÉLŐHELYEK VÉDELME
ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS**

– veszélyforrások és védelmi lehetőségek –

**HABITAT CONSERVATION
AND FOREST MANAGEMENT**

– threat factors and conservation possibilities –

A lékek szerepe az erdőgazdálkodásban és az erdők természetvédelmi kezelésében

Gálhidy László

WWF Magyarország, 1141 Budapest, Álmos vezér útja 69/A. E-mail: laszlo.galhidy@wwf.hu

A mérsékeltövi lomboserdők természetes erdődinamikai folyamatainak része a lékek kialakulása. Az egy, vagy néhány fa elpusztulásával (kidőlésével, kiszáradásával, összeomlásával stb.) keletkező bolygatási foltok a zárt erdőhöz képest markánsan eltérő környezeti változókkal (pl. hőmérséklet, megvilágítottság, talajnedvesség, légnedvesség stb.) jellemezhetők. Az erdőt alkotó fafajok felújulása más-más módon kötődik a lékekhez, ami nagymértékben meghatározza az erdő folyamatosan változó fafaj-összetételét és szerkezetét. A természetesen kialakuló lékek mintaként szolgálnak a természetközeli erdőgazdálkodás számára. Az erdőgazdálkodás során a lékek kialakítása és kezelése alapvető eszköz a vágásos üzemmódban kezelt egykorú erdők úgynevezett száraló erdővé történő átalakításában, amelyet napjainkban Magyarországon egyre szélesebb körben alkalmaz az erdész szakma.

A lékekkel kapcsolatos tudományos kutatások Magyarországon az 1990-es évek elején kezdődtek el. Kiemelten az Eötvös Loránd Tudományegyetem, az Erdészeti Tudományos Intézet, a Nyugat-magyarországi Egyetem, valamint az MTA ÖK Ökológiai és Botanikai Intézete indított vizsgálatokat, elsősorban a természetes illetve mesterséges lékek környezeti változóinak mérésével valamint a növényzetet alkotó különböző fajok tér- és időbeli megjelenésének elemzésével kapcsolatban. Az eredmények egy része az erdőgazdálkodás gyakorlatában is felhasználható, mint például az egyes erdei élőhelytípusok esetében alkalmazható optimális lékméretre vonatkozó ajánlások. Az állami tulajdonú vagyongazdálkodó szervezetek, így az erdőgazdaságok és a nemzeti park igazgatóságok ugyancsak számos kutatást indítottak saját területeiken, melyek elsősorban a lékek alkalmazásának gyakorlati vonatkozásait célozzák, különböző fajösszetételű és szerkezetű erdők esetében. A nemzeti parkok egyes területein nemcsak a természetközeli erdőgazdálkodás, hanem a kifejezetten természetvédelmi célú erdőkezelés gyakorlati tennivalóit is az erdődinamikai folyamatok megismerésére szükséges alapozni, amelynek fontos eleme a lékek szerepének minél pontosabb megértése.

Kulcsszavak: lék, bolygatás, erdődinamika, természetközeli erdőgazdálkodás

Bevezetés

A *lék* fogalma alig több mint másfél-két évtizede került be az erdőkkel, erdőgazdálkodással kapcsolatos szakmai párbeszédbe Magyarországon (lásd Czajlik 1996, Standovár 1996). A lékek iránti első hazai kutatások az 1990-es évektől, majd intenzívebben a 2000-es évek elején kezdődtek el. A vizsgálatok fontos mozgatórugója volt a folyamatos erdőborítást biztosító, természetközeli erdőgazdálkodásra történő átállás igénye, elsősorban a hegy- és dombvidékek őshonos fafajú erdeiben. A természetközeli erdőgazdálkodás a jelenleg általánosan elterjedt vágásos üzemmódú gazdálkodáshoz képest jóval nagyobb mértékben támaszkodik a természetes erdődinamikai folyamatokra. E folyamatok megismerése és a gazdálkodás során történő alkalmazásuk segít abban, hogy a fakitermelés, mint a társadalom számára fontos haszonvételi forma továbbra is hatékonyan működjön, ugyanakkor az erdők védelmi és közjóléti rendeltetései magasabb szinten érvényesüljenek.

A természetközeli erdőgazdálkodás (nem-vágásos üzemmódok) alkalmazása, illetve az arra történő átállás jelentős szakmai felkészültséget igénylő, nem

várt kihívásokat is rejtő folyamat, amelynek számos feltétele a hazai viszonyok között még ma is csak nagy vonalakban ismert. Az áttéréshez kiemelkedően fontos magának a természetes erdődinamikának az ismerete, amely alapvető mintaként szolgál a természetközeli erdőgazdálkodás gyakorlati kivitelezése során. A kezdeti lépések megtételénél általános nehézséget jelent, hogy a kiindulási állapot szinte mindig egy korábban vágásos üzemmódban kezelt erdő, amelynek faállomány-szerkezete, fafaj-összetétele távol áll a természetestől. Sok évtizednyi következetes gazdálkodási vagy kezelési tevékenységgel lehet csak növelni a természetességet, elérni a száraló erdő-alkot, vagy – elsősorban kiemelt természetvédelmi oktalom alatt álló erdők esetén – olyan fafaj-összetételű és szerkezettel jellemezhető állapotot kialakítani, amely a lehető legnagyobb mértékben megközelíti a természetes erdők viszonyait. A természetes erdődinamikai események közül az egyik legkönnyebben „utánozható” a lékek kialakulása, és az abban meginduló természetes erdőfelújulás. A lékek mesterséges létrehozása ezért a vágásos üzemmódról a nem-vágásosra történő átállás egyik legfontosabb – bár korántsem egyedüli, vagy nélkülözhetetlen – eszköze.

Főként a folyamat kezdeti időszakában, a zárt, korosztályos erdőszerkezet „fellazítására”, a felújulás és az állománynevelés korábbiaktól eltérő, természeteshez közelítő térbeliségének kialakítására használható.

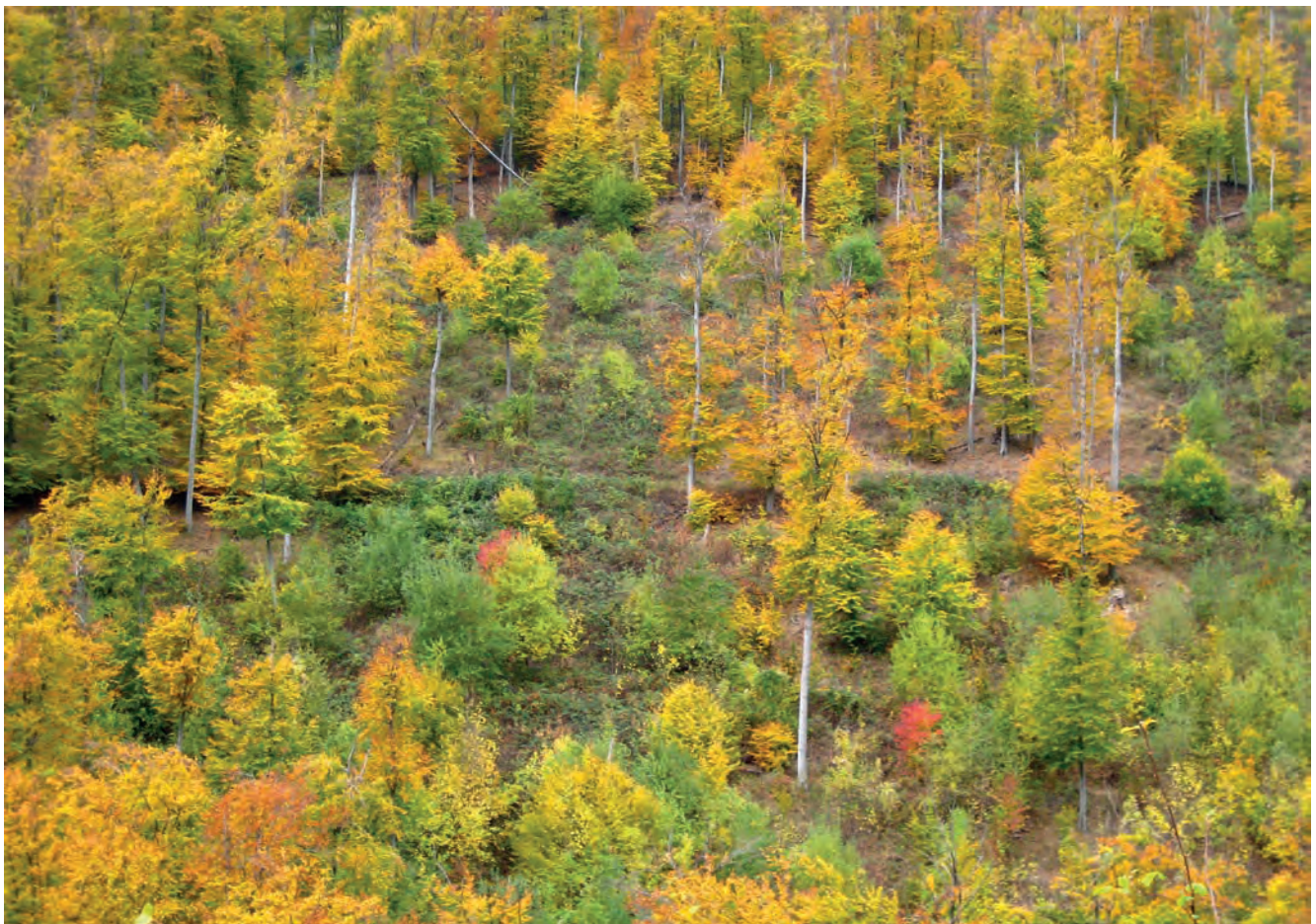
Mi egyáltalán a lék? Milyen folyamatok során jön létre a természetben, és milyen szerepe van az erdők felújulásában? A különböző fás- és lágyszárú fajok miként telepednek meg és növekednek a lékekben? Vajon milyen megfontolások mellett célszerű és előnyös a lékek kialakítása – különös tekintettel a magyarországi erdei élőhelytípusokra? Ilyen és hasonló kérdésekre keressük a válaszokat a következőkben; részben a nemzetközi szakirodalomra, részben az elmúlt tizenöt-húsz esztendő hazai, gyakorlati tapasztalataira támaszkodva.

Lékek kialakulása természetes erdőkben

Bolygatás az életközösségekben

A különböző életközösségekben, kiváltképp az erdőkben tapasztalható dinamikai jelenségek hagyományos szemléletének gyökerei az amerikai Frederic Clements által a múlt század elején kidolgozott

úgynevezett *monoklimax szukcessziós modell*ben keresendők (PICKETT és WHITE 1985a, SCHAETZL és mtsai 1989). Az elmélet értelmében a meghatározott pályákon történő szukcessziós folyamatok mindig egy *klimax*nak nevezett, az adott abiotikus feltételek között maximális produktivitással és komplexitással jellemezhető egyensúlyi állapothoz vezetnek. (A „klimax erdőtársulás” illetve a szélesebb értelmű „zárótársulás” ma is gyakran használt fogalom Magyarországon, amely jelzi, hogy a koncepciónak nálunk is erős hagyományai vannak, lásd PRÉCSÉNYI 1981.) Clements, bár kijelentette, hogy: „*Még a legstabilabb társulások sincsenek soha teljes egyensúlyban; nem mentesek bolygatott területektől, ahol a másodlagos szukcesszió jelenléte nyilvánvaló*” – a bolygatást mégis olyan jelenségként értékelte, amely csupán újraindítja az egyensúly felé tartó feltartóztatathatatlant folyamatot. A bolygatás fogalmának nem volt helye az életközösségek dinamikájáról szóló elméletekben, egészen az 1970-es, 1980-as évekig (CLEMENTS 1916, idézi és kommentálja PICKETT és WHITE 1985a). Korábbi szerzőkre, akik megfigyelték a bolygatás hatásait különböző közösségekben, jellemző hogy kevésbé érte őket a Clements-i befolyás; munkásságuk megelőzte Clements-ét, vagy Európában dolgoztak (COOPER 1913, AUBRÉVILLE 1938, JONES 1945, WATT 1947, VAN STEENIS 1958). A bolygatások tanulmányozá-



1. ábra. Széldöntés nyomai a Börzsönyben, a Szén-patak völgyében (fotó: Gálhidy László)

2. ábra. Természetes bolygatási folt a szlovákiai Madaras-hegység (Vtáčnik) erdőrezervátumában (fotó: Gálhidy László)



sának új útjait leginkább a függetlenül gondolkodó, vagy különösen dinamikus rendszereket tanulmányozó szerzők nyitották meg (RAUP 1957, HEINSELMAN 1973, EGLER 1977, REMMERT 1985). Közép-Európában a bolygatások tanulmányozása, illetve az erdődinamikai kutatások szintén egy olyan uralkodó tradícióval – a Braun-Blanquet-féle növénytársulástani iskolával – a háttérben indultak el, amely egészen más szemléletet képviselt. A statikusnak és homogénnek tekintett társulások koncepciója szöges ellentétben állt a bolygatások során térben és időben változatos és változó életközösségek megközelítésével (STANDOVÁR és KENDERES 2003).

A mai ismereteink szerint a bolygatás általánosan megfigyelhető jelenség a természetben (1. ábra), amely jelentős hatást gyakorol a növényzet és az egész életközösség dinamikájára (ŁASKA 2001). Bár a „klimax állapot” fogalma némely életközösség vonatkozásában valóban jól értelmezhető, más esetekben kevésbé. Klimaxról akkor beszélhetünk, ha a bolygatások visszatérési ideje nem rövidebb, mint a domináns növényfajok élethossza (LORIMER 1980). Némely vegetációtípusban ez távolról sem igaz, így az ausztráliai esős trópusokon megtalálható úgynevezett „ciklon bozótosokban”, ahol az erős szélviharok visszatérési ideje a legtöbb fafaj élethosszánál rövidebb (WEBB 1958).

A *bolygatás* (más szóval diszturbancia) fogalma legalább kétféleképpen értelmezhető, és számos definíciója létezik (ŁASKA 2001). Szűkebb értelemben a bolygatás olyan esemény, amely lerombolja a növényzetet, így jellemzően biomassza csökkenés következik be (GRIME 1979). Pickett és White sokat idézett kézikönyve szerint ugyanakkor a bolygatás bármilyen, időben viszonylagosan elkülönülő esemény lehet, amely megbontja az életközösség vagy a populáció szerkezetét, megváltoztatja a források, az aljzat fel-

használhatóságát, vagy a fizikai környezetet (PICKETT és WHITE 1985a). A bolygatás e definíció szerint tehát nem jár szükségszerűen biomassza csökkenéssel. Viszont igaz rá, hogy nem csak időben, de térben is körülhatárolható jelenség, vagyis foltosságot, úgynevezett *dinamikus foltmintázatot* hoz létre. Bolygatás alatt a környezeti változók értékeinek ingadozásait és a pusztító eseményeket egyaránt értjük, függetlenül attól, hogy az adott esemény az adott rendszer szempontjából „normálisnak” tekinthető-e avagy sem (PICKETT és WHITE 1985a). Találkozhatunk különböző tér- és időléptékű bolygatásokkal, amelyeknek változhat az erősségük, jól látható foltosságot idézhetnek elő, vagy szórtabban érvényesülhetnek. Az időjárás anomáliái tehát éppúgy bolygatási jelenségek, mint a tűz, vagy – szélsőséges példaként – egy vulkánkitörés. A különböző bolygatások együtt is megjelenhetnek, illetve növelhetik egymás valószínűségét. Az erdőkben előforduló szélöntés például gyakran párosul erdőtüzzel (SCHAETZL és mtsai 1989).

A bolygatás fogalma csak az adott rendszer szempontjából értelmezhető, így meghatározása is mindig az adott közösség dimenzióin alapul: pl. milyen a bolygatott folt és a domináns faj átlagos méretének aránya, vagy a bolygatás visszatérési ideje és a domináns faj élethosszának aránya. A különböző bolygatások érvényesülésekor az adott rendszerre gyakorolt hatásai szorosan összefonódnak magának a rendszernek a tulajdonságaival. Erdők esetében például a külső eredetű bolygatásnak tekinthető szél, és az egyéb abiotikus tényezők (aktuális csapadékmenyiség, a talaj tulajdonságai) valamint az életközösség, illetve az egyes faegyedek belső szerkezeti tulajdonságai közösen felelősek azért, hogy a faállomány egy része a vihar során elpusztul (PICKETT és WHITE 1985a, KRAMER és mtsai 2001).



3. ábra. Széldöntés nyomai a Magas-Tátrában egy évvel a 2004. évi esemény után (fotó: Gálhidy László)

Egyes megfogalmazások szerint erdei ökoszisztémákban bolygatásnak azt a hatást tekintjük, amely a lombsátor legalább egy faegyedét elpusztítja (2. ábra) (RUNKLE 1985). A növekedés, élettartam, terjedés és más életmenet-tulajdonságok nemcsak befolyásolják a bolygatásokra adott választ, hanem fontos kontrolláló és befolyásoló szerepet is játszanak a bolygatások lezajlásában.

A különböző fajok egyedei más eséllyel, illetve sérülésekkel vészelik át a különböző bolygatásokat, így a fajösszetételben is jelentős változások történhetnek (WEBB 1999). Jó példa erre a Magas-Tátrában 2004 novemberében bekövetkezett nagy kiterjedésű széldöntés, amely egy kb. 30 km hosszúságú, és 3 km széles, főként lucfenyőből (*Picea abies*) és vörösfenyőből (*Larix decidua*) álló erdőterületet érintett. A szélvihar időpontjában az egyébként is mélyebben gyökerező vörösfenyő már lomb nélküli állapotban volt, így kisebb felületet biztosítva a szél nyomásának, nagyobb arányban maradt állva, vagy egyedeit csak kisebb sérülések érték (3. ábra). A területen ugyancsak megtalálható lombos fajok még kisebb károkat szenvedtek. Ugyancsak jellemző példa, hogy a többek között a Budai-hegységet sújtó 2014-es jégkarak intenzívebben érintették a feketefenyő (*Pinus nigra*) egyedeit. Ebben közrejátszhatott, hogy a fafaj általános egészségi állapota egyéb okokból évek óta romlik hazánkban.

A bolygatás életközösségekben betöltött egyik legfontosabb szerepe az, hogy letéríti a közösséget a máskülönben megjósolható módon zajló szukcessziós pályákról (BOTKIN 1981), ezáltal hatással van a közösség jellemzőire: fajgazdagságára, dominancia-viszonyaira és szerkezetére (PICKETT és WHITE 1985). Viszonylag ritka események tehát nagy szerepet játszanak a közösség összetételének és szerkeze-

tének kialakításában (RUNKLE 1989, BROKAW és BUSING 2000, SCHNITZER és CARSON 2000).

Az egyes élőhelyekre jellemző *bolygatási rendszer* (disturbance regime), vagyis foltok keletkezésének és megváltozásának térbeli és időbeli mintázata (PICKETT és WHITE 1985b) alapvetően befolyásolja az életközösség működési tulajdonságait is, pl. a limitáló tényezők szerepét, a tápanyag- és energiaforgalmat, befolyásolja a fajok közti interakciókat, illetve a stabil koegzisztenciát (CANHAM és MARKS 1985). Az életközösség fajkészlete döntően olyan fajokból áll, melyek az adott bolygatási rendszerhez a leginkább alkalmazkodtak. A nagy területű bolygatásokkal jellemezhető élőhelyeken gyakoriak a fényigényes, szárazságtűrő fajok. Az itt megtalálható életközösségekben a durva léptékű bolygatást követő szukcesszió során a biológiai sokféleség csökken. A finom léptékű bolygatásokhoz adaptálódott életközösségek legtöbb faja ugyanakkor a késő szukcessziós állapothoz kötődik, így itt a nagyobb területű bolygatások után a diverzitás növekedni kezd (DENSLOW 1980).

A bolygatás fontos szerepet játszik a fás- és lágyszárú növények evolúciójában a megtelepedéshez és növekedéshez szükséges változatos feltételek létrehozásával. Sok olyan tulajdonság ismert, amely csökkenti egy adott faj érzékenységet a bolygatások következményeire. Mindez arra utal, hogy a visszatérő bolygatások a megkülönböztető mortalitáson keresztül is fontos szelektív környezeti folyamatok (CANHAM és MARKS 1985).

Bolygatás különféle erdei élőhelytípusokban

A különböző erdei élőhelytípusok a lombsátort alkotó fajok pusztulási mintázataival jellemezhetők (RUNKLE 1985). Horizontális szerkezetük a bolygatások ál-

tal létrehozott, állandóan változó foltok mozaikjának tekinthető („patch dynamics”) (PLATT és STRONG 1989). Bizonyos erdei élőhelytípusokban gyakrabban fordulnak elő olyan bolygatások, amelyek nagy területen szüntetik meg az eredeti struktúrákat. A legismertebb példák erre a boreális és mediterrán tájak fenyvesei – de ilyenek az ausztráliai eukaliptusz-erdők is – melyekben a lombátort alkotó fajok életciklusánál rövidebb időközökben jelentkeznek durva térléptékű bolygatások (4. ábra) (ATTIWILL 1994, SPIES és TURNER 1999). A tűz, szélviharok és más természeti jelenségek fellépése nyomán a fény- és a talajnedvesség viszonyok drasztikusan megváltoznak. A durva léptékű bolygatások jellemzően homogenizálják a korábbi változatos termőhelyi feltételeket, ahol nagy területen hasonló szukcessziós folyamatok indulnak be (ULANOVA 2000). Egykorú állományok kiterjedt, homogén foltjai jönnek létre, melyek mindegyike más-más fejlődési stádiumot képvisel. Az újabb bolygatást gyakran maguk a szukcessziós folyamatok segítik elő. A növekvő biomassza, és így a növekvő mennyiségű holt szerves anyag jelenléte pl. a tűz keletkezésének egyre nagyobb kockázatát rejt magában (SCHAETZL és mtsai 1989). Boreális erdőkben figyelték meg, hogy a széldöntések legjellemzőbben az egykorú lucosokban történnek, azt követően, hogy a kísérő fafajok (*Betula* spp., *Populus* spp.) már

eltűntek belőlük (ULANOVA 2000). Az ilyen típusú életközösségek működése áll legközelebb a „váltakozó mozaik” (shifting mosaic) elnevezésű egyensúlyi modellhez (BORMANN és LIKENS 1979b), amelyben a bolygatási események nem sztochasztikus módon, hanem a közösség szukcesszióján keresztül, pozitív visszacsatolások mechanizmusok révén következnek be. Egy-egy foltban olyan szukcessziós sorokat figyelhetünk meg, melyek jól illusztrálják a Clements-i elméletben szereplő folyamatokat (FEKETE 1985). A váltakozó mozaikra sajátos példát szolgáltatnak az olyan vegetációtípusok, ahol más-más domináns fajok jellemzik az egyes foltokat, mint a Sziklás-hegység jegenyefenyő és lucfenyő fajok (*Picea engelmanni*, *P. glauca*, *Abies concolor*, *A. lasiocarpa*) uralta erdei, melyeket intenzív bolygatás után a csavarttűsfenyő (*Pinus contorta*) állományai váltanak fel (SCHAETZL és mtsai 1989).

Más erdei élőhelytípusokban a hasonló, durva léptékű bolygatások gyakorisága kicsi; a visszatérési idő száz, vagy akár ezer években mérhető. A szélsőségektől mentes élőhelyekre jellemző erdők dinamikájában sokkal nagyobb szerepet kap a lombátort alkotó fajok egyedeinek életciklusa, és az erre épülő úgynevezett *egyed-alapú lékdinamika* (DENSLOW és SPIES 1990). „Lékekben felújuló erdőket” trópusi, mérsékelt és boreális égövben egyaránt találunk (Yamamoto 1996,



4. ábra. Nagy területű szúkárosítás utáni regeneráció a németországi Bajorerdő Nemzeti Parkban (fotó: Gállhidy László)

MCCARTHY 2001). A durva és finom léptékű dinamika között folyamatos átmenet létezik, ahogyan azt egy dél-alaszkai sziget szélfelőli és szélárnyékos oldala közötti gradiens vizsgálata jól illusztrálja (KRAMER és mtsai 2001).

Közép-Európában a durva és a finom léptékű regenerációs folyamatokat gyakran külön tárgyalják. A durva léptékű, klasszikus értelemben vett szukcessziót eredményező bolygatásokat és az ezeket kísérő regenerációs folyamatokat *nagy erdőciklus*ként is szokás nevezni, szemben a finom léptékű bolygatások *kis erdőciklus*aival. A kétféle ciklusban egyaránt elkülöníthetők különböző úgynevezett erdőfejlődési fázisok (ezek megnevezésére az irodalomban számos különböző példa van), amelyek térben is jól lehatárolhatók, illetve térképezhetők. (Bővebben lásd CZÁJLIK 1996, STANDOVÁR 1996, 2010). A kétféle léptékű bolygatási események megkülönböztetése fontos szempont az erdőgazdálkodási gyakorlatban. A természetközeli erdőgazdálkodás során ugyanis alapvető cél, hogy a mesterséges bolygatások a finom léptékű tartományban mozogjanak – vagyis a természetes erdődinamika „másolása” során a „kis-ciklusok” jelentsék a mintát (lásd REININGER 2010, VARGA 2013b).

Lékképződés

Annak a jelenségnek a leírása, miszerint „*a nem egyenletes koreloszlású erdőállomány lécek képződése következtében kialakuló, különböző növekedési fázishoz tartozó kis foltok összessége*” nem új keletű; a múlt század első éveire tekint vissza (PINCHOT 1905; idézi LORIMER 1989), de a lékdinamika jelentőségét az erdei életközösségek fajösszetételének és szerkezetének kialakításában mégis csupán az elmúlt évtizedek kutatásai tárták fel (PICKETT és WHITE 1985a).

A lék (angolul *gap*) fogalmát dél-angliai bükkösök vizsgálata nyomán WATT (1925, 1947) vezette be, olyan helyek megnevezésére, ahol a lombátort alkotó egyik egyed elpusztult, és ahol megindult az aktív felújulás a növekvő csemeték révén. A fogalmat a későbbi szerzők is megtartották a relatíve kicsi bolygatási folt értelmében (RUNKLE 1985). Léeknek általában a megnyílt lombátor alatti területet tekintjük, de indokolt lehet a „kiterjesztett lék” fogalma is (RUNKLE 1982), amely a lék széleit a határoló fák törzsénél jelöli ki. A lékbe így a lombátor alatti területek is részben beletartoznak.

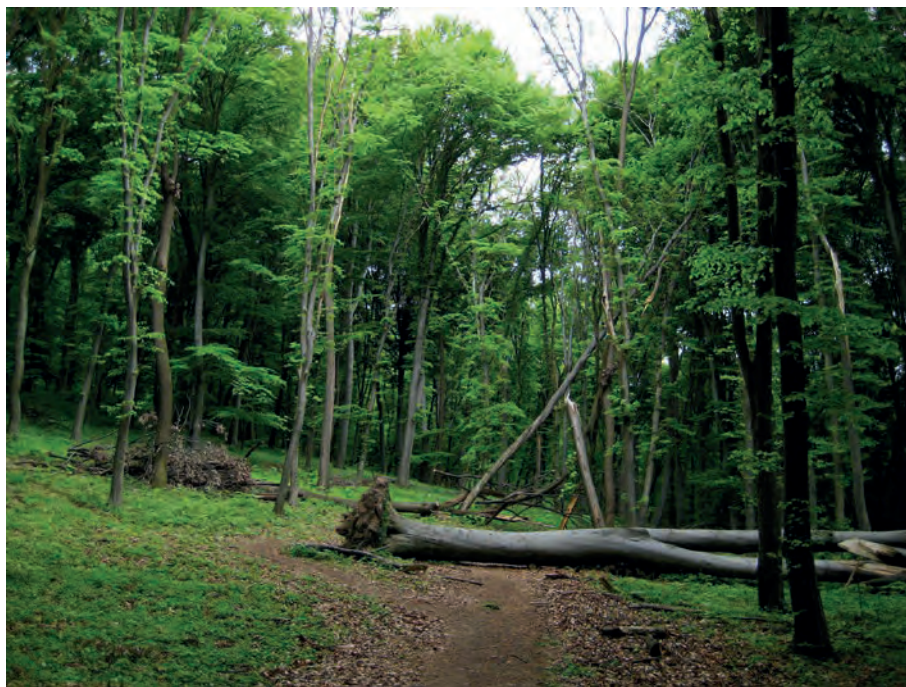
A lékképződés üteme, a lécek átlagos mérete valamint mérettartománya a mérsékelt övi, illetve trópusi erdőkben hasonló értékeket mutat. Egységnyi területen az erdő mintegy 0,8–36%-a tekinthető léeknek, és évente átlagosan 0,2–6%-nyi erdő esik bolygatás „áldozatául” (5. ábra) (RUNKLE 1982, LORIMER 1989, ULANOVA 2000, MCCARTHY 2001). A lécek területe általában 50 és 200 m² között változik (MCCARTHY 2001). Míg a bolygatott terület átlagos arányában nincsen jelentős eltérés egyes erdei élőhelytípusok között, addig a bolygatás erősségében, illetve tér- és időbeli mintázatában különbségek mutatkoznak. Közép-Európai bükkös őserdő-vizsgálatok szerint a lécek 80%-a mindössze három fa kidőlésével keletkezik, és a lécek 85%-ának mérete nem haladja meg a 250 m²-t (DRÖBER és VON LÜPKE 2005). A bolygatás térbeli, illetve időbeli koncentrátsága között lehet összefüggés. Széldöntések esetén a lék szélein álló fák eleinte sérülékenyebbek, ezért az egymást követő években jelentkező szél általi bolygatás nagyobb léceket eredményez (6. ábra) (RUNKLE 1985).

A természetes erdő egy-egy része jellemezhető azal, hogy a bolygatás utáni szukcesszió melyik úgynevezett fejlődési fázisát képviseli. Mivel a bolygatási



5. ábra. Kisméretű lécekkel tagolt lombátor a szlovákiai Madaras-hegység (Vtáčnik) erdőrezervátumában (fotó: Gálhidy László)

6. ábra. Kidőlt fák egy lék szélén (fotó: Gálhidy László)



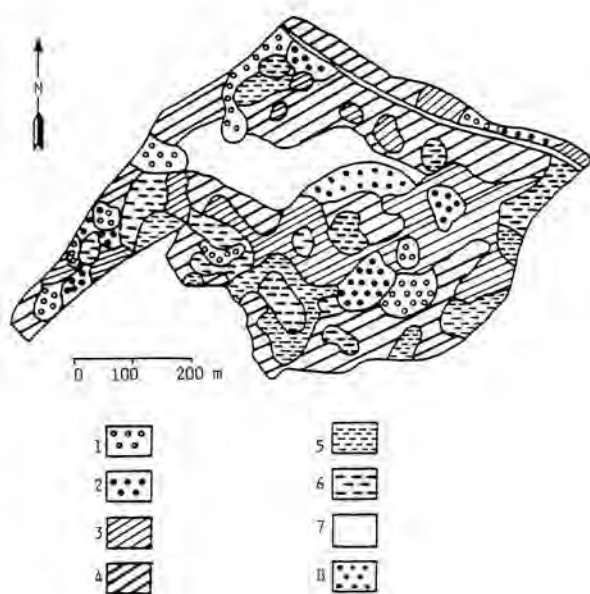
jelenségek saját térbeli mintázattal jelentkeznek, valamint a különböző fejlődési fázishoz tartozó foltok eltérően reagálnak a bolygatásra, a természetes erdő horizontális szerkezete, ahogyan korábban már említettük, egy folytonosan változó térbeli mozaikkal jellemezhető. A mozaik egyes foltjai ciklusok során átalakulhatnak egymásba, az élőhely által meghatározott, fajok közötti kompetíciós hierarchiának megfelelően. Nevezhetjük ezt *mozaik-ciklusnak* (Mosaic-Zyklus-Konzept) (REMMERT 1985, 1987, 1991). Remmert öt fejlődési fázist különített el: innovációs, aggradációs, korai biosztatikus, késő biosztatikus és degradációs fázist. A ciklus lefutásának ideje fafajonként változik, egy dániai bükkösben 280 évnek állapít

tották meg ezt az időt (EMBOG 1996). A különböző fejlődési sorokat és fázisokat a Kárpátok őserdő-állományaiában, többek között a szlovákiai Badín erdőrezervátumban (Badínsky prales) (KORPEL 1995) (7. ábra), és a magyarországi Kékes erdőrezervátumban is leírták (CZÁJLIK 1991, 1996).

A lék, mint környezet

A lék fontos jellemzője, hogy – elsősorban méreteitől függően – fizikai környezete jelentősen eltér a környező erdőétől. Bár a kisméretű lékek és a nagyterjedésű bolygatott területek mérettartományai között folyamatos az átmenet, az általuk nyújtott környezeti feltételek mégis annyira eltérőek, hogy külön jelenségeknek tekinthetők.

A lékre jellemző a mérete az átmérőjének és a környező fák magasságának hányadosa (az ún. D/H érték), az alakja és kitettsége; mindezek meghatározzák a lék mikroklímáját (RUNKLE 1985). A fmagasságnál nagyobb átmérőjű lékekben az élőhely jelentősen megváltozik (ULANOVA 2000). A lékekbe mindenekelőtt több fény jut, mely többlet elsősorban a D/H=2 méret eléréséig számottevő (8. ábra). Magyarországi mérések szerint egy fmagasságnyi hosszúságú, fél fmagasság szélességű lék közepén, nyári időszakban a megvilágítottság átlagosan mintegy 20% a nyílt területekhez képest, amely érték a lék széléig lecsökken 12%-ra, majd az állomány alatt 9%-ra (KOLLÁR és mtsai 2013). Télen az értékek 45, 43 és 41% – vagyis lombtalan állapotban a zárt erdő, a lékek és a nyílt területek megvilágítottságának különbségei lényegesen kisebb mértékűek. A megvilágítottság mértéke fontos tényező a lékek mikroklímájának alakulásában. A Nyugat-magyarországi Egyetem saját fejlesztésű eszközökkel történt vizsgálatai szerint az egy, illetve másfél fmagasságnyi



7. ábra. Fejlődési fázisok egy szlovákiai őserdő rezervátumban – Badínský prales (KORPEL 1995)



8. ábra. A lék, mint környezet, jelentősen eltér a zárt erdőbelsőktől – bőrszőnyi széldöntés (fotó: Gálhidy László)

lékek mikroklímája némely paraméter vonatkozásában (napi maximumhőmérséklet, napi hőingás, relatív páratartalom) nemcsak a zárt állományhoz, de a nyílt területekhez képest is szélsőségesebb értékekkel jellemezhető. Szélcsendes időben ugyanis a levegő „megül” a lékekben, ami fokozottabb felmelegedést okozhat (EREDICS 2013). Ugyanakkor ott, ahol a lékben fejlett gyepszint – szeder (*Rubus* sp.) – fedte a talajt, ott a mikroklimatikus viszonyok a zárt erdeihez képest is kiegyenlítettebb értékeket mutattak.

A talajnedvesség kisméretű lékekben magasabb, mint az érintetlen lombátort alatt (20, illetve 5%) (MINCKLER és WOERHEIDE 1965) a kisebb evapotranszpiráció miatt, valamint mert a csapadékot nem fogja fel a lombzat, amely így közvetlenül a felszínre jut. Nagy kiterjedésű lékek középső zónájában a hosszabb ideig tartó besugárzás, valamint a szél szárító hatása csökkentheti a talajnedvességet, különösen a felső rétegekben (MARQUIS 1973). A lékképződés során tehát nem csak a lombátortban jön létre lék, hanem ezzel párhuzamosan egy „földalatti lék” is kialakul (WEBB 1999), amit elsősorban a megnövekedett talajnedvesség értékek rajzolnak ki. Hazai vizsgálatok alapján ugyancsak jól kirajzolódott a lékek belső területeinek magasabb talajnedvessége, amelyet a fák evapotranszpirációjának hiánya okoz, és amelyet kevésbé ellensúlyoz a beeső fény szárító hatása (GÁLHIDY és mtsai 2006, KALICZ és mtsai 2013). A talajnedvesség megoszlása gyakran nem hoz létre olyan egyértelmű zónákat, mint a megvilágítottság, mivel a talajréteg heterogenitása befolyásolja a mintázatot (GÁLHIDY és mtsai 2006).

A természetes bolygatások egyik legfőbb hatása a források felhasználhatóságának átmeneti megváltoztatása. Bár az erős bolygatás csökkentheti a víz és bizonyos tápanyagok utánpótlását a fizikai degradáció

és az anyagkörforgás sérülése folytán; a legtöbb lombátort ért bolygatás időszakosan megnöveli a források felhasználhatóságát, amely a gyepszint növekedéséhez, illetve új egyedek megtelepedéséhez szükséges. Egyfelől a biomaszavesztés következtében csökken a források felvétele (sok esetben a lék központi részén lecsökken a hajszálgökök sűrűsége is WILCZYNSKI és PICKETT 1993), másfelől megindul a holt biomasz lebontása és a tápanyagok mineralizációja. A lékben a megnövekedett besugárzás és talajnedvesség révén megnő a szerves anyagok lebontásának sebessége (CANHAM és MARKS 1985, WEBB 1999, BIDLÓ és mtsai 2013). A bolygatás mérete, illetve a források felhasználhatósága közötti összefüggés a finom léptékű bolygatásnál a legerősebb, ahol a fény és a talajnedvesség mennyisége jelentősen megnövekedhet, ugyanakkor az élőhely fizikailag nem károsodik lényegesen (CANHAM és MARKS 1985).

A lékképződést rendszerint új megtelepedési felszínnek, mikroélőhelyek kialakulása is kíséri. A mikroélőhelyek finom léptékben módosítják a fizikai változók lékekre jellemző értékeit, ami jelentős hatást gyakorol a lékben zajló abiotikus és biotikus folyamatokra (CLINTON és BAKER 1999).

Fásszárúak a lékben

A fásszárúak életmenet tulajdonságai fontos szerepet játszanak a lékdinamikai folyamatokban. E tulajdonságok, valamint a bolygatás erőssége és a lék mérete együtt határozza meg a későbbi felújulási folyamatok menetét, a lék bezáródásának szukcessziós útjait. A lék bezáródásában a környező fák ágai, oldalhajtásai, valamint a már idősebb mag és sarj eredetű újulat éppen úgy szerepet játszhat, mint a talajban levő, illetve újonnan szétszóródott magokból kicsírázó magon-

cok. A legkisebb lékekben minden újulat kompetitív hátrányban van a léket közrefogó felnőtt egyedekkel szemben, melyek oldalágai hamar bezárják a rést. Bizonyos erdei élőhelytípusok esetében ezért egy-egy faegyed kidőlésekor sokszor egyáltalán nem beszélhetünk lékképződésről (SPIES és FRANKLIN 1989). A gyökérsarjak kevesebb fény mellett is előnyt élvezhetnek a magoncokkal szemben, mivel kapcsolatban állnak az anyanövény gyökérzetével (KOOP 1987).

A lékekben található fásszárúak fajösszetétele kulcskérdés a szukcessziós és erdődinamikai folyamatok szempontjából. A különféle erdők lombkoronáját alkotó fafajok két alapvető csoportba sorolhatók; vannak olyanok melyeknek magjai árnyékban is (tehát a zárt lombsátor alatt) képesek csírázni, valamint olyanok, melyeknek csírázásához direkt megvilágításra van szükség (SWAINE és WHITMORE 1988). A különbségek nem csak a csírázás körülményeiben jelentkeznek, hanem egy sor egyéb élettani sajátosságban is, például a magok méretében, a kifejlett egyedek tűrőképességében, élettartamában. Az első csoportba a K-stratégia jellemzőivel rendelkező úgynevezett klimax fajok (pl. *Abies* spp., *Fagus* spp., *Quercus* spp.), a másodikba inkább r-stratégista, pionír fajok tartoznak (pl. *Betula* spp., *Populus* spp., *Salix* spp.), melyek a lombsátor alkotásában többnyire alárendelt szerepet játszanak, de a bolygatások által

érintett területeket sikeresen kolonizálják (9. ábra). Megjegyzendő, hogy a fafajok egy része az átmeneti jellegű úgynevezett rK-stratégista (*Acer* spp., *Fraxinus* spp., *Ulmus* spp., *Tilia* spp.) csoportba sorolható. Szerepük a hazai lomboserdők lékdinamikájában is meghatározó (Bartha Dénes szóbeli közlése, 2015).

A lékben való megtelepedés ideje fás növényeknél is korlátozott (kb. 1–5 év) (OLIVER 1981). A kolonizáció során a korábban érkező, illetve nagyobb propagulum mérettel rendelkező fajok előnyt élveznek. Az általában apró magvú, árnyékot nem tűrő fajoknál fontos a korai érkezés; sok esetben a megtelepedési esélyeik így is korlátozottabbak, mint a klimax fajoké, mivel ezeknek nagyobb magvai függetlenebbek a mikrotopográfiai körülményektől (pl. az avar kínalta kedvezőtlen feltételektől). A pionír fajokra jellemző, hogy a csírázáshoz bolygatással, lékképződéssel kapcsolatos környezeti szignálok szükségesek; mindenekelőtt fény, esetleg az avarréteg leégése, vagy a megnövekedett talajnedvesség. Magjaik némely fajnál éveket, évtizedeket is tölthetnek a talajban. Ez a stratégia nagy magbankot igényel, mivel a magoknak magas a mortalitása (predáció, rothadás), valamint általában alacsony a csírázási rátája.

A pionír fafajok jelenlétét befolyásolhatja a bolygatási rendszer jellege és az erdőterület nagysága is. Ha a bolygatás visszatérési ideje hosszabb, mint az ott



9. ábra. Idős nyírfák egy már bezáródott lék hírmondóiként – Csomád-hegység, Székelyföld (fotó: Gálhidy László)



10. ábra. A bükkerdő jellemzően nem pionír fajokkal, hanem rögtön bükkal újul – Nagy-Fátra, Szlovákia (fotó: Gálhidy László)

jellemző pionír fajok egyedeinek, illetve magbankjának élettartama, valamint az erdő területe elegendően nagy, akkor a felújulás nem pionírokkal történik (10. ábra) (PETERSON és CARSON 1996, WEBB 1999). Ugyanezen okból trópusi erdőkben a bolygatások nagyobb jelentőséggel bírnak a biodiverzitás fenntartásában, mint a mérsékelt övben, mivel a potenciálisan kolonizáló fajok itt többnyire jelen vannak a lék közelében (STRONG 1977). Egyes vizsgálatok szerint a trópusi esőerdők fafajainak fele lékekhez kötődik (HARTSHORN 1980).

A klimax fajok magjai késleltetve csíráznak, melyhez azonban nem igényelnek bolygatást. Bizonyos fajoknál a magok megtelepedése és csírázása között nincsen késedelmi idő, legfeljebb a mag belső tulajdonságaival, illetve a kedvezőtlen környezeti tényezőkkel összefüggésben. Például az észak-amerikai vörös juhar (*Acer rubrum*) fitokrómot tartalmazó magja csak lékben, vagy a megtelepedést követő kora tavaszi időszakban képes kicsírázni a lombsátor vörös / távoli vörös színarányt eltoló tulajdonsága folytán (CANHAM és MARKS 1985).

Pionír fajokra jellemző az egyenletes évenkénti magtermés, amely növeli a magok kolonizációs esélyeit az aktuálisan bolygatott helyeken. Ezzel szemben a legtöbb klimax fajnál rendszertelen ciklusok tapasztalhatók a magtermésben, vagyis sok éves szünet után bőséges a magtermés (masting). Ennek egyik evolúciós szempontú magyarázata lehet az, hogy a nagy tápértékű magvakra specializálódott predátorok populációi ciklikus magtermés mellett kevésbé tudnak felszaporodni. A magterjesztés módja befolyásolja az egyes magtípusok mennyiségét, eloszlását az adott helyen. A szélel terjedő magok, illetve termések (pl. kőris) a lék közepén tömegesek, a madarak vagy emlősök által terjesztettek (pl. bükk) in-

kább a szélén (WATT 1925, GRUBB 1977). Általában elmondható, hogy a megtelepedési módok specializációjának gátat szabnak a magterjesztés és a bolygatások bizonytalanságai (CANHAM és MARKS 1985).

Adott faj sikeres felújulása más-más lékmérethez kötődik, illetve ugyanaz a faj is más méretű lékben újul fel különböző földrajzi régiókban (VEBLEN 1989). A széldöntés utáni folyamatokat általában a már ott lévő növényegyedek válasza irányítja (WEBB 1999). Az árnyéktűrő klimax fajok egyedei kis lékekben, vagy jól fejlett gyepszint esetén előnyben vannak, így elmondható, hogy minél kisebb méretű a keletkezett lék, a záródó lombsátor fajösszetétele annál inkább hasonlít majd az eredetihez (STANDOVÁR 1996). A pionírok számára főként a nagy lékek (RUNKLE 1982, DUNN és mtsai 1983, BROKAW 1985) valamint a gyökértányérok és más újonnan kialakuló felszínnek nyújtanak megfelelő feltételeket. Nagy lékekre is igaz lehet azonban, hogy a bolygatást túlélő gyepszint, illetve alsó lombkoronaszintek, vagy egyes fajok esetében a gyökérsarjak konkurenciája az árnyéktűrő fajoknak kedvez (CLINTON és BAKER 1999, WEBB 1999).

A lékképződésnek nem csak a propagulumok terjedésében és megtelepedésében van szerepe, hanem az ezt követő növekedési folyamatokat is befolyásolja. Természetes viszonyok között legalább egyszeri lékképződés szükséges például ahhoz, hogy bármely faj egyede elérhesse a lombkoronát (POULSON és PLATT 1989). Az ágak, és a lombozat szerkezetének fontos szerepe van a fény, illetve vízhasznosítás hatékonyságában, továbbá a fotoszintézis-termékek belső felhasználásában, ami befolyásolja a faj bolygatást követő kompetíciós képességeit. Például a sok szintben, ritkán álló levelű tölgy fajok erős fényben hatékonyabban fotoszintetizálnak mint az egy-néhány szintben álló leveleket fejlesztő, általában késő-szuk-

cessziós fajok (mint pl a bükk); elsősorban nem a jobb energia felvétel miatt, hanem a hatékonyabb belső hasznosítás révén. Gyenge fényben fordított a helyzet, ilyenkor a sok fény hasznosítására készen álló ágrendszer és lombzat vízzel és tápanyaggal való ellátása nem térül meg (CANHAM és MARKS 1985).

Az a tény, hogy egy adott morfológiai és fiziológiai tulajdonság-készlet csupán szűk bolygatási mérettartományban ér el magas növekedési rátát, arra utal, hogy a fás növények bolygatásra adott válasza inkább a növekedési hatékonysággal van összefüggésben (a források hasznosíthatóságához viszonyított növekedési rátával), mint magával a növekedési rátával (CANHAM és MARKS 1985). A növekedést meghatározó sajátságok láthatóan specializáltabbak, mint azok, melyek a megtelepedésben szerepelnek. Ugyanakkor a megtelepedés bizonytalansága csökkenti a növekedési hatékonyság és a növekedési ráta különbségeinek jelentőségét.

Az erdei lágyszárúak válasza a lékképződésre

A gyepszint fontos szerepet tölt be az energetikai és trofikus kölcsönhatásokban (BORMANN és LIKENS 1979a), a tápanyagforgalomban, valamint a fafajok felújulásában (MAGUIRE és FORMANN 1983). Az üde termőhelyekre jellemző erdei lágyszárúak ab-

ban különböznek a fás növényektől, hogy évenként új hajtásrendszert fejlesztenek és viszonylag szűk fenológiai ablakkal rendelkeznek. A fátlan területek lágyszárúitól abban tér el a közösségben betöltött szerepük, hogy alárendeltek a vegetációt uraló életformákhoz képest, valamint kevésbé toleránsak a fizikai stresszekkel szemben.

A hasznosítható fény mennyisége igen fontos tényező, amely befolyásolja minden erdei lágyszárú fotoszintézisét és asszimilációját, valamint kevésbé direkt módon a növekedést és az allokációt a generatív és vegetatív szaporodás között. Kimutatható, hogy a CO₂-fixáció elsősorban a közvetlen megvilágítástól, vagyis a talajra vetülő, állandóan mozgó, fényfolt- (ún. sunfleck) mintázattól függ (CHABOT és HICKS 1982, WOODWARD 1990). Ez utóbbin keresztül a faállomány szerkezete döntően befolyásolhatja a gyepszint összetételét, szerkezetét.

Elsősorban fotoszintetikus, de más forrásokra adott adaptációs válaszuk szempontjából is az erdei lágyszárúak három úgynevezett guildhez (a forrásokat hasonló módon hasznosító csoporthoz) tartoznak. Megkülönböztethetünk fény-, árnyék-, és fiziológiai szempontból rugalmas fény-árnyék növényeket (BAZZAZ és CARLSON 1982, COLLINS és mtsai 1985).

A fény-növények csak a számukra elegendő fényt biztosító lékek jelenlétekor tudnak tartósan



11. ábra. Tavaszgi geofitonok egy tölgyesben – Budai-hegység (fotó: Gálhidy László)

fennmaradni. A megtelepedést, illetve a növényi választ befolyásolja a lék bezáródásának sebessége. 5 m átmérőnél kisebb nyiladék a lombkoronában a lágyszárúak szempontjából már nem tekinthető léknek (BROKAW 1982), így sok esetben csupán az elsőnek érkező egyedek kis csoportja képes eljutni a virágzásig, a többiek elpusztulnak. Sok fényigényes, tipikusan erdei tisztás-növény rövid, átmeneti időre jelenik meg a lombsátor megnyílása után. Ezek időleges fajgazdagság-növekedést okoznak a regeneráció, illetve a szekunder szukcesszió során (LOUCKS 1970, HORN 1974, BAZZAZ 1975). A mérsékelt övi lomboserdők kora tavaszi geofiton lágyszárúai ugyancsak jellegzetes fénynövények (11. ábra). Mivel a kora tavaszi lomb nélküli erdőben a fénymintázat nem kifejezett, számukra a lék elsősorban a magasabb hőmérsékletet jelenti, amely előmozdítja a szezonális fenológiájukat, növekedésüket és szaporodásukat.

A fény-árnyék növények közt egyaránt találunk „térben rugalmas”, lékek, illetve zárt lombsátor között nem válogató fajokat, valamint „időben rugalmas”, lombmentes és lombos aspektusban egyaránt működő fajokat (SPARLING 1967). A térben rugalmas fajok egyedei lékekben nagyobb növekedést és szaporodási készséget mutatnak, színtettebbek; jellemzően nem csak horizontálisan növekednek. Bár az időben rugalmas fajok a lombfakadást megelőzően érik el a reprodukív kort, szintén nagyobb növekedéssel és szaporodással jellemezhetőek a lékekben.

Az árnyéknövények, melyek hajtásrendszere általában horizontális szerkezetű és nem színtezett, jellemzően kicsik és a talajhoz közel nőnek (pl. *Oxalis*), erős fényben fotolabilitást mutatnak (BOARDMAN 1977), amely az asszimiláció csökkenéséhez, vagy a pusztulásukhoz vezet. Lékekben csak más fajok árnyékában maradnak meg.

A lágyszárúak fenológiáját, valamint az asszimilációt és a növekedést ugyancsak befolyásolja a talaj, és a levegő hőmérsékletének járása. Az erdei szamóca (*Fragaria vesca*) pl. legnagyobb fotoszintetikus aktivitást 15 és 30 °C között, 10 °C napi hőingás mellett mutat. 30/20 °C napi hőmérséklet mellett ivartalanul, 20/10 °C mellett ivaroson szaporodik (CHABOT 1978). A lágyszárúak válasza a fény és a hőmérséklet mellett sok egyéb forrás felhasználhatóságán is múlik, melyek lehetőségeket és korlátokat egyaránt jelentenek.

A források (tápanyagok, víz) mennyisége nem minden esetben növekszik a lékképződés során, de mivel a fák a lágyszárúak kompetitorai, a források felhasználhatósága mindenképpen megnő a lékekben. A megváltozott feltételekre adott növényi válasz függ a változás mértékétől. Nyílt, vagy sokszintű erdőben a lék aljzata kevésbé különbözik a lombsátor alattitól; a sűrű gyepszint kisebb választ ad a lékképződésre a nagyobb kompetíció miatt, mint a zárt lombos erdő, egyszintű erdők gyepszintje. A válasz továbbá függ az adott forrás kritikus értékétől is: bőségesen csapadékos évben a talajnedvesség (lékmérettől függő) fluktuációi kevésbé befolyásolják a növényi működést, mint aszályos években (PICKETT és WHITE 1985).

A herbivorok hatása szintén korlátozza a lágyszárú választ, miközben a fás növények regenerációjának befolyásolásán keresztül szerepet játszanak a faállomány-szerkezet, és a fák fajkompozíciójának kialakításában is, ahogyan arról a későbbiekben még szót ejtünk.

A mikroélelőhelyek jelentősége a lékekben

A fák egy részét gyökerestől kidöntő szélvihar a trópusoktól a boreális területekig számos természetes (nem kezelt) erdei élőhelytípusban a legjellemzőbb



12. ábra. Gyökerestől kidöntött fák – Börzsöny (fotó: Gálhidy László)



13. ábra. Kettétört bükk maradványai – Csomád-hegység, Székelyföld (fotó: Gállhidy László)

bolygatási forma (CLINTON és BAKER 1999, ULANOVA 2000). Ennek ellenére a fás növények talajból való kifordulását (uprooting), mint külön jelenséget az erdőökológiában, csak az 1980-as évek végén kezdték el vizsgálni (SCHAETZL és mtsai 1989) (12. ábra). A széldöntés során így létrejövő mikroélethelyek számos tulajdonságukban különböznek a környező érintetlen erdőtalajtól, így a hőmérsékleti és talajnedveségi viszonyaikban, tápanyagtartalmukban, valamint kompetíciós viszonyaikban, ezért az itt található fajkészlet gyakran szintén eltér az érintetlen talajtól (BEATTY 1984, WEBB 1999). A mikroélethelyek, bár általában kis felszínrányt képviselnek, kulcsszerepet játszhatnak a regenerálódó erdő szerkezetének és fajösszetételének meghatározásában, valamint diverzitásának fenntartásában (BEATTY 1984, SCHAEZTL és mtsai 1989). A mikroélethelyek erdőben betöltött szerepét főként az észak-amerikai és a japán mérsékelt övi, illetve tűlevelű erdőkben vizsgálták (BEATTY 1984, SPIES és FRANKLIN 1989, SCHAEZTL és mtsai 1989, NAKASHIZUKA 1989, CLINTON és BAKER 1999). Európában jellemzően a skandináv országokban, valamint Lengyelországban és Oroszországban voltak hasonló, a széldöntésre és az ennek nyomán

létrejövő mikroélethelyekre vonatkozó kutatások (FALINSKI 1978, KUULUVAINEN és JUNTUNEN 1998, ULANOVA 2000). Magyarországon a mikroélethelyek vizsgálata részben állomány szinten történt, így vizsgálták a kövesség vagy a holtfa jelenlétének szerepét a fajgazdagság kialakulásában (STANDOVÁR és mtsai 2006), valamint részletes kutatásokat végeztek a holtfa edényes és mohafleurájával kapcsolatban (ÓDOR és STANDOVÁR 2002).

Mikroélethely (microhabitat, microsite) alatt olyan helyet értünk, ahol a környezeti változók finom térleptékben szigetszerűen elkülönülnek a környezettől. Egységes szóhasználat egyelőre az angol nyelvű irodalomban sem alakult még ki. A „microhabitat” illetve „microsite” kifejezéseket gyakran szinonimaként kezelik (HARPER és GUYNN 1999, SUGITA és TANI 2001, GÓMEZ-APARICIO és mtsai 2005). Erdők esetében néha egyszerűen a lombátor alatti és a nyílt terület összevetésére (CABIN és mtsai 2001, FLEURY és GALETTI 2006), esetleg eltérő gyepszínti fajdominanciájával, vagy eltérő kémiai tulajdonságokkal jellemezhető foltok szembeállítására használják (SUGITA és TANI 2001, BRUELHEIDE 2005). Leggyakrabban azonban valamely mikrotopográfiai szempontból is



14. ábra. Téltemető (*Eranthis hyemalis*) megletelepedése a holtfa szomszédságában – Budai-hegység (fotó: Gálhidy László)

körülhatárolható helyet értenek alatta, mint amilyen a kidőlt fák törzse, a talajból kiforduló gyökérzet alkotta úgynevezett gyökértányér, és a helyén sokszor létrejövő gyökérgödör (BEATTY 1984, CARLTON és BAZZAZ 1998, CLINTON és BAKER 1999, ULANOVA 2000, GREENBERG 2002). Mivel a gyökértányér és a gödör általában egymással szomszédos (bár utóbbi nem minden esetben jön létre), sőt gyakran a kidőlt törzs is megtalálható mellettük; mindezek együtt mikroélőhely komplexnek, vagy akár „kidőlt fa ökoszisztémának” (ULANOVA 2000) tekinthetők (13. ábra). Nem-erdő típusú élőhelyekre példaként hozhatók a sztyeppék és félsivatagok, ahol a fűcsumók, cserjék jelentenek szigetszerűen elkülönülő mikroélőhelyeket, melyek sokszor menedéket nyújtanak egyes fajoknak (DEVILLIERS és mtsai 2001, BARBERÁ és mtsai 2006).

A széldöntések során létrejövő gyökértányér mikroélőhelyek a természetes erdők területének jelentős részén, 7–25%-án előfordulhatnak, de katasztrófaszerű széldöntések után ez az arány az 50%-ot is elérheti, ami jelentősen növeli az aljzat heterogenitását. Meredekebb lejtőkön szintén gyakoribbak a gyökértányérok (WEBB 1999, ULANOVA 2000). A gyökértányérok egyes mikroélőhelyei 50–200 éven át, vagy még hosszabb ideig fennmaradnak, sok esetben a következő széldöntésig is. Ez azt jelenti, hogy pl. egy oroszországi tajgaerdőben a holocén kor során az erdőtalaj minden egyes pontját többször is érte bolygatás, melynek következtében a talaj átrétegződött, vagy rajta korhadó faanyag lebomlása történt (ULANOVA 2000).

A gyökértányér tetején a felszínre kerülő alsó talajrétegek kevés szerves anyagot tartalmaznak (CLINTON és BAKER 1999), emellett jól átszellőzöttek. A tápanyagtartalom a legtöbb szerző vizsgálatai sze-

rint alacsonyabb a környező érintetlen erdőtalajénál (BEATTY 1984, VITOUSEK és DENSLOW 1986). Az avartakaró a frissen létrejött gyökértányérokhoz hiányzik, ami kedvez a megletelepedésnek, ám az idő előrehaladásával az avarréteg kialakulhat, és ez gátolja a megletelepedést és a csírázást (PUTZ 1983).

A gyökértányér komplex egyes mikroélőhelyei sajátos mikroklímával jellemezhetők. A gödör megvilágítottsága és átlagos hőmérséklete a legalacsonyabb a mikroélőhelyek között, míg a talajnedvesség itt a legnagyobb. A tulajdonképpeni gyökértányéron éppen fordított a helyzet; nagyobb a megvilágítottság, magasabb a hőmérséklet és kicsi a talajnedvesség. Általában jellemző, hogy a mikroélőhelyek jelenléte védelmet nyújt a megletelepedő növények számára a mikroklimatikus szélsőségekkel, vagy a szél kiszárító hatásával szemben (PETERSON és PICKETT 1995).

A széldöntés során létrejövő mikroélőhelyek növényzete eltér az érintetlen erdőtalajétól. A gyepszint foltossága sokszor összefügg a mikrotopográfiai mintázattal (BEATTY 1984). A kolonizáció ugyanakkor függ a kialakuló mikroélőhely méretétől, amely viszont a kidőlt fa méretével és a kidőlés pontos körülményivel függ össze (WEBB 1988). Akárcsak a lékek, a mikroélőhelyek sem növelik minden esetben a biodiverzitást. A különböző erdők esetében az egyes mikrohabitátok más-más szerepet töltenek be, mivel az élővilágra gyakorolt hatásuk összetett kölcsönhatásban van a helyi klímával, talajtípussal, talajvízszinttel és a lék nagyságával (WEBB 1999). A biotikus tényezők ugyancsak befolyásolhatják a mikroélőhelyek szerepét. Egyes domináns gyepszinti fajok, mint amilyen a Ny-Japán jegenyefenyves-bükköseiben előforduló törpe bambusz (*Sasa* spp.) jelenléte erősen megnöveli a széldöntés során keletkező mikroélőhelyek fontosságát a felújulásban (NAKASHIZUKA 1989, WEBB 1999).

A lágyszárúak diverzitása a gyökértányérok tejein sokszor kisebb (WEBB 1988, PETERSON és mtsai 1990), amit a szélsőségesebb mikroklimatikus és talajviszonyok magyarázhatnak. Némely esetben azonban a hátrányokat bőven ellensúlyozzák a gyökértányérok olyan előnyös tulajdonságai, mint a máshol jelen lévő felszíni- és gyökérkonkurenciától való mentesség, vagy a kisméretű magok számára jobb csírázási feltételeket nyújtó ásványi talajfelszín (CLINTON és BAKER 1999). Sok nagy lékekben jellemző faj a gyökértányérok is sikeresen megtelepedik. Megfigyelték, hogy az áfonya fajok (*Vaccinium* spp.), melyek vegetatív úton kolonizálják a lékeket, a gyökértányérok ásványi talaján magokkal szaporodnak (HYTTEBORN és mtsai 1987).

Egyes – főként pionír tulajdonságú – fényigényes fafajok sokszor nagyobb arányban találhatók meg a gyökértányérokon, mint érintetlen erdőtalajon, vagy más mikroélethelyeken, a trópusokon és a mérsékelt övben egyaránt (LYFORD és MACLEAN 1966, COLLINS és PICKETT 1982, NAKASHIZUKA 1989). A cukorjuhar (*Acer saccharum*) és a kései meggy (*Prunus serotina*) éppúgy gyökértányérokban jellemző a pennsylvaniai erdőkben (COLLINS és PICKETT 1982),

mint a fatermetű páfrányok (*Cyathea smithii*, illetve *Dicksonia squarrosa*) az új-zélandi podokarpusz-erdőkben (ADAMS és NORTON 1991). Finnországi erdeifenyvesekben a nyír (*Betula pendula*) magoncok 91%-a gyökértányérokban fordult elő (KUULUVAINEN és JUNTUNEN 1998).

A gyökérgödrök (akárcsak a gyökértányérok), jelenthetnek kedvezőtlen és kedvező feltételeket egyaránt, attól függően, hogy milyen magas a talajvízszint, vagy van-e körülötte lék. A gyökérgödrök megtelepedésre való alkalmassága időben is változhat. Észak-amerikai hurrikánok után történt vizsgálat szerint a gödrök a legalkalmasabb megtelepedési felszínek egy nyírfaj (*Betula alleghaniensis*) számára, egészen addig, amíg az avar felhalmozódás nem válik jelentőssé (PETERSON és PICKETT 1990). A gödrökben gyakran csak kevés fás- és lágyszárú faj egyede telepszik meg, aminek oka, hogy gyakran túl nedves környezetet jelent, nem ritkán pedig a gyakoribb fagyok, a vastag avartakaró, vagy a szaprobia gombák sűrű micélium szövedéke szerepel gátló tényezőként. A többlet talajnedvesség ugyanakkor a nagy vízáteresztő képességű, vagy sziklás talajok esetében előny lehet a megtelepedésben (SCHAETZL és mtsai 1989). A nagy magvú fajok



15. ábra. A kidőlt fatörzsek számos faj számára létfontosságúak – Budai-hegység (fotó: Gálhidy László)

számára előnyt jelenthet, hogy magjaik a mélyedésekben jobban rejtve vannak a madarak és rágcsálók elől, mint a gyökértányérokon.

A fák a szélviharok során sem mindig fordulnak ki gyökerestől; az esetek nagyobb részében derékba törnek (13. ábra). Végző soron azonban minden holtfa az erdő talajára kerül, ahol természetszerű idős erdőkben 45%-ot is kitehet a borításuk (MASER és TRAPPE 1984). Fontos szerepük van a tápanyagok raktározásában és fokozatos utánpótlásában (HARMON 1986). A kidőlt fák aljatként betöltött szerepe jól ismert bizonyos erdei élőhelytípusokban, mint például az észak-amerikai pacifikus partvidék esőerdeiben, Chile és Új-Zéland *Nothofagus* erdeiben (VEBLEN 1985, STEWART 1986), vagy Japán jegenyefenyves bükköseiben. Az ilyen fatörzseket „dajka-fatörzseknek” (nurse logs) nevezik. A Japánban történt vizsgálatok szerint a törpe bambusz fajok (*Sasa* spp.) összefüggő szőnyege szinte lehetetlenné teszi a megtelepedést az érintetlen talajon, ahol a gyökértányérok mellett a kidőlt fatörzsek biztosítanak megtelepedési felszínt (NAKASHIZUKA 1989). Kevésbé humid erdei élőhelytípusokban a holtfa szerepe nem elsősorban a kompetíció elkerülésében, hanem az állandóan nedves aljzat és a mikorrhiza kapcsolat biztosításában rejlik (HARVEY és mtsai 1979). Észak-Amerika keleti parti erdeiben keleti hemlokfenyő (*Tsuga canadensis*), nyír (*Betula lenta*) és havasszépe (*Rhododendron maximum*) fajok esetében mutattak ki kapcsolatot a kidőlt fákkal, ahol ezek jelenlétét fontos tényezőnek tartják a felújulásban (FOWELLS 1965).

A kidőlt fatörzsek, különösen előrehaladott korhadási fázisban, a légyszárú edényes növények és a mohák megtelepedésében szintén fontos szerepet játszanak, amint azt számos, különösen tűlevelű erdei élőhelytípusban kimutatták (14. ábra) (HYTTBORN és mtsai 1987, BOBIEC és mtsai 2005). A holtfa jelentőségét az erdei fajok megtelepedésében az is növeli, hogy a légáramlatokban örvényeket kelt („érességet” okoz), ami segíti a magok lerakódását a lékben. A széldöntéses lékekbe így könnyebben eljutnak a magok, mint az erdőgazdálkodás során létrehozott, ezért holtfát gyakran nem tartalmazó lékekben (MCDONELL és STILES 1983). A holtfa szerepe az újulat fennmaradásában is igen jelentős lehet, mint ahogyan azt több lengyelországi példa is igazolja. Ott, ahol a holtfa az állományban maradt, számos légyszárú faj mellett a bükk újulat jelentős mennyiségben volt fellelhető. A vele szomszédos állományból a holtfát eltávolították, aminek következményeként a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) vált uralkodóvá, a bükk újulata pedig csak kis egyedszámban maradt meg (BOBIEC és mtsai 2005).

A mikroélőhelyek az állatok számára is fontosak lehetnek. Gyakran épülnek hangyabolyok kidőlt fák közelébe. Az egerek és vakondok előszeretettel keresnek védelmet, illetve vackolják be magukat a gyökértányérok porózus talajába, ami gyakran vezet a mik-

roélőhely újabb bolygatásához, amikor a ragadozók a rágcsálók után kutatnak (SCHAETZL és mtsai 1989). Egyes rágcsálók közlekedési útvonalnak használják a kidőlt fatörzsek tetejét (15. ábra), vagy alját – utóbbi több védelmet jelent a ragadozók elől. A fatörzseken és gyökértányérokon gyakran hullatják el ürüléküket különböző madarak és emlősök, ami a zoochor magok megtelepedési esélyét tovább növeli ezeken a mikroélőhelyeken. A lékek gerinctelen állat-közösségei, vagy az állatok (pl. hangyák, rágcsálók) által terjesztett magvú növények jó példakkal szolgálhatnak arra is, hogy nagyobb erdőtümbökben a lékek, mint „élőhely-szigetcsoport”, illetve élőhely-hálózat hogyan működnek. Ezzel kapcsolatos vizsgálatokat hazai körülmények között is érdemes lenne kezdeményezni (Varga Zoltán szóbeli közlése, 2015).

A lékek és mikroélőhelyek együttes szerepe

A korábbiakban számos példát láttunk arra, hogy a széldöntés általi bolygatás során megváltoznak az abiotikus és biotikus feltételek, aminek következtében átalakulhat az életközösség fajkészlete és térbeli szerkezete. A különböző fás- és légyszárú fajok más-ként reagálnak a megváltozott körülményekre. Megtelepedési sikerük kapcsolatos lehet a kialakuló lék méretével és/vagy az ott kialakuló mikroélőhelyek tulajdonságaival. Feltehető a kérdés, hogy a lékek tulajdonságai, vagy a mikroélőhelyek határozzák-e meg inkább a felújulási sikert.

A lékdinamikai vizsgálatok során több szerző kiemeli a lékméret szerepét (DENSLOW 1980, RUNKLE 1982, POULSON és PLATT 1989). Kis lékekben jellemzően az árnyéktűrő fajok újulata várható, nagyobb lékekben pedig a fényigényes, pionír tulajdonságúaké (RUNKLE 1982). Mivel a lékek képződése minden faj számára elengedhetetlen a lombkorona eléréséhez, feltételezhető, hogy verseny alakul ki közöttük. Ha az erőforrások megjósolható módon változnak a lékben, akkor ez a fajok között specializációhoz vezethet, ami lehetővé teszi, hogy a lékek különböző tulajdonságú pontjain más-más faj legyen sikeres (DENSLOW 1980). Ez a lékfelosztás (niche felosztás) elmélete, ami magyarázhatja a különböző fajok együttélését az adott közösségben. Más elemzők a fentiekkel ellentétben megállapítják, hogy bár kimutatható a lékekben a lék közepétől a zárt lombátorig több abiotikus változó gradiense, valamint az is, hogy a különböző fajok más-más módon reagálnak a változók értékeire, konkrét terepi megfigyelések szerint a lék felosztása mégsem általánosan jellemző. Az együttélést a niche felosztás mellett a véletlen megtelepedési folyamatok biztosítják, melyeknek relatív fontossága a különböző életközösségekben más és más lehet (BROKAW és BUSING 2000). A széldöntések utáni felújulás során keletkező mikroélőhelyek szerepét is többen kiemelik. Ezek a néhány tíz centiméteres léptékben heterogenitást biztosító megtelepedési felszínek, vagy másként

„regenerációs niche”-ek (GRUBB 1977) gyakran olyan körülmények között is biztosítják a sikeres felújulást, ahol a durvább léptékű környezeti változók értékei azt nem tennék lehetővé. A lékek leginkább napsütötte részén egy párás környezetet biztosító fatörzs például jó megtelepedési felszínt nyújthat olyan fajok számára, amelyeknek a lék belső zónái kevésbé jelentenek optimális feltételeket (GRAY és SPIES 1997).

A korábbi fejezetek számos példája valószínűvé teszi számunkra, hogy a lék durva és finom léptékű heterogenitása valamint a véletlen egyaránt fontos szerepet játszhat a növények szeldöntés utáni megtelepedésében és túlélésében, a különböző erdei életközösségekben. A bolygatást megelőzően jelenlévő növényzet tulajdonságai, valamint az ott élő állatfajok egy része ugyancsak meghatározó lehet a szukcessziós utak alakulásában.

A növényevők szerepe a szeldöntéses lékek szukcessziós folyamataiban

A nagy testű, patás növényevők általi rágás sok erdő szukcessziós folyamataiban meghatározó, különösen az erős antropogén hatás alatt álló mérsékelt övi lomboserdők esetében. Az emberi hatás a világ sok táján, így Közép-Európában is jelentősen megváltoztatta a növényevők sűrűségét és eloszlását, ami erősen tükröződik az erdők faállományának és gyepszintjének szerkezetében, összetételében (HOMOLKA és HEROLDOVÁ 2003, WEISBERG és BUGMAN 2003). Egyes helyeken az őshonos, máshol a behurcolt vagy betelepített, idegenhonos fajok változtatják meg annyira az erdődinamikai folyamatokat, hogy néha a megértésük is nehézségekbe ütközik (WEBB 1999, HUSHEER és mtsai 2003). A nagy sűrűségben előforduló nagyvad jelenléte rendkívül megnehezítheti a természetes felújulást és ezen keresztül az erdőgazdálkodást is, mivel elfogyasztják az erdei fajok lehullott magját, illetve lerágják a fiatal facsemeték hajtásait (LONG és mtsai 1998, HUSHEER és mtsai 2003). A nagyvad által okozott taposás és kéreghántás ugyancsak nehezíti a regenerációs folyamatok előrehaladását. Másfelől ugyanakkor az erdőgazdálkodás is befolyásolja a vad életfeltételeit, amelyen keresztül az általa okozott károkért is felelős lehet. Ausztriában azt tapasztalták, hogy a patások magasabb egyedsűrűsége nem szükségszerűen növeli a vadkárt. Ezzel szemben kimutatták, hogy a tarvágás növeli a vadkár nagyságát, a természetközeli erdőgazdálkodás pedig csökkenti. A patások jelenléte természetközeli gazdálkodás esetén gyarapíthatja az újulat mennyiségét, és gazdagíthatja összetételét (REIMOSER és GOSSOW 1996).

A mikroélőhelyek jelenléte megvédheti az újulatot a herbivorok hatásaitól (PETERSON és PICKETT 1995). Egy Észak-Amerikai kevertlombú erdőben azt tapasztalták, hogy a keleti hemlokfenyő (*Tsuga canadensis*) egy szeldöntés után négy évvel kisebb arányban kolonizálta a gyökértányérokat, mint az ép erdő-

talajt, ami összhangban állt a faj ökológiai igényeivel. A keleti hemlok általában nedves, árnyékos helyeken tud sikeresebben megtelepedni. Kilenc évvel későbbi vizsgálatok szerint később mégis a gyökértányéron tudott túlélni nagyobb arányban. A vizsgálatok szerint ennek oka, hogy itt a hemlokfenyő újulata védett helyzetben volt a fehérfarkú szarvas (*Odocoileus virginianus*) herbivor hatásával szemben (ROONEY és WALLER 2003).

Magyarországon évtizedek óta szakmai viták keresztjében áll a nagyvad hatásának kérdése. A vadfajok – különösen a gímszarvas, őz, vaddisznó, muflon, dám – országos állományának nagysága, térbeli eloszlása, a vadfajok hatásának mértéke, térbelisége, összefüggései az élőhelyeket átalakító erdőgazdálkodással, kapcsolata az erdőgazdálkodás jogszabályi feltételeivel olyan témakörök, amelyekkel kapcsolatban nincs konszenzus a szakmai körökben. A vadfajok hatásának vizsgálata az erdőgazdálkodás során kialakított lékekben fontos kutatási irány. Az első ilyen jellegű vizsgálatokat a Pilisi Parkerdő Zrt. és az Ipoly Erdő Zrt. területén kezdték el (KATONA és mtsai 2009a,b) Megállapításaik szerint a lékek kialakításával elindított száraló, illetve átalakító üzemmódú erdők (tölgyesek és bükkösök egyaránt) a nagyvadfajok számára értékesebb élőhelyet jelentenek, amelyek várhatóan kevésbé lesznek érzékenyek a vadragásra.

Lékekkel kapcsolatos kutatások Magyarországon

A lékekkel kapcsolatos kutatásokból Magyarországon több tudományos műhely is kivette a részét az 1990-es évek elejétől kezdve. Az első úttörő jellegű vizsgálatokat Czájlik Péter végezte a mai Kékes erdőrezervátum területén. Célkitűzése leginkább az ország egyetlen őserdőként számon tartott bükkös erdőállományának faállományszintű jellemzése volt (CZÁJLIK 1991, 1996). Elemzése világos képet rajzoltak arról, hogy a természetes erdőalakhoz milyen mértékben tartozik hozzá az a mozaikos szerkezet, amelyet a lékdinamikai folyamatok hoznak létre. Kutatásaiba idővel bekapcsolódott az Eötvös Loránd Tudományegyetem (ELTE) Erdőökológiai Kutatócsoportja, Standovár Tibor vezetésével. A terepi munkák kiterjedtek a faállomány teljes, egyed-alapú térképezésére, valamint az gyepszint részletes felvételezésére is. A fő kérdések között szerepelt, hogy a gyepszintet mely fajok alkotják, és azok milyen módon reagálnak a természetes erdő változatos faállományszerkezeti viszonyaira – különösen a lombsátor záródási mintázataira. Az ELTE kutatócsoportja a későbbiekben további vizsgálatokat folytatott a Bükki Őserdő erdőrezervátum területén is – szintén a természetes erdődinamikai folyamatokat, illetve a lékképződést elemezve (KENDERES és mtsai 2008).

Mesterséges lécek vizsgálatára a 2000. évtől kezdődően került sor a Börzsönyben, az Ipoly Erdő Zrt. Királyréti Erdészetének területén. Az úttörő jellegű, nemzetközi kutatómunka részeként elvégzett NAT-MAN (Nature-based Management of Beech in Europe EU 5th Framework Programme) kutatási projekt, amely szintén az ELTE Erdőökológiai Kutatócsoportja vezetésével zajlott 2000 és 2005 között. A NAT-MAN azóta is az egyik legjelentősebb, lécekkel kapcsolatos vizsgálat Magyarországon, amelyből számos – köztük nemzetközi – publikáció született (MIHÓK és mtsai 2003, 2005, 2007, GÁLHIDY és mtsai 2006, KELEMEN és mtsai 2012). A terepi vizsgálatok legfontosabb helyszíne nyolc, közelítőleg kör alakú mesterséges lék, amelyet a vizsgálat céljaira hoztak létre 2000-ben, egyazon erdőtömbben, a Szén-patak völgyében (Szokolya 2C és 2J erdőrészek). A vizsgálat idején mintegy 90 éves bükk főfafajú állományokban kialakított lécek közül öt darab fél famagasságnyi (16. ábra), három pedig másfél famagasságnyi átmérővel rendelkezik („kis” illetve „nagy” lécek – lásd alább). A lécekben fénymérések, talajnedvesség mérések történtek, illetve a lágyszárú fajok, valamint a fás újulat fajainak léknyitás utáni megjelenését követte nyomon a kutatócsoport.

A mesterséges lécek vizsgálata mellett a Börzsönyben számos más, a lékdinamika tárgykörébe tartozó kutatás is történt – többek között a természetes lécek kialakulásának modellezése (ASZALÓS és mtsai 2004), illetve a mikroélethelyek szerepének vizsgálata a természetes lécek gyepszintjének szukcessziójában (GÁLHIDY 2008a).

A vizsgálatok első eredményei – a Szén-patak mesterséges, kísérleti lékjeire, valamint az ugyancsak a Királyréti Erdészet területén található természetes lécek mikroélethelyeire vonatkozóan – a következőkben foglalhatók össze (GÁLHIDY 2006, 2008a):

- A mesterséges lécek megvilágítottsága jelentősen eltér a környező állomány megvilágítottságától. Nagy lécekben a lombsátor alatti megvilágítottság értékeinek többszöröse mérhető.
- A „nagy” – másfél famagasságnyi átmérőjű – lécek belső zónáinak megvilágítottsága magasabb, mint a „kis” – fél famagasságnyi – léceké, ugyanakkor a talajnedvesség értékekben nem mutatkozik jelentős eltérés a kétféle méretű mesterséges lék között. Mivel a megvilágítottság és a talajnedvesség térbeli mintázata eltérő, az egyes megvilágítottsági zónák kis és nagy lécekben eltérő talajnedvességgel jellemezhetők.



16. ábra. Fél fahossznyi mesterséges lék, bükkös állományban – Börzsöny (fotó: Gálhidy László)



17. ábra. Fás és lágyszárú újulat fél fahossznyi mesterséges lékben, hat évvel a léknyitás után – Börzsöny (fotó: Gálhidy László)

- A gyepszint összborítása jelentős mértékben összefügg a megvilágítottság és a talajnedvesség értékeivel. Az egyes fajoknak a különböző fényzónákban mért borítása egymástól eltér, és ennek alapján a fajok osztályozhatók, ami összhangban van az empirikus megfigyelésekkel (pl. ún. „vágás-növények”).
 - A gyepszint borítása mind a mesterséges lékek, mind a széldöntéses területek természetes lékjeiben jellemzően monoton növekedést mutatott a vizsgálat első éveiben (2000 és 2006 között) (17. ábra).
 - A domináns fajok szerepe minden mintaterületen egyre hangsúlyosabbá vált. A léknyitást követő negyedik-ötödik évben a vizsgált területen az erdei málna, illetve földi szeder (*Rubus idaeus*, *R. fruticosus*) dominanciája válik meghatározóvá.
 - A széldöntésekkel létrejött természetes lékek mikroélőhelyei (pl. gyökértányérok és -gödörök, kidőlt fák oldala) speciális fajkészlettel nem rendelkeznek, de az egyes fajok dominanciája eltérő lehet különböző mikroélőhelyeken. A sebzett talajfelszínnel jellemezhető mikroélőhelyeken a domináns fajok nagyobb részarányt képviselnek, mint az ép erdőtalajon.
 - A fajok egy része kötődik valamelyik mikroélőhelyhez, ami jól magyarázható az ökológiai igényekkel. Ilyen pl. az nadragulya (*Atropa bella-donna*) (gyökérgödör), osztrák ökörfarkkóró (*Verbascum austriacum*) (a gyökérgödörök pereme), nagy csalán (*Urtica dioica*) (a kidőlt törzsek mentén). Vannak az ép erdőtalajhoz kötődő fajok is (pl. bükszás, *Carex pilosa*).
 - A fásszárú újulat előfordulása jellemzően sztochasztikus volt. A bükk előfordulása pl. nagymértékben független a lékek abiotikus és biotikus tényezőitől, miközben a pionír jellegű fajok kecskefűz (*Salix caprea*), rezgő nyár (*Populus tremula*) előfordulása összefügg a nagyobb lékeket jellemző magasabb megvilágítással és talajnedvességgel, valamint borítással.
- A Királyréti Erdészeti területén üzemi léptékben kialakított mintegy 6000 lék mintavételes elemzését, az ott lejátszódó regenerációs folyamatokat az ELTE kutatócsoportja az Erdészettel együtt végezte el. A kérdések a lékek kialakítására, a megjelenő fásszárú újulat összetételére, valamint a vadhatásra irányultak (Kovács és mtsai 2013). Eredményeik szerint a vizsgált lékek kétharmada meghaladja az ideálisnak tekintett

egy famagasságnyi átmérőt, és több mint felük jelentősen elnyújtott. A beavatkozások 51%-ban idéztek elő törzskárt, 16%-ban pedig újulati kárt. A lékekben összesen 23 fafajt regisztráltak, melyek 30%-a nem fordul elő a környező állományban. A legnagyobb csemeteborítást a 20–150 cm-es méretkategóriában tapasztalták: főfafajokra ez az érték átlagosan 3%, míg az elegyfajokra 9%. A legnagyobb vadnyomásnak a 20 és 150 cm közötti újulat van kitéve. A rágottság különösen jelentős a sarjeredetű újulat, valamint az elegyfajok esetében.

Az ELTE mellett az Erdészeti Tudományos Intézet (ERTI) szintén bekapcsolódott a lékek vizsgálatába a 2000-es évek elején. Az Intézet célkitűzései között a lékekben zajló felújulási folyamatok mellett kiemelt hangsúllyal szerepel annak vizsgálata, hogy a szárló üzemmód gazdasági szempontból versenyképes lehet-e a hagyományos vágásos üzemmóddal a hazai termőhelyi körülmények között. Két vizsgálatukat emelnék ki (www1).

2002 és 2008 között az ERTI a Pilisi Parkerdő Zrt megbízásából, egy Pilisszentkereszt községhatárban található gyertyános-kocsánytalan tölgyest vizsgált. A kutatás célkitűzése egyenletes bontáson és lékvágáson alapuló erdőfelújítás összehasonlítása volt. Eredményeik szerint a mintavételi parcellák szintjén a faállomány korszaki növedéke a két felújítási mód között nem különbözött lényegesen. Mivel azonban egyenletes bontás esetén ugyanazt a növedéket jóval kevesebb fa produkálta, a faegyed szintű korszaki növedék jóval nagyobb volt a lék-környéki fákhöz viszonyítva. Lékvágásnál a növedék a léktől távolodva erőteljesen csökkent. A felújítás megkezdését követő makktermések egyenletes bontással a felújítás szolgálatába állíthatók voltak, lékvágásnál nem, vagy alig volt tapasztalható újabb kocsánytalan tölgy csemeték megtelepedése. Az elegyfajok és a szeder konkurenciája a lékekben jóval magasabb volt az ernyős módszerhez viszonyítva. Következtetéseik szerint az ernyős felújítógágás előnye az egy famagasságnyi kör alakú lék vágásával szemben, hogy a fajok közötti versengés kiéleződése fokozatos, így a kocsánytalan tölgy újulat arra fel tud készülni (gyökérfelújítás, megerősödés). Ráadásul a felújítás megkezdését követő makktermések nagyobb mértékben állíthatók a felújítás szolgálatába. A lékvágás feltehetően biztonságosabbá tehető, ha a felújítást kisebb vagy elnyújtott lékek vágásával kezdik, majd ezek méretét fokozatosan növelik.

2004 és 2009 között az ERTI a Szombathelyi Erdészeti Zrt. megbízásából is végzett lékekkel kapcsolatos vizsgálatokat. A kutatás célkitűzése különböző méretű, kör alakú lékekben a felújulási folyamatok vizsgálata volt a Sárvár közelében lévő Farkaserdő egyik gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőrésztében. Eredményeik szerint a lékméret növelésével a gyertyán csemeték növekedése fokozódott. A kocsánytalan tölgy csemeték a legkisebb lékekben fej-

lődtek a leglassabban, a 30 m-es és a 45 m-es átmérőjű lékek között azonban nem volt különbség ebben a tekintetben. Mindkét faj a lékek közepén nőtt a legintenzívebben. A gyertyán a legkisebb lékekben a legkevésbé, a legnagyobb lékekben pedig a leginkább hagyta le a növekedésben a kocsánytalan tölgyet. A kocsánytalan tölgy a gyertyánnal szemben legnagyobb mértékben a lékek északi részén tudott versenyben maradni. A szederesedés mértéke a lékméret emelésével nőtt. A szeder – függetlenül a lékmérettől – a lékek nyugati részén terjedt el leginkább. A kocsánytalan tölgy és a gyertyán csemeték növekedésének térbeli változatossága a talajnedvességnek a gypszint által indikált térbeli mintázatával összefüggésbe hozható volt. A szeder tömegessége és a csemeték magassága között azonban nem találtak kapcsolatot. A kutatás következtetései szerint a lékvágásos eljárás biztonságosabbá tehető, ha kisebb méretű lékek nyitásával kezdik a felújítást, majd ezek méretét fokozatosan növelik. A vizsgált termőhelyi körülmények között már fél famagasságnyi lékek elegendők voltak a kocsánytalan tölgy csemeték megmaradásához, illetve kismértékű növekedéséhez, miközben a szeder, illetve a gyertyán konkurenciája ugyanakkor kismértékű maradt. A lékméret csökkentésén kívül szóba jöhet a lék elnyújtása. Az adatok alátámasztják, hogy a kör alakú lékekben belül a termőhelyi viszonyok az anyaállomány oldal-árnyalása, illetve gyökérkonkurenciájának eltérő mértékű érvényesülése miatt térben változatosak, és ez a változatosság befolyásolja a felújulási folyamatokat.

A Nyugat-magyarországi Egyetem szintén támogatója volt számos lékekkel kapcsolatos kutatásnak, amelyek közül a legnagyobb a 2012–2014 között futó *Silva naturalis* projekt. Ennek fő célkitűzése a folyamatos erdőborítás megvalósításának sokszempontú elemzése volt, számos különböző területen dolgozó kutató közreműködésével (BARTHA és mtsai 2013). Lékvizsgálatokat döntően a Nyugat-magyarországi Egyetem és a Pécsi Tudományegyetem kutatói végeztek az ország különböző részein, a lékes felújításokat alkalmazó állami és magánkezelésben lévő erdőterületeken.

Az MTA ÖK Ökológiai és Botanikai Intézete a Pilisi Parkerdő Zrt.-vel együttműködve 2014-ben kezdett meg egy terepi kísérletet a pilisi Hosszú-hegyen, melynek során különböző kezelési típusok – köztük lékvágás – hatását vizsgálják. A kezelésekből nyomon követik a mikroklíma (fény, légnedvesség, lég-hőmérséklet, talajhőmérséklet), a talajviszonyok (nedvességtartalom, tápanyagtartalom), a felújulás, a gypszint és egyes állatcsoportok (futóbogarak, pókok, fonálférgék) változásait. A természetes folyamatokat elkerített és kerítés nélküli mintanegyzetekben követik nyomon, így a vadállomány hatása is kimutatható lesz. A természetes folyamatok mellett egyes fafajok és lágyszárúak beültetett példányain egyedi megfigyeléseket végeznek. Az elindított vizsgálat-

ba később bekapcsolódott a Nyugat-magyarországi Egyetem Környezet és Földtudományi Intézete és az MTA ATK Növényvédelmi Kutatóintézete is (Ódor Péter szóbeli közlése, 2015).

Lékek kialakítása az erdőgazdálkodás során – magyarországi példák az elmúlt másfél évtizedből.

A lékes felújítások történeti előzményeinek rövid áttekintése

A lékek kialakításának mai gyakorlata szorosan összefügg a nem-vágásos, szálaló és átalakító üzemmódok alkalmazásával. A legnagyobb kihívást az évszázadokon át vágásos üzemmódban kezelt erdők átalakítása jelenti, amely feltehetően meghatározza nemcsak a jelenkori, hanem az elkövetkező évtizedek erdőgazdálkodási iránykeresését is. A lékek szisztematikus kialakítása mindenekelőtt ennek az átmeneti időszaknak a feladata. A folyamatos erdőborításra történő átállás nagy jelentőségű a szakma története szempontjából, mivel ennek során teremtődhet meg az erdők különféle ökoszisztéma szolgáltatásainak (hagyományos kifejezéssel „hároms funkciójának”) valóban fenntartható használata (18. ábra). Az átállásnak fontos előzményei már több mint száz esztendeje megjelentek az erdész szakma elméletében és gyakorlatában, de a következetes, széles körű alkalmazása csak napjainkban vált égető fontosságúvá – a társadalmi igények változása mellett olyan környezeti hatásokra is, mint a klímaváltozás. Néhány bekezdésben érdemes áttekinteni a szálaló erdőgazdálkodással

kapcsolatos korai megközelítéseket, illetve a mai paradigmaváltáshoz vezető lépéseket – a teljesség igénye nélkül.

A hazai erdőgazdálkodás történetében a szálaló elvekkel történő ismerkedés, azok hazai viszonyokra történő adaptálásának első próbálkozásai a XIX. század legvégétől a XX. század közepéig megtörténtek. A módszer első említései Koller János, Illés Nándor, Belházy Emil, Fekete Lajos nevéhez kötődnek 1893 és 1897 között (részletesebben lásd: JABLÁNCZY 1953). Neves – többnyire oktatással és kutatással is foglalkozó – erdész szakemberek tollából fontos művek születtek, amelyek részletesen tárgyalták a módszer hazai alkalmazásának lehetőségeit. Ezek közül feltétlenül kiemelendők Roth Gyula és Jablánczy Sándor munkái (ROTH 1935, JABLÁNCZY 1953). A szálalás mellett mások – így Kaán Károly – is felemelték a szavukat, mint olyan módszer mellett, amely az erdőgazdálkodás progresszív, jövőben szélesebb körben alkalmazandó módszere lehetne, különösen védelmi vagy a közjót szolgáló erdőkben (KAÁN 1931, JABLÁNCZY 1953, MARKOVICS 2004). Az elmélet és a gyakorlat egysége azonban – Európa sok más országához hasonlóan – az elmúlt évtizedekig nem valósult meg olyan mértékben, hogy az paradigmaváltáshoz vezethetett volna. Sajnos a korai, elszigetelt helyi próbálkozások között is igen kevés akad, amelyekre napjainkban a szálalásra áttérés úttörő példáiként hivatkozhatnánk. A vendvidéki szálalóerdők, mint a kisparaszti szálaló hagyományok „élő múzeuma” máig fennmaradtak, ám a művelésük rendszertelen jellege nehezen hasznosítható tudást jelent a más tájakon gazdálkodók számára. A megtervezett szálalás néhány korai – szintén nyugat-magyarországi – mintaterülete (pl. Hidegvíz-völgyi és Szentgyörgyvölgyi szálaló erdők) pedig kezdettől fogva nem nyerték el a szakma osztatlan tetszését. (További szakmatörténeti



18. ábra. A budai Nagy-Hárs-hegy: a természetvédelmi, közjóléti és gazdasági szempontok összehangolása (fotó: Gálhidy László)



19. ábra. A vágásos üzemmódú erdőgazdálkodás alakította tájkép – Naszály (fotó: Gálhidy László)

részletek megismerésére lásd CZIROK és SZOLNYIK (2013) munkáját). A szálalásra történő átállással kapcsolatos, a XX. század első felére jellemző optimizmus (amely Jabláczy 1953-as dolgozatában ismét töretlenül megmutatkozik) a század későbbi, tervgazdálkodás időszakában végképp a feledés homályába veszett. A kor szemléletére jellemző, sematikus és teljesítményorientált, nagyüzemi jellegű erdőgazdálkodása nem tette lehetővé a kifinomult módszerek alkalmazását, amely mögé a működő gyakorlati példák hiányában gazdasági érveket sem lehetett állítani (19. ábra). A szálalás iránti ismételt érdeklődést végül a közjóléti igények megerősödése és a természetvédelmi tevékenységek háttérét egyre inkább meghatározó

ökológiai megfontolások indították el. A társadalmi változások már az 1960-as években magukkal hozták az erdőkkel kapcsolatos közjóléti szempontok figyelembe vételét (l. parkerdők kialakítása). Az 1980-as évek közepétől társadalmi-politikai változások – a társadalmi szervezetek megjelenése és a nyitottabbá váló sajtó egyre inkább felszínre hozta az erdőkkel kapcsolatos társadalmi elvárásokat. „Elmondható, hogy a magyar ember csak azt a területet tartja erdőnek, melyen elegendő mennyiségű idős faegyed is van. Ebből következett, hogy a társadalom több esetben elítélte, máskor korlátozni kívánta az erdőgazdálkodás addigi gyakorlatát, a vágásos, főleg tarvágásos gazdálkodást.” (20. ábra) (BÚS 2007). A természet-



20. ábra. Vágásterület a Budai-hegységben (fotó: Gálhidy László)

21. ábra. A Pro Silva Hungaria tagjai terepbejáráson, 2008-ban (fotó: Gálhidy László)



védelem mögött álló szaktudományok pedig – köztük az erdőökológia – lendületes nemzetközi fejlődése és hazai alkalmazása a kutatásokban átfogóbb, az erdészeti szempontokon túlmutató szakmai érveket hozott a természetközeli erdőgazdálkodás mellett. Egyre inkább egyértelművé válik, hogy a folyamatos erdőborítást biztosító szálaló erdőgazdálkodás mellett a gazdasági és erdővédelmi érveken túl igen sok természetvédelmi érvet lehet felsorakoztatni, amelyek összhangban vannak a rekreációval, turizmussal stb. kapcsolatos társadalmi igényekkel is.

Lényegében elmondható, hogy a szálalásra történő átállás napjainkban zajló ambiciózus, sok esetben sikereket hozó folyamatához a tudást és a gyakorlati tapasztalatot nagyrészt újjól kell az erdész szakmának megszerezni. Igaz ez az állami és a magán erdőgazdálkodókra éppúgy, mint a kutatókra, oktatókra, vagy az erdészeti hatóság szakembereire. A társtudományokban, és rokon ágazatokban dolgozók – így az ökológusok, természetvédelmi szakemberek – szintén a gazdálkodókkal egy időben tanulják, illetve sajátítják el gyakorlatban a nem-vágásos üzem módok ismerveit.

A folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás ügyét az erdőgazdaságok, kutatóhelyek mellett kezdettől fogva felkarolták a társadalmi szervezetek is. Az erdészeti civil szervezetek közül a Pro Silva Hungaria szerepvállalása meghatározó; tanulmányútjai, rendezvényei és kiadványai 1999-től kezdődően alapvető szerepet játszanak a szakmai paradigmaváltás folyamatában (21. ábra). A Pro Silva Hungaria számos szerző közreműködésével „tananyag-keretként” jelentette meg az elmúlt évtizedek tapasztalatait a folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodás elméleti és gyakorlati tudnivalóiról (VARGA 2013a).

A zöld természetvédelmi civil szervezetek közül megemlíthető a WWF Magyarország, amely a kez-

detek óta támogatja a természetközeli erdőgazdálkodás, majd később ezen belül a folyamatos erdőborítás gyakorlati bevezetését, és az ezzel kapcsolatos szakmai és lakossági kommunikációt, szorosan együttműködve az erdész ágazat képviselőivel (BESZE 1999, GADÓ 2004, GÁLHIDY 2008b, 2010). Szakmapolitikai erőfeszítéseinek egyik eredménye, hogy a 2009-ben megalkotott erdőtörvény az állami erdőkben, részterületen kötelező előírásként szerepelteti a nem-vágásos üzem módok alkalmazását. A témában aktív szerepet vállaló zöld civil szervezetek közül kiemelendő még az E-misszió Természet- és Környezetvédelmi Egyesület, a Kerekerdő Alapítvány, a Palocsa Egyesület, valamint a Védegylet.

A korai erdészeti szakirodalom mellett egyre több külföldi ismeretanyag jut el a hazai erdész és természetvédő körökhöz, ami fontos támpontot jelent a gyakorlati kivitelezés során – addig is, amíg nem rendelkezünk kellő mennyiségű hazai tapasztalattal. A nem-vágásos üzem módok iránti érdeklődés mértékét jól mutatja, hogy az elmúlt években számos kiadvány, tanulmánykötet, sőt tankönyv jelent meg a témában. Ezekben éppúgy helyet kapnak a rövid távú tapasztalatokról szóló beszámolók, vélemények, mint sok év kiérlelt gondolatai, rendszerbe foglalt ismeretei. E művek egyszer – minden bizonnyal tudománytörténeti szemmel is – az erdész szakma hazai paradigmaváltásnak értékes dokumentumai lesznek.

Gyakorlati példák a lékek kialakítására

A szálalásra való áttérés legnagyobb kihívása, hogy egyetlen, vagy néhány fafajból álló, korosztályos erdők jelentik a kiindulási pontját az esetek döntő többségében (BARTHA és mtsai 2013). Ezek átalakítása szálaló erdővé (védett területeken esetenként természetes



22. ábra. Vágásos üzemmódban kezelt, egykorú bükkös a Mátrában (fotó: Gálhidy László)

erdővé) hosszú kezelési folyamat (CSÉPÁNYI 2014, PARTOS 2014, SZEKERES 2014), amelynek egyik legfontosabb gyakorlati eszköze az egyöntetű faállomány szerkezet megbontása lékek kialakításával (22. ábra). A lék, mint erdészeti szakkifejezés elterjedése lényegében a Pro Silva Hungaria megalakulásával vette kezdetét (Frank Tamás szóbeli közlése, 2015). Érdekes azonban történeti érdekességként megjegyezni, hogy a lék és a „lékelés” fogalmáról már 1879-ben zajlott vita az Erdészeti Lapok hasábjain, többek között Tanos Pál uradalmi erdész és Kabina János kataszteri erdőbecslési felügyelő részvételével (TANOS 1879).

Miért célszerű lékeket kialakítani az átalakítás során? Mert „... a záródáshiány alakításával szabályozhatjuk a fényigényes és az árnytűrő fajok felújulási arányát, akár az elegyfajokra kiterjedően is. (Ezért)... célszerű a záródásbontást »koncentráltan«, lékek formájában végrehajtani.” (KONDOR, 2010). A lékek kialakításának további szakmai indokaként álljon itt néhány mondat a Pro Silva tankönyv vonatkozó fejezetéből: „... az átalakítás folyamata valójában nem a fakitermeléssel indul meg, hanem az új generáció megjelenésével. Folyamatos fakitermelésekkel a kiinduló állomány szerkezete ugyan egy ideig közelíthető a tervezett átmérőeloszlás felé, de az újulat elmaradása

megakaszthatja a folyamatot, sőt a fakitermelés folytatása esetén az állomány leromlásához vezethet. Az átalakítás során az erdőrézlet felújítását térben és időben ütemezni kell, ellenkező esetben a kiinduló állomány letermelése után ismét egykorú, vágásos erdőalakot kapunk. Az idős állomány további fenntartása esetén pedig kétkorú állományszerkezet alakul ki, amelyben a további átalakítás nehézségekre ütközik. Ebből az következik, hogy az adott beavatkozás során kitermelhető fatömeget nem célszerű szálanként vagy bontás jelleggel kitermelni, mert az első esetben az állomány gyors záródása megakadályozza az újulat megjelenését, illetve tovább fejlődését. A második esetben néhány beavatkozás után, ha csoportos szerkezettel is, de egykorú újulatot kapunk az egész erdőrézlet területén. Az előzőekben leírtak elfogadása esetén könnyen belátható, hogy a beavatkozások során a fakitermeléseket bizonyos mértékben koncentrálni kell annak érdekében, hogy az erdőrézletben az újulat megjelenésre alkalmas nyílt, és a zárt, erősen árnyalt területek mozaikosan helyezkedjenek el. A cél eléréséhez legalkalmasabb az átalakító és száraló üzemmódban egyaránt a megfelelő méretű, alakú és tájolású lékek nyitása látszik.” (KONDOR és HORVÁTH 2013). A közelmúlt egyik első releváns hazai szakirodalmi így fogalmaz a lékek

szerepéről: „A keletkezett lékek ugyanis a társulásban komoly károkozás nélkül a legjobb lehetőségei az új társuláskötők (fák, cserjék, lágyszárúak, rovarok, madarak stb.) megjelenésének és a társulás bővülésének. Az erdészgyakorlat nem lebecsülve a kiegészítő módszereket, elsősorban erre támaszkodhat. Az előttünk álló feladat minden természetes társulásra kidolgozni azokat a lékméreteket, amelyek során a folytonos koreloszlás már létrejöhet, de a társulás nem károsodik jelentősen” (BODOR és mtsai 2000). Az idézet utolsó gondolatára reflektálva kijelenthető, hogy ma is az egyik legfontosabb vitatéma a lékek optimális méretének kialakítása az adott erdei élőhelytípusban. A finom léptékű bolygatásokat imitáló, fél famagasságnyi lékek kialakítása éppúgy előfordul a gyakorlatban, mint az egy hektáronál is nagyobb vágásterület alkalmazása – amely azonban egyetlen hazai erdei élőhelyen sem tekinthető a természetes bolygatási rendszer jellemző léptékének (lásd lékképződés fejezet). Az optimális lékméret(ek) meghatározása és a gyakorlatba történő átültetése feltehetően még hosszú időn át igényli a további szakmai egyeztetéseket. Hazai termőhelyi viszonyaink között és őshonos fafajaink alkalmazása mellett a vágásos erdők átalakításának folyamata minimum 40–70 évet vesz igénybe (FRANK és SZMORAD 2014). Bár a későbbiekben a lékek kialakítása alárendelődhet más kezelési szempontoknak, a kezdetekkor nagy jelentősége van a kiindulási faállomány szerkezet átalakításában, az új mintázatok létrehozásában. Ennek irányelveire keressünk néhány példát a hazai gyakorlatból.

Állami erdőgazdaságok

A szálaló üzemmódra történő átállás és ezzel párhuzamosan a lékek kialakítása üzemi méretekben először a Pilis–Visegrádi hegységben és a Börzsönyben

kezdődött el. A területen az erdők közjóléti szerepe hagyományosan magasra értékelt, a turizmus számos válfajának kiemelt helyszíne, így már sok évtizede érvényesül az a társadalmi igény, amely az erdők természetközeli kezelését is életre hívta. A helyi erdészek évtizedeken át tartó, következetes munkája idővel megalapozta az átállást, amelynek eredményei ma már jól megmutatkoznak. A változások tehát „belülről” az erdész szakma kezdeményezésére történtek elsősorban, jóllehet a társtudományok és az egyéb szektorok: kutatóhelyek, természetvédelem, hatóságok, civil szervezetek ugyancsak támogatták a folyamatot. A Duna két oldalán elterülő hegyvidék – időközben a Budai-hegységgel és más csatlakozó területekkel kiegészülve – ma is a természetközeli erdőgazdálkodás egyik fő mintaterülete az országban.

A Pilis–Visegrádi hegységet kezelő Pilisi Parkerdő Zrt. területén található Erdőanyai Szálalóvágás az ország egyik legkorábban megkezdett természetközeli erdőkezelése (CSÉPÁNYI 2008). 1999-ben került kialakításra az a Pro Silva bemutatóterület (Mexikópuszta) (23. ábra), amely 2005-től már szálaló üzemmódot kapott. A jelenleg több mint 5000 hektárnyi szálaló erdőterületen a lékek kialakítása szempontjából példaértékű a budai Nagy-Hárs-hegy 280 hektáros tömbje (18. ábra), ahol a bolygatási foltok kialakítása üde és száraz tölgyesekben szisztematikusan megtörtént. A bolygatási foltok (ezen belül felújítási csoportok, illetve lékek) kialakításának célja a vegyes korú, folyamatos borítású és változatos szerkezetű erdővé válás folyamatának elindítása (CSÉPÁNYI 2008b). Lékek olyan meghatározott átmérővel jellemezhető, szabálytalan kör alakú területeket tekintenek, ahol az újulat megjelenése, vagy az újulat növekedése érdekében az anyafákat kitermelik. Főként a fényigényes fajok felújításakor alkalmazzák.



23. ábra. Pro Silva mintaterület a Pilisben (fotó: Gálhidy László)

Ha az anyafáknak csak egy része kerül kitermelésre, akkor *felújítási csoportról* beszélnek. Leginkább az árnytűrő fafajok felújításakor kerül sor a kialakításukra. A csoportok és lékek kialakítása kezdetben egy famagasságnyi, vagy az alatti átmérőt jelent (mintegy 100–300 m²). A csoportok és lékek alakja, tájolása a fafajok fényigényének, a kitértségnek, a kívánt állomány fafaj-összetételének és szerkezetének, valamint a várható, potenciális gyepszínti konkurenciának a függvénye. A csoportok vagy lékek száma 2–4 db/ha – amelybe a természetesen kialakuló lékek is beleértendők. A lékek lehetőség szerint 2–3 famagasságnyi távolságnál messzebb helyezkednek el egymástól, hogy ne keletkezzen összefüggő záródáshiány. A lékek és csoportok nyitásának szempontjai között szerepelhet, hogy kiválóak, vagy jól megteremthetők a felújulás feltételei, a kiszemelt facsoport fenntartása ökológiai, vagy gazdasági szempontból nem kívánatos (pl. inváziós fafajok egyedei), illetve ha a természeteshez közel álló állománykép kialakulását segíthetjük általa. Fakitermelés maximum 5 évenként történik (24. ábra). Ennek során a lékek bővítése – „az újulat felszabadítása” – mindig alapos megfontolás tárgyát képezi. Időnként szükség lehet a lékekben hagyományos ápolásra is, de a cél az, hogy lehetőleg a megvilágítottság változtatásán keresztül történjen az újulat versenyelőnyének biztosítása. Ahol több éves, erős tölgy csemeték jelennek meg, ott 150–200 m²-es lékekben kell az újulatra fényt bocsátani (CSÉPÁNYI 2008b). A mesterséges lékek kialakítása a szálaló erdőalak elérése érdekében a Pilisi Parkerdő Zrt. más erdészeteinél is hasonló alapelvek szerint történik.

Fontos törekvés a Pilisi Parkerdő Zrt.-nél a tölgyesek szálaló üzemmódú kezelése is, amelynek szakmai gyakorlati alapjai sokkal kevésbé kiforrottak, mint az üdőbb erdei élőhelytípust képviselő bükkös, bükk-

elegyes erdők esetében. A lékek optimális kialakítása érdekében többféle mérettel, alakkal, illetve tájolóással folynak kísérletek (CSÉPÁNYI 2008a).

Az Ipoly Erdő Zrt. a Börzsönyben kezdte meg jelentős területen a szálaló üzemmód bevezetését. A Királyréti Erdészet volt az első olyan erdészet az országban, ahol – 2007 óta – a teljes területen alkalmazzák a nem-vágásos üzemmódokat (BARTON 2013). Az átállás előzményeként megemlíthető két jelentős természeti esemény – az 1996-os jégtörés, illetve az 1999-es széldöntés. Mindkét alkalommal nagy számban keletkeztek természetes lékek. A természetes bolygatási események tudományos kutatása, illetve a gyakorlati megfigyelések, tapasztalatok indították el az erdőgazdaságot a természetközeli erdőgazdálkodási módszerek kidolgozásának irányába. A királyréti üzemtervezés előkészítése a 2004–2006 időszakban történt, melynek során mindenekelőtt a szálalásra történő átállás gazdasági következményeit vetítették előre. A tervezett munka célja a vágásos gazdálkodás nyomait magán viselő erdők elegységének, korszerkezeti diverzitásának és vertikális színteztettségének növelése, az állományok szálaló szerkezetének kialakítása hosszú távon. Az átalakítás tervezéséhez és nyomon követéséhez, az áttérés idejének és módjának meghatározásához, illetve ellenőrzéséhez terület alapú beavatkozási szisztémát alkalmaztak (KOVÁCS és mtsai 2013). Minden erdőrésztetre megállapítottak egy elméleti maximális vágáskort, amellyel az becsülhető, hogy hány éves lesz az adott állomány az utolsó léknyitás (faanyagkivétel) időpontjában, és ez megszabja az átalakítás erélyét. A konkrét beavatkozások helyére a kerületvezető erdészek légi fotók és a saját terepi tapasztalataik alapján jelölték ki a lehetőleg famagasságnyi átmérőjű lékeket, amelyek darabszámáról, az állományjellemzőkből levezetett te-



24. ábra. Fakitermelés a Pilisben (fotó: Gálhidy László)

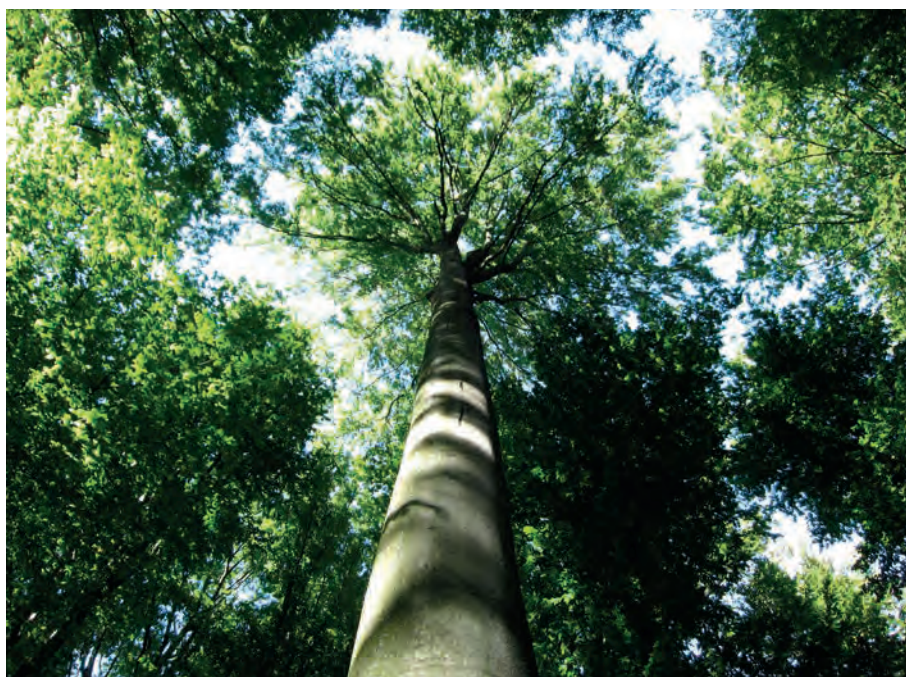
25. ábra. Lékek bejárása a Naszályon
(fotó: Gálhidny László)



rületéről és a pontos elhelyezésről évről évre részletes „léktervet” is készítenek, amelyet az erdészeti vezetéssel közösen véglegesítenek. A természetes újulatra alapozott lékes felújítás költségei a hagyományos erdőgazdálkodási gyakorlat során tapasztalhatókhöz képest nagyon alacsonyak. Csak az inváziós fafajok eltávolításának költségével és egyes, rosszul felújuló lékekben a mesterséges pótlást magába foglaló erdősítési költséggel jár. Ez utóbbi az erdészetenél évente kb. 1000–1200 darab csemete ültetését jelenti.

A bükkös állományokban jellemzően kisméretű, mintegy famagasságnyi lékeket alakítottak ki, illetve a természetes lékek felújulását kísérik nyomon. Tölgyes állományokban a szintén famagasságnyi lékek-

ben gyakran hagynak hagyásfát, a lékbe történő bevetődés biztosítása érdekében, valamint a lágyszárú és cserjeszint fejlődésének időszakos korlátozására. A hagyásfa megtartása, majd esetleges kivágása párhuzamba állítható a tölgyesekben tapasztalható természetes folyamatokkal. *„A tölgyesek természetes dinamikájáról jóval kevesebbet tudunk, mint a bükkösökéről; de elképzelhető, hogy ezzel mintázzuk a legjobban. Az öreg, 20 m-es koronájú fa elkezd haldokolni, ritkul a koronája, de még éveket termést hoz, és részlegesen kihajt, közben alatta az újulat felcseperedik, mire elszárad, a gyökerek vízelvezető hatása megszűnik, és mire csak a csupasz törzs marad, már derékig érő fiatalos van alatta”* (BARTON 2008).



26. ábra. Értékfa a Bakonybéli Erdészeti területén (fotó: Gálhidny László)

Az Ipoly Erdő Zrt. az átalakításokat a Királyréti mellett többi erdészet területén is közel fmagasságyi átmérőjű lécek szisztematikus kialakításával végzi. A fahasználat visszatérési ideje 3–5 év. Fokozottan védett erdőkben száraló üzemmód alkalmazása történik (pl. Diósjenői Erdészet) – amely az átalakítási idő hosszában tér el az átalakító üzemmódtól (SZEKERES 2014). A lécek kialakítása a megfigyelések szerint változásokat idéz elő a vad élőhely használatában – ennek nyomán követése fontos feladat az átalakítás kezdeti szakaszában. A Nagymarosi Erdészet területén lévő, korábban magtermelő állományként fenntartott úgynevezett Szép-erdőben elkerítés mellett követik nyomon az átalakító üzemmód bevezetését. A mintegy 21 hektáros elegyetlen kocsánytalantölgyesben a lécek kialakítása kísérletes jelleggel történt 2000-ben. Az elmúlt tíz év során bebizonyosodott, hogy a lécek felújítás egy fmagasság hosszú, fél fmagasság széles lécekben a leginkább sikeres.

A Börzsöny mellett a Nyugat-Cserhátban, és a váci Naszályon (25. ábra) is kialakítottak száraló tömböket. A Nyugat-Cserhátban a vadlétszám és az akác, mint inváziós faj – az erdőgazdaság véleménye szerint – ellehetetleníti a száralás folytatását. A Váci Erdészethez tartozó Naszály esetében elsősorban a közjóléti szempontok miatt tartanak ki a száralás mellett – a katalinpusztai kirándulóközpont közelé-

ben a 2005-ben vágáséretté váló állományokban nem kívánták a tájat nagy kiterjedésű véghasználati területekkel érinteni. Helyette célként tűzték ki a kis csoportokból álló, vegyes korszerkezetű, értékfákat adó elegyes állományok kialakítását. Az 50–75 éves, fiatalabb állományokban az átalakítás időtartama 70–90 év, száraló üzemmód mellett, az idősebb, 80–120 éves állományokban 40–60 év alatt történik az átalakítás, átalakító üzemmódban. A vaddisznók okozta vadkár elkerülése érdekében a lécek egy részét elkerítették (SZEKERES 2014).

Az ország más, állami erdőgazdaságok által kezelt területein – döntően hegy- és dombvidékeken szintén jelentős ütemben történik az átállás a nem-vágásos üzemmódokra. Az Északi-középhegységben, a Börzsönytől keletre változó intenzitással szintén mindenhol elindult az átállás, bár kisebb arányban. Ennek okai a szakmai hagyományokban, illetve a helyi társadalmi elvárásokban egyaránt kereshetők. A Dunántúlon elsősorban a Bakonyban, a Mecsekben valamint a nyugati határszél hegy- és dombvidékein jellemző a természetközeli erdőgazdálkodás. Az utóbbi terület esetében az osztrák és szlovén szakmai irányzatok hatása éppúgy erős, mint a vendvidéki kisparaszti hagyományok jelenléte. Az ország síkvidéki, ártéri területein egyelőre inkább csak kísérleti jelleggel foglalkoznak nem-vágásos üzemmódokkal.



27. ábra. Kelet-mecseki bemutató terület (fotó: Gálhidy László)

(A nem-vágásos üzemmódok alkalmazásának országos bemutatását, és azon belül a területi megoszlást lásd CZIROK és SZOLNYIK (2013) munkájában.)

A Bakonyerdő Zrt. területén leghamarabb a Bakonybéli Erdészetnél kezdődtek meg a természetközeli erdőgazdálkodásra áttérés lépései (26. ábra). A 2000-es évek elején leginkább kísérletek folytak, míg a 2003-as üzemtervekben már megjelennek azok a fahasználati módok, amelyek az új irányba tett lépéseket mutatják. A célok megvalósítását elsőként a Bakony-szűcs községhatárában elterülő Kurta-völgyek területén lévő elegyetlen bükkösökben kezdték meg, készletgondozó használat, illetve egyéb termelés előírásával (BERGER 2014). A távlati cél 50–60 év alatt többkorú, mozaikos szerkezetű, elegyes bükkös kialakítása. Kezdeti lépésként hektáronként 2–3 léket alakítottak ki, melyek nagysága 150–250 m² között mozgott. Ehhez általában 2–5 fa kivágására volt szükség. A lékek kialakításánál szempont volt, hogy elegendő távolságra legyenek egymástól ahhoz, hogy az oldalirányú fényt ne világíthassa át az erdő belsejét. A lékek helyét a terület 10–20%-án megtalálható újulat jelenlétéhez is kötötték. A lékekben hamarosan megjelentek a bükk mellett egyéb elegyfajok is. A lékek kialakításakor a döntések kivitelezése nem igényelt a korábbiakhoz képest nagyobb mértékű felkészültséget a fakitermelők részéről. A lékeket utóbb bővítették és újakat is létrehozottak. A kezdeti tapasztalatok alapján ugyanakkor felismerték, hogy a szálaló szerkezet e módszerrel a tervezett 60 év alatt nem alakítható ki, így az elkövetkező 30–40 évben szálalás helyett szálalóvágással folytatják a kezelést (BERGER 2014). Több más erdőrészlet esetén jutottak hasonló következtetésre. A beavatkozások során ugyanakkor továbbra is cél a vegyes méretű és korú, vegyes fafajú erdők kialakítása, illetve ezeknek a későbbiekben szá-

láló üzemmódba történő átvezetése. A Bakony-szentlászlói Erdészeti Alízházi 236 hektáros szálalótömbjében a lékek kialakítása hasonló alapelvek mellett történt (KOVÁCS 2014).

A Mecsekben a természetközeli erdőgazdálkodásra történő átállás elsősorban a Kelet-Mecsek Tájvédelmi Körzet területén indult el. A lékek kialakítása többek között németországi (thüringiai) szálalómodellt alapul véve egyedválogatás során történt meg (PARTOS 2014). Az így kialakult többféle méretű lékekben lehetőség van az újulat megjelenésére. A természetes folyamatokat monitoring ponthálózat segítségével követik (27. ábra).

A Szombathelyi Erdészeti Zrt. területén 2005-től kezdve célként került megfogalmazásra a természetközeli, folyamatos erdőborítást szolgáló – Pro Silva szemléletű erdőkezelés (TÓTH 2014). Ehhez minden erdőszelvényen 40 ha-nyi, reprezentatív módon kiválasztott, minta erdőterületeket jelöltek ki. A területeket bekerítették, 100–500 m²-es lékeket hoztak létre, illetve a faállományok maradó és kitermelt fatérfogatát felmérték. Az erdők átalakítására 40–60 évet számolnak, de egyes esetekben azonnal kijelölhető szálaló részletek is (BAKÓ 2008).

A Zalaerdő Zrt. által kezelt folyamatos borítású erdőkben szintén a lékek optimális méretének kidolgozása az egyik legfontosabb szempont. Saját termőhelyi viszonyaik között a 200–300 m²-es lékeket találták eddig ideálisnak. „A túl nagy lék gyomosodhat, és a benne lévő újulat nem differenciálódik, mini vágásos erdőként fejlődik tovább. A túl kicsi lék pedig bezáródhat, amely gátolja az újulat kívánt fejlődését” (VILÁGHY 2012). A lékek között válogató gyériteéseket végeznek úgy, hogy ezzel az egyöntetű térbeli szerkezet megváltozzon. Az elegyfajok kímélete fontos szempont.



28. ábra. Lékekben kialakult újulat-csoport – Zempléni-hegység (fotó: Gálhidy László)



29. ábra. Lékes felújítás száraz tölgyesben – Balaton-felvidék (fotó: Gálhidy László)

Magánerdők

A nem-vágásos üzemmódba tartozó erdőknek kevesebb, mint 14%-a magánerdő (CZIROK 2013), holott részesedésük az országos erdőterületből több mint 40%. Az alacsony részesedés okai között szerepelhetnek gazdasági megfontolások éppúgy, mint az a tény, hogy a magánerdők zöme a hegylábi, domb- és síkvidéki területek kultúrerdeiből – többek között akácokból, nyárasokból, fenyvesekből, vagy különféle származék erdőkből áll, amelyekben a nem-vágásos üzemmódok alkalmazása kevésbé indokolt, illetve célszerű. Mindemellett a magánerdőkben számos kiváló kezdeményezés is elindult a folyamatos erdőborításra történő átállás kapcsán. Ezek egy része olyan helyszíneken található, ahol a szálalásnak történeti hagyományai vannak – pl. a Nyugat-Dunántúlon, de léteznek máshol is, teljesen újszerű kezdeményezésként (lásd SIFFER 2008). Az elmúlt években többféle jogcímen támogatás volt pályázható a szálaló és átalakító üzemmódokra történő átállás előmozdítására, amely lehetőséggel országsszerte számos magán erdőgazdálkodó élt.

A folyamatos erdőborítással kezelt magánerdők között elsőként kell említeni a vendvidéki kisparaszti szálaló erdőket, amelyek az országban egyedüli módon történeti folytonosságot jelentenek e módszer alkalmazásában. A csoportos jellegű, kis intenzitású belenyúlások jellemzik a gazdálkodást (BODONCZI 2008), amely jól igazodik a csapadékos tájban könnyen regenerálódó, erdeifenyő-elegyes állományainak dinamikájához.

A Zempléni-hegység Hegyközi Erdőtervezési Körzetében számos magánerdő gazdálkodó már 2002-2003-ban megtette az első lépéseket a folyamatos erdőborítás irányába (FRANK 2013). A Nagyhutai

Erdőbirtokossági Társulat 200–300 m²-es szabálytalan lécek kialakításával, 2–3 évenkénti visszatéréssel kezelte kocsányos tölgyvel és gyertyánnal elegyes bükköseit, ahol a különleges minőséget képviselő tölgyek megőrzése fontos feladat. A célkitűzések egyelőre jól teljesülnek: 5–6 éves tölgy újulat található a lécek egy részében. A Vágási Erdőbirtokossági Társulat gyertyános tölgyesben hasonló módon, jellemzően 150–300 m²-es (szélsőértékek: 95–480 m²) léceket nyitott, ahol számos faj alkotta, vegyes újulat fejlődik (28. ábra). A Vágáshutai Községi Önkormányzat saját erdejét ugyancsak kis lécek nyitásával kezelte 2007 óta.

Az ország egyik talán leginkább figyelemre méltó kezdeményezése a Balaton-felvidéki Bálint-hegyi Erdőbirtokossági Társulatnál található, ahol száraz tölgyesekben álltak át sikeresen szálaló üzemmódra. A lécek kialakítása 2–3, elsősorban a gyengébb fejlődésű és a tuskósarj eredetű faegyedek kitermelésével történik. A folyónövedékeknek csak mintegy 60%-a kerül kitermelésre, átlagosan 5 éves visszatérési idővel (29. ábra) (SIFFER 2008). A kitermelt faanyag több mint 90%-a a lécek közötti állományból származik. A lécek szerepe elsősorban az erdő felújításában meghatározó (Siffer Sándor szóbeli közlése, 2015). (A témát Siffer Sándor részletesen tárgyalja jelen kötet „Szálalás lehetőségei és korlátai a zánkai száraz tölgyesekben” című fejezetében.)

Nemzeti Park Igazgatóságok

Az ország tíz nemzeti park igazgatóságánál az erdőgazdaságokhoz képest némi lemaradással kezdtek el foglalkozni az átalakító és szálaló üzemmódokkal. Ennek hátterében részben az állhat, hogy a kezelésükben – a magánerdőkhöz hasonlóan – jelentős arányt tesznek ki a származék és kultúrerdők, ahol a

nem-vágásos üzemmódok alkalmazása természetvédelmi szempontból sem indokolt, legfeljebb a szerkezetátalakítások némely esetében. Emellett a nemzeti park igazgatóságok hagyományosan az erdők természetvédelmének más útjait keresték – így a természetvédelmi szempontból értékes, védett állományok esetében a háborítatlanul hagyás jelentette, illetve jelentősen ma is a fő koncepcionális irányt. Mára azonban a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás (erdőkezelés) is megtalálta a helyét a nemzeti park igazgatóságok kezelési stratégiájában – elsősorban a domb és hegyvidékek védett területein. Általánosságban elmondható, hogy védett területek esetében – különösen a nemzeti park igazgatóságok vagyonkezelésében lévő erdőkben – alapvető kritériumként fogalmazható meg a folyamatos erdőborítás fenntartása (SZMORAD 2014).

A jelentős kiterjedésű saját vagyonkezelésű erdőkkel rendelkező Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság a folyamatos erdőborításra történő átállásra való felkészülésként először a hagyományos tisztításokat, gyérítéseket kezdte el csoportos szemlélettel megvalósítani. Ennek során ügyeltek az őshonos fajok – különösen azok idős példányainak, illetve a böhöncök – kíméletére. Az idegenhonos fajokkal szemben eltávolították – adott esetben lékek létrehozásával (SZMORAD 2014). A növedékfokozó gyérítési korú állományokban a váltakozó erélyű gyérítések mellett kisebb – fél-egyharmad fmagasságnyi – lékeket is nyitottak. Ügyeltek arra, hogy a lékek egymástól legalább 60–80 m távolságra legyenek. Az elegyfák megsegítése a hagyományos gyakorlathoz képest fokozott hangsúlyt kap. A 70–80 éves állományokban már a szálalóvágás került alkalmazásra, átalakító üzemmód mellett. A lékek kialakítása ez esetben is alapvető módszer. Tölgyesekben jellemzően

10–15 m átmérőjű lékek kerülnek kialakításra, míg bükkösökben valamivel kisebbek. Az újulatra alapozott munka mellett az alsóbb lombkoronaszintek 10–40 éves facsoportjainak megsegítése is indokolt lehet. A lékeket esetenként (3–5 évente) ápolni kell, ahol pedig a kívánt célfafaj spontán betelepülése nem várható, ott a lékbe csemetét is célszerű lehet ültetni. A lékek közötti állományt a csoportos szemléletű gyérítés módszerével kezelik (30. ábra).

Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság 2003 óta kísérletes jelleggel elkezdte a Pro Silva szemléletű, folyamatos erdőborítás melletti erdőgazdálkodást a saját vagyonkezelésű területein (HORVÁTH és mtsai 2014). Különböző méretű és tájolású lékeket nyitottak, melynek során szempont volt az elegyfajok, holtfa megtartása, de olyan erdészeti gazdasági szempontok is, mint az állomány minőségének javítása a böhöncök részleges eltávolításával. A 2004-ben kialakított lékek többségét 2014-ben tovább bővítették, így a mérettartomány végül 39 és 786 m² között alakul (koronavetület által határolt lékméret). Tíz év alatt a 2004-es lékek nagymértékben záródtak – esetenként a lék 90%-a eltűnt. Kezdetben csak két léket kerítették be a vad kizárására. A többi lékben gemmisült az újulat, ezért utóbb az erdőrészlet teljes területét elkerítették.

Eredményeik értékelése szerint a lékek bezáródását megakadályozandó érdemes nagyobb méretű lékeket nyitni. A lékek kialakítása után adventív fajok, majd zavarástűrő kozmopolita és széles elterjedésű lágyszárú fajok jelennek meg. Az újulat záródása 10 év alatt elérte a 60%-ot.

A Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatóság saját vagyonkezelésű erdeit folyamatos erdőborítás mellett (rendhagyó módon ide sorolva a szálalóvágást is) kezeli a Kelet-Mecsekben, a Zselicben, a Boronka-



30. ábra. Erdők az Aggteleki Nemzeti Parkban (fotó: Gálhidy László)

mellékén és a Dráva-mellékén (DANI és mtsai 2014). A Kelet-Mecsekben a 80–100 éves, egyszintű erdők átalakítása érdekében 5–6 fa eltávolításával lékeket alakítanak ki. A korábbi fás legelők helyén kialakult erdőkben e helyett elegendő a felső lombkoronaszint gyérítése a nagyobb növényterek kialakításához, a második lombkoronaszint érintetlenül hagyása mellett. A Zselicben elsősorban a Töröcskei erdőben alkalmaznak folyamatos erdőborítást biztosító üzemmódokat, amelyeket a természetvédelmi kezelés eszközeivel (pl. holtfa mesterséges létrehozása) egészítenek ki.

A védett, különösen a nemzeti parkok területein található erdőkkel kapcsolatban igen fontos megjegyezni, hogy a lékek kialakítása nemcsak a természetközeli erdőgazdálkodás eszköze, hanem a természetvédelmi kezelésé is. Olyan erdők esetében, ahol a cél a minél természetesebb állapot elérése aktív beavatkozásokkal, ott a lékek kialakítása nem gazdasági célokat szolgál, hanem kizárólag a természetes faállomány szerkezet kialakítása érdekében történik. A természetvédelmi erdőkezelés során használt módszerek tehát hasonlóak lehetnek a természetközeli erdőgazdálkodásnál megszokottakhoz, de mivel az alapvető cél más, ezért ezeket más szempontok szerint szükséges alkalmazni. (A témáról bővebben: FRANK és SZMORAD 2014.)

Összegző gondolatok

Mai ismereteink alapján kijelenthető, hogy a mérsékeltövi lomboserdők felújulását és szerkezetének kialakulását leginkább a finom léptékű bolygatási események határozzák meg. Egy-néhány faegyed pusztulásával úgynevezett lékek alakulnak ki, ame-

lyek térben és időben megjósolható módon alakítják a faállomány szerkezetét. A lékek a zárt erdőhöz képest markánsan eltérő megvilágítottsággal, mikroklímával, hidrológiai és talajviszonyokkal, és ennek következtében eltérő élővilággal jellemezhetők. Kialakulásuk során különböző mikroélethelyek keletkeznek. A lékek fajkészlete, az előforduló fajok tömegessége eltérést mutat a zárt erdőhöz képest. Az erdőt alkotó fafajok szintén más eséllyel telepednek meg, és növekednek a lékekben, mint a zárt lombátor alatt – a bolygatások során kialakuló lékek tehát alapvető módon befolyásolják magának a faállománynak a kialakulását, annak összetételét és más tulajdonságait. A bolygatások sorozatán keresztül létrejövő elegyes, többkorú és jellemzően csoportos szerkezetű erdők jelentik azt az élőhelyet, amelyhez az erdőt alkotó növény- és állatfajok alkalmazkodtak, és amelyek fennmaradását is az ilyen, természeteshez közel álló erdők biztosíthatják. Nemzeti védett vagy Natura 2000 erdők esetében ezért célszerű a természeteshez hasonló erdők kialakulását biztosítani – legalább a terület egy részén. Ott, ahol a védelmi és közjóléti szempontok mellett faanyagtermelés is zajlik, az átalakító, illetve a szálaló üzemmódra átterés biztosíthatja a folyamatos erdőborítást. A szálaló üzemmód alkalmazásának Közép-Európában jelentős hagyományai vannak (31. ábra), illetve széles szakirodalma van, amelynek alapján igazoltnak tekinthető az alkalmazásuk számos előnye. A szálalás, illetve általánosabban a természetközeli erdőgazdálkodás (close-to-nature forest management) egyik fontos hozadéka, hogy az alkalmazása során növekszik az erdők természetessége, amely biztosítja a biológiai sokféleség megőrzését, helyreállítását; illetve sokféle kölcsönhatáson keresztül az erdő állékonyságát, a különböző abiotikus és biotikus káresemények-



31. ábra. Lékes erdőfelújítás a szlovéniai Magas-Karszton (fotó: Gálhidy László)

kel szembeni ellenálló képességét is fokozza. A gazdasági és természetvédelmi célkitűzések mellett az ilyen erdők olyan fontos közjóléti igényeknek is megfelelnek, amelyek a turizmus, rekreáció, sportolás tevékenységeihez kötődnek, és amelyek kapcsán egyre fontosabb szempont a természeti területek lehetőség szerint mindinkább teljes körű megőrzése. Az üzemmódváltás alapvető eszköze az optimális méretű lékek mesterséges kialakítása, amelyekkel kapcsolatos koncepcionális, technikai és szabályozási kérdések az erdőgazdálkodás paradigmaváltásának részeként jelenleg is szakmai viták tárgyát képezik. Remélhető, hogy a próbálkozások sikere idővel egyaránt szolgálja majd a gazdálkodás, a természetvédelem és a közjólét célkitűzéseit.

Irodalomjegyzék

- ADAMS, J. A. és NORTON, M. L. (1991): Soil and vegetation characteristics of some tree wind-throw features in a South Westland rimu forest. – *Journal of Royal Society of New Zealand* **21**: 33–42.
- ASZALÓS, R., STANDOVÁR, T., RUFF, J. és BARTON, Zs. (2004): A börzsönyi jégtörések okairól az országosan egyre nagyobb területet érintő jégtörések fényében. – In: MÁTYÁS, Cs. és VÍG, P. (szerk.): Erdő és Klíma IV. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, pp 249–262.
- ATTIWILL, P. M. (1994): The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. – *Forest Ecology and Management* **63**: 247–300.
- AUBRÉVILLE, A. (1938): La forêt coloniale: les forêts de l'Afrique occidentale française. – *Annales Academie Sciences Coloniale* **9**: 1–245.
- BAKÓ, Cs. (2008): Szálalás, átalakítás Vas megyében – állami erdészeti kezelésű erdőkben. – In: GÁLHIDY, L. (szerk.): Örökerdők Magyarországon. WWF füzetek 29. WWF Magyarország, Budapest, pp. 34–36.
- BARBERÁ, G. G., NAVARRO-CANO, J. A. és CASTILLO, V. M. (2006): Seedling recruitment in a semi-arid steppe: The role of microsite and post-dispersal seed predation. – *Journal of Arid Environments* **67**: 701–714.
- BARTHA, D., GADÓ, Gy. P., SZABÓ, G., TÍMÁR, G. és RÁKOSI, P. (2004): Így is lehet fát vágni! Az erdőgazdálkodás jövője a budai erdőkben. – WWF Magyarország, Budapest, 60 pp.
- BARTHA, D., CSISZÁR, Á., KORDA, M., ZAGYVAI, G., TIBORCZ, V., KISPÁL, D., SCHMIDT, D., NÓTÁRI, K., PARCZEN, B., NAGY, B., BENDE, A., SIFFER, S. és CSÉPÁNYI, P. (2013): A folyamatos erdőborítás fajösszetétel és fajdiverzitás vizsgálata. – In: BARTHA, D. és PUSKÁS, L. (szerk.): A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata. A kutatási részprojektek beszámolója. *Silva naturalis* Vol. 6. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 119–147.
- BARTON, Zs. (2008): Folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás az Ipoly Erdő Zrt. területén. – In: GÁLHIDY, L. (szerk.): Örökerdők Magyarországon. WWF füzetek 29. WWF Magyarország, Budapest, p. 34.
- BARTON, Zs. (2013): Az Ipoly Erdő Zrt. – In: VARGA, B. (szerk.): A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai. *Pro Silva Hungaria*. pp. 196–198.
- BAZZAZ, F. A. (1975): Plant species diversity in oldfield successional ecosystems in southern Illinois. – *Ecology* **56**: 485–488.
- BAZZAZ, F. A. és CARLSON, R. W. (1982): Photosynthetic acclimation to variability in light environment of early successional plants. – *Oecologia* **54**: 313–316.
- BEATTY, S. W. (1984): Influence of microtopography and canopy species on spatial patterns of forest understory plants. – *Ecology* **65**: 1406–1419.
- BERGER, P. (2014): A folyamatos erdőborítás elérése érdekében tett lépések a Bakonybéli Erdészet területén. – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.): A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai. *Silva Naturalis* Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 139–143.
- BESZE, P. (1999): Természetközeli erdőkezelési módszerek példatára. – In: BESZE, P. (szerk.): Erdőfigyelő jelentés 1998. WWF Magyarország, Budapest, pp 7–21.
- BIDLÓ, A., BOLODÁR VARGA, B., HORVÁTH, A., NÉMETH, E., ŠIMKOVÁ, I. és SZÜCS, P. (2013): Talajvizsgálatok dunántúli erdőállományok lékjeiben. – In: BARTHA, D. és PUSKÁS, L. (szerk.): A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata. A kutatási részprojektek beszámolója. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, *Silva naturalis* Vol. 6. pp. 65–82.
- BOARDMAN, N. K. (1977): Comparative photosynthesis of sun and shade plants. – *Annual Review of Plant Physiology* **28**: 355–377.
- BOBIEC, A., GUTOWSKI, J. M., LAUDENSLAYER, W. F., PAWLACZYK, P. és ZUB, K. (2005): *The afterlife of a tree*. – WWF Poland, Warszawa-Hajnówka, pp. 94–105.
- BODONCZI, L. (2008): A vendvidéki magánerdők. – In: GÁLHIDY, L. (szerk.): Örökerdők Magyarországon. WWF füzetek 29. WWF Magyarország, Budapest, pp. 21–27.
- BODOR, L., SÓDOR, M. és FRANK, T. (2000): Gyakorlati szempontok. – In: KONDOR, I. (szerk.): A természetközeli erdőgazdálkodás lehetősége. – In: FRANK, T. (szerk.): Természet – Erdő – Gazdálkodás. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 149–152.
- BORMANN, F. H. és LIKENS, G. E. (1979a): Catastrophic disturbance and the steady state in northern hardwood forests. – *American Scientist* **67**: 660–669.
- BORMANN, F. H. és LIKENS, G. E. (1979b): *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. 2nd ed. – Springer-Verlag, New York, 253 pp.

Köszönetnyilvánítás

Köszönöm az ELTE Erdőökológiai Kutatócsoportjának, különösen Standovár Tibornak, Kenderes Katának, Mihók Barbarának és Ódor Péternek, valamint Katarína Vargovának a lékekkel kapcsolatos kutatási feladatokban, terepi munkákban nyújtott segítséget, együttműködést. Köszönet illeti az Ipoly Erdő Zrt.-t a kutatási helyszín biztosításért és a szakmai támogatásért. Köszönöm a Pro Silva Hungaria elnökség töretlen irányítástását a folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás szakmai alapelveinek alkalmazásával kapcsolatban – mindenekelőtt Varga Bélának, Csépanyi Péternek, Horváth Ivánnak és Siffer Sándornak.

Bartha Dénes és Varga Zoltán alapos javításai mellett hasznos észrevételekkel, javaslatokkal látták el a kéziratot, amelyet ezúton is köszönök.

- BOTKIN, D. B. (1981): *Casualty and succession*. – In: WEST, D. C., SHUGART, H. H. és BOTKIN, D. B. (szerk.): *Forest succession: Concepts and application*. Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg – New York, pp. 36–55.
- BROKAW, N. V. L. (1982): The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. – *Biotropica* **14**: 158–160.
- BROKAW, N. V. L. (1985): *Treefalls, regrowth and community structure in tropical forests*. – In: PICKETT, S. T. A. és WHITE, P. S. (szerk.): *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida, pp. 53–69.
- BROKAW, N. V. L. és BUSING, R. T. (2000): Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. – *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 183–188.
- BRUELHEIDE, H. és UDELHOVEN, P. (2005): Correspondence of the fine-scale spatial variation in soil chemistry and the herb layer vegetation in beech forests. – *Forest Ecology and Management* **210**: 205–223.
- BÚS, M. (2007): *A folyamatos erdőborítás, mint a közjóléti erdőgazdálkodás új lehetősége*. – In: DOBÓ, I. és ZÉTÉNYI, Z. (szerk.): *Erdők a közjóért*. Országos Erdészeti Egyesület, Budapest, pp. 109–114.
- CABIN, R. J., WELLERB, S. G., LORENCE, D. H., CORDELL, S. és HADWAY, L. J. (2001): Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. – *Biological Conservation* **104**: 181–190.
- CANHAM, C. D. és MARKS, P. L. (1985): *The Response of Woody Plants to Disturbance: Patterns of Establishment and Growth*. – In: PICKETT, S. T. A. és WHITE, P. S. (szerk.): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida, pp. 17–33.
- CARLTON, G. C. C. és BAZZAZ, F. A. (1998): Regeneration of three sympatric birch species on experimental hurricane blowdown microsites. – *Ecological Monographs* **68**: 99–120.
- CHABOT, B. F. (1978): Environmental influences on photosynthesis and growth in *Fragaria vesca*. – *New Phytologist* **80**: 87–98.
- CHABOT, B. F. és HICKS, D. J. (1982): The ecology of leaf life spans. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **13**: 229–259.
- CLEMENTS, F. E. (1916): *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. – Carnegie institution of Washington Publisher, Washington D. C., pp. 512.
- CLINTON, B. D. és BAKER, C. R. (1999): Catastrophic windstorm in the Southern Appalachians: characteristics of pits and mounds and initial vegetation responses. – *Forest Ecology and Management* **126**: 51–60.
- COLLINS, B. S. és PICKETT, S. T. A. (1982): Vegetation composition and relation to environment in an Allegheny hardwoods forest. – *American Midland Naturalist* **108**: 117–123.
- COLLINS, B. S., DUNNE, K. P. és PICKETT, S. T. A. (1985): *Responses of forest herbs to canopy gaps*. – In: PICKETT, S. T. A. és WHITE, P. S. (szerk.): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida, pp. 217–234.
- COOPER, W. S. (1913): The climax forest of Isle Royale, Lake Superior, and its development. – *Botanical Gazette* **15**: 1–44.
- CSEPÁNYI, P. (2008a): A tölgy és a folyamatos erdőborítás. – *Erdészeti Lapok* **143**(10): 294–297.
- CSEPÁNYI, P. (2008b): Örökerdők kialakítása a Pilisi Parkerdőben. – In: GÁLHIDY, L. (szerk.): *Örökerdők Magyarországon*. WWF füzetek 29. WWF Magyarország, Budapest, pp. 29–32.
- CSEPÁNYI, P. (szerk.): (2008c): *Szállalóerdők a Budapesti Erdészetről*. – Pilisi Parkerdő Zrt.
- CSEPÁNYI, P., SZENTHE, G., NÉMEDY, Z., MÜLLER, SZ., KOVÁCS, A., LAMPERTH, ZS., RÁCZ, K., BORKA, V., SZEGEDI, L., CSÓR, A. és RITTLING, I. (2014): *A Pilisi Parkerdő Zrt. gyakorlati tapasztalatai a folyamatos erdőborítás (természetközeli erdőgazdálkodás) megvalósításának területén*. – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai*. Silva naturalis Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 181–205.
- CZÁJLIK, P. (1991): Erdőszerkezetek, erdészeti nevelőágások és védett fajok kapcsolatának vizsgálata. – *Környezet és Fejlődés* **3**: 9–13.
- CZÁJLIK, P. (1996): *Koreloszlás és szukcesszió háborítatlan erdőállományokban: esettanulmány*. – In: STANDOVÁR, T. Növény-társulások dinamikája. – In: MÁTYÁS, Cs. (szerk.): *Erdészeti ökológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 73–83.
- CZIROK, I. és SZOLNYIK, Cs. (2014): *A folyamatos erdőborítás nyilvántartása*. – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai*. Silva naturalis Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 9–29.
- DANI, B., KULCSÁR, P., LANTOS, Z. L. és NAGY, G. (2014): *Pro Silva szellemiségű vagyongazdálkodási tapasztalatai a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóságán*. – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai*. Silva naturalis Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 89–112.
- DENSLOW, J. S. (1980): Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. – *Oecologia* **46**: 18–21.
- DENSLOW, J. S. és SPIES, T. (1990): Canopy gaps in forest ecosystems: an introduction. – *Canadian Journal of Forestry Research* **20**: 619.
- DE VILLIERS, A. J., VAN ROOYEN, M. W. és THERON, G. K. (2001): The role of facilitation in seedling recruitment and survival patterns, in the Strandveld Succulent Karoo, South Africa. – *Journal of Arid Environments* **49**: 809–821.
- DRÖSSER, L., és VON LÜPKE, B. (2005): Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia. – *Journal of Forest Science* **51**(10): 446–457.
- DUNN, C. P., GUTENSPERGEN, G. R. és DORNEY, J. R. (1983): Catastrophic wind disturbance in the old-growth hemlock-hardwood forests. – *Canadian Journal of Botany* **61**: 211–217.
- EGLER, F. E. (1977): *The Nature of Vegetation*. – Connecticut Conserv. Assoc., Bridgewater.
- EMBORG, J., CHRISTENSEN, M. és HEILMANN-CLAUSEN, J. (1996): The structure of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. – *Forestry and Landscape Research* **1**: 311–333.
- EREDICS, A. (2013): *Mikroklimatikus viszonyok vizsgálata*. – In: BARTHA, D. és PUSKÁS, L. (szerk.): *Silva naturalis*. Vol. 6. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 10–33.
- FALINSKI, J. B. (1978): Uprooted trees, their distribution and influence in the primeval forest biotope. – *Vegetatio* **38**(3): 175–183.
- FEKETE, G. (1985): *A teresztis vegetáció szukcessziója: elméletek, modellek, valóság*. – In: FEKETE, G. (szerk.): *A cönológiai szukcesszió kérdései*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 31–63.
- FLEURY, M., és GALETTI, M. (2006): Forest fragment size and microhabitat effects on palm seed predation. – *Biological Conservation* **131**: 1–13.
- FOWELS, H. A. (1965): *Silvics of forest trees of the United States-USA. Agricultural Handbook. No. 271*. – U. S. Government Printing Office, Washington, D. C. 762 pp.
- FRANK, T. (2013): *A Zempléni-hegység*. – In: VARGA, B. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai*. Pro Silva Hungaria, Eger, pp. 200–204.
- FRANK, T., és SZMORAD, F. (2014): *Védett erdők természetességi*

- állapotának fenntartása és fejlesztése. *Rosalia kézikönyvek 2.* – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 pp.
- GÁLHIDY, L., MIHÓK, B., HAGYÓ, A., RAJKAI, K. és STANDOVÁR, T. (2006): Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. – *Plant Ecology* **183**(1): 133–145.
- GÁLHIDY, L. (2008a): *Az aljnövényzet fajösszetételének és tömegességének változásai középhegységi bükkösök mesterséges és szél-döntés nyomán keletkező lékjeiben.* Doktori értekezés. – ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 79 pp.
- GÁLHIDY, L. (szerk.) (2008b): *Örökerdők Magyarországon.* – WWF Magyarország, Budapest, 52 pp.
- GÁLHIDY, L. (2010): *Védett erdők a Kárpát-medencében.* – In: HORVÁTH, Z. és ORMOS, B. (szerk.): „Erdészeti erőforrások a Kárpát-medencében”, XIV. Erdők Hete nyitó rendezvénye. Erdészeti Nyílt Nap. Az Országgyűlés Mezőgazdasági bizottsága, Erdészeti albizottsága, Budapest, pp 86–88.
- GÓMEZ-APARICIO, L., ZAMORA, R. és GÓMEZ, J. M. (2005): The regeneration status of the endangered *Acer opalus* subsp. *granatense* throughout its geographical distribution in the Iberian Peninsula. – *Biological Conservation* **121**: 195–206.
- GRAY, A. N. és SPIES, T. A. (1997): Microsite controls on tree seedlings establishment in conifer forest canopy gaps. – *Ecology* **78**(8): 2458–2473.
- GREENBERG, C. H. (2002): Response of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) to coarse woody debris and microsite use in southern Appalachian treefall gaps. – *Forest Ecology and Management* **164**: 57–66.
- GRIME, J. P. (1979): *Plant Strategies and Vegetation Processes.* – J. Wiley, Chichester, pp. 222.
- GRUBB, P. J. (1977): The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. – *Biological Reviews* **52**: 107–145.
- HARMON, M. E. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. – *Advances in Ecological Research* **15**: 133–302.
- HARPER, C. A. és GUINN, D. C. JR. (1999): Factors affecting salamander density and distribution within four forest types in the Southern Appalachian Mountains. – *Forest Ecology and Management* **114**: 245–252.
- HARTSHORN, G. S. (1980): Neotropical forest dynamics. – *Biotropica* **12**: 23–30.
- HARVEY, A. E., LARSEN, M. J. és JURGENSEN, M. F. (1979): Comparative distribution of ectomycorrhizae in soils of western Montana forest habitat types. – *Forest Science* **25**: 350–358.
- HEINSELMAN, M. L. (1973): Fire in the virgin forest of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. – *Quaternary Research* (N.Y.): **3**: 329–382.
- HOMOLKA, M. és HEROLDOVÁ, M. (2003): Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. – *Forest Ecology and Management* **181**: 119–129.
- HORN, H. S. (1974): The ecology of secondary succession. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **5**: 25–37.
- HORVÁTH, J., SIVÁK, K., SZÉPLIGETI, M. és HAVAS, M. (2014): *Pro Silva gazdálkodási kísérlet az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság kezelésében lévő erdőkben.* – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.): A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai. *Silva naturalis* Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 55–87.
- HUSHEER, S. W., COOMES, D. A. és ROBERTSON, A. W. (2003): Long term influences of introduced deer on the composition and structure of a New Zealand *Nothofagus* forests. – *Forest Ecology and Management* **181**: 99–117.
- HYTTEBORN, H., PACKHAM, J. R. és VERWIJST, T. (1987): Tree population dynamics, stand structure and species composition in the montane virgin forests of Vallibacken, northern Sweden. – *Vegetatio* **72**: 3–19.
- JABLÁNCZY, S. (1953): *A szálalóerdő jelentősége Magyarországon – Kandidátusi értekezés.* Sopron, 117 pp.
- JONES, E. W. (1945): The structure and reproduction of the virgin forest of the North Temperate Zone. – *New Phytologist* **44**: 130–148.
- KAÁN, K. (1931): *Természetvédelem és természeti emlékek.* – Révai kiadó, Budapest, 312 pp.
- KALICZ, P., ZAGYVAINÉ KISS, K., GRIBOVSKY, Z., KIRÁLY, G., BROLLY, G., KOLLÁR, T. és MANNINGER, M. (2013): *A folyamatos erdőborítás hidrológiai szempontú vizsgálata.* – In: BARTHA, D. és PUSKÁS, L. (szerk.): A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata. A kutatási részprojektek beszámolói. *Silva naturalis* Vol. 6. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 34–49.
- KATONA, K., SZEMETHY, L., KHOYI, A. E. és TERHES, A. (2009a): Mennyit ér egy lék a szarvasnak? A királyréti átalakító üzemmód első évi tapasztalatai. – *Erdészeti Lapok* **144**(6): 166–167.
- KATONA, K., SZEMETHY, L., HAJDU, M. és CSÉPÁNYI, P. (2009b): A folyamatos erdőborítás és a vadállomány harmonikus kapcsolata a Pilis-tető bükkösein. – *Erdészeti Lapok* **144**(7–8): 240–242.
- KELEMEN, K., MIHÓK, B., GÁLHIDY, L. és STANDOVÁR, T. (2012): Dynamic Response of Herbaceous Vegetation to Gap Opening in a Central European Beech Stand. – *Silva Fennica* **46**(1): 53–65.
- KENDERES, K., MIHÓK, B. és STANDOVÁR, T. (2008): Thirty years of gap dynamics in a Central-European beech forest reserve. – *Forestry* **81**(1): 111–123.
- KOLLÁR, T., FRANK, N., KIRÁLY, B. G., FOLCZ, A., MOLNÁR, M. és MOLNÁR, D. (2013): *Fényviszonyok vizsgálata.* – In: BARTHA, D. és PUSKÁS, L. (szerk.): A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata. A kutatási részprojektek beszámolói. *Silva naturalis* Vol. 6. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 51–64.
- KONDOR, I. (2010): *A szálaló erdőgazdálkodás lehetőségei Magyarországon.* – In: LETT, B., NAGY, I., PUSKÁS, L., STARK, M., HORVÁTH, S. és HORVÁTH, T. (szerk.): Múlt és jövő II. Szabó Vendel, Sopron, pp 9–20.
- KONDOR, I. és HORVÁTH I. (2013): *A folyamatos erdőborítás megtartása melletti erdőgazdálkodással kapcsolatos hatósági feladatok.* – In: VARGA, B. (szerk.): A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai. *Pro Silva Hungaria*, Eger, pp. 166–178.
- KOOP, H. (1987): Vegetative reproduction of trees in some European natural forests. – *Vegetatio* **72**: 103–110.
- KORPEL, S. (1995): *Die Urwälder der Westkarpaten.* – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 310 pp.
- KOVÁCS, A. (2014): *Alízháza szálaló üzemosztálya.* – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.): A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai. *Silva naturalis* Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 225–245.
- KOVÁCS, B., KELEMEN, K., RUFF, J. és STANDOVÁR, T. (2013): Üzemi léptékben alkalmazott átalakító üzemmód lékes felújításának tapasztalatai a Királyréti Erdészet területén. – *Erdészettudományi Közlemények* **3**(1): 55–70.
- KRAMER, M. G., HANSEN, A. J., TAPER M. L. és KISSINGER, E. J. (2001): Abiotic controls on long-term windthrow disturbance and temperate rainforest dynamics in Southeast Alaska. – *Ecology* **82**(10): 2749–2768.
- KUULUVAINEN, T. és JUNTUNEN, P. (1998): Seedling establishment in relation to microhabitat variation in a windthrow gap in

- a boreal *Pinus sylvestris* forest. – *Journal of Vegetation Science* **9**: 551–562.
- LASKA, G. (2001): The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. – *Plant Ecology* **157**: 77–99.
- LONG, Z. T., CARSON, W. P. és PETERSON, C. J. (1998): Can disturbance create refugia from herbivores: an example with hemlock regeneration on treefall mounds. – *Journal of the Torrey Botanical Society* **125**: 165–168.
- LORIMER, C. G. (1980): Age structure and disturbance history of a southern Appalachian virgin forest. – *Ecology* **61**: 1169–1184.
- LORIMER, C. G. (1989): Relative effects of small and large disturbances on temperate hardwood forest structure. – *Ecology* **70**(3): 565–567.
- LOUCKS, O. L. (1970): Evolution of diversity, efficiency, and community stability. – *American Zoologist* **10**: 17–25.
- LYFORD, W. H. és MACLEAN, D. W. (1966): Mound and pit microrelief in relation to soil disturbance and tree distribution in New Brunswick, Canada. – *Harvard Forest Paper* p. 15.
- MAGUIRE, D. A. és FORMANN, R. T. T. (1983): Herb cover effects on tree seedling patterns in a mature hemlock-hardwood forest. – *Ecology* **64**(6): 1367–1380.
- MARKOVICS, T. (2004): Van-e realitása hazánkban a száraló üzemmódnak? – *Erdészeti Lapok* **139**(5): 153–154
- MARQUIS, D. A. (1973): *The effect of environmental factors on advance regeneration of Allegheny hardwoods*. Ph.D. Thesis. Yale University, New Haven, Connecticut, 147 pp.
- MASER, C. és TRAPPE, J. (1984): *The seen and unseen world of the fallen tree. General Technical Report PNW-164*. – US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, 56 pp.
- MCCARTHY, J. (2001): Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests. – *Environmental Reviews* **9**: 1–59.
- MCDONELL, M. J. és STILES, E. W. (1983): The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. – *Oecologia* **56**: 109–115.
- MIHÓK, B. (2007): *Lékek fénymintázata és növényzeti regenerációja bükkös állományokban*. Ph.D. disszertáció. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 144 pp.
- MIHÓK, B., GÁLHIDY, L., HAGYÓ, A., STANDOVÁR, T. és RAJKAI, K. (2003): *Comparative studies of gap-phase regeneration in managed and natural beechforests in different parts of Europe: relations between tree regeneration, light and soil conditions and ground vegetation*. – Deliverable 21 of the Nat-Man project. p. 6.
- MIHÓK, B., GÁLHIDY, L., KELEMEN, K. és STANDOVÁR, T. (2005): Study of gap-phase regeneration in a managed beech forest: relations between tree regeneration and light, substrate features and cover of ground vegetation. – *Acta Sylvatica et Lignaria Hungarica* **1**: 1–9.
- MIHÓK, B., GÁLHIDY, L., KENDERES, K. és STANDOVÁR, T. (2007): Gap regeneration patterns in a semi-natural beech forest stand in Hungary. – *Acta Sylvatica et Lignaria Hungarica* **3**: 31–45.
- MINCKLER, L. S. és WOERHEIDE, J. D. (1965): Reproduction of hardwoods 10 years after cutting as affected by site and opening size. – *Journal of Forestry* **63**: 103–107.
- NAKASHIZUKA, T. (1989): Role of uprooting in composition and dynamics of an old growth forest in Japan. – *Ecology* **70**(5): 1273–1278.
- ÓDOR, P. és STANDOVÁR, T. (2002): Substrate specificity and community structure of bryophyte vegetation in a near-natural montane beech forest. – *Community Ecology* **3**: 39–49.
- OLIVER, C. D. (1981): Forest development in North America following major disturbances. – *Forest Ecology and Management* **3**: 153–168.
- PARTOS, K. (2014): *Szálaló üzemmódú erdőkezelés tapasztalatai a Szászvár 39/F erdőrezsületben*. – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai*. *Silva naturalis* Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 207–223.
- PETERSON, C. J. és CARSON, W. P. (1996): Generalizing forest regeneration models: the dependence of propagule availability on disturbance history and stand size. – *Canadian Journal of Forestry Research* **26**: 45–52.
- PETERSON, C. J., CARSON, W. P., MCCARTHY, B. C. és PICKETT, S. T. A. (1990): Microsite variation and soil dynamics within newly created treefall pits and mounds. – *Oikos* **58**: 39–46.
- PETERSON, C. J. és PICKETT, S. T. A. (1990): Microsite and elevation influences on early forest regeneration after catastrophic windthrow. – *Journal of Vegetation Science* **1**: 657–662.
- PETERSON, C. J. és PICKETT, S. T. A. (1995): Forest reorganization: a case study in an old-growth forest catastrophic blow-down. – *Ecology* **76**(3): 763–774.
- PICKETT, S. T. A. és WHITE, P. S. (szerk.) (1985a): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. – Academic Press, Orlando, Florida, 472 pp.
- PICKETT, S. T. A. és WHITE, P. S. (1985b): *Patch Dynamics: A Synthesis* – In: PICKETT, S. T. A. és WHITE, P. S. (szerk.): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida, pp. 17–33.
- PINCHOT, G. (1905): *A primer of forestry. Part II. Practical forestry*. – U.S. Department of Agriculture, Bureau of Forestry, Washington, D. C. Bulletin No. 24. 88 p.
- PLATT, W. J. és STRONG, D. R. (1989): Gaps in forest ecology. – *Ecology* **70**: 535.
- POULSON, T. L. és PLATT, W. J. (1989): Gap light regimes influence canopy tree diversity. – *Ecology* **70**(3): 553–555.
- PRÉCSÉNYI, I. (1981): *A növénytársulások struktúrája*. – In: HORTOBÁGYI, T. és SIMON, T. (szerk.): *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 223–225.
- PUTZ, F. E. (1983): Treefall pits and mounds, buried seeds and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. – *Ecology* **64**(5): 1069–1074.
- RAUP, H. M. (1957): Vegetational adjustment to the instability of the site. *Proceedings and Papers / Technical Meeting International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*, 6th, Edinburgh, pp. 36–48.
- REIMOSER, F. és GOSSOW, H. (1996): Impact of angulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. – *Forest Ecology and Management* **88**: 107–119.
- REMMERT, H. (1985): Was geschieht im Klimax-Stadium? Ökologisches Gleichgewicht durch Mosaik aus desynchronen Zyklen. – *Naturwissenschaften* **72**: 505–512.
- REMMERT, H. (1987): Sukzessionen im Klimax-System. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* **16**: 27–34.
- REMMERT, H. (1991): *The mosaic-cycle concept of ecosystems – an overview*. – In: REMMERT, H. (szerk.): *The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystems*. Ecological Studies, Vol. 85. Springer, Berlin, pp. 1–21.
- ROONEY, T. P. és WALLER, D. M. (2003): Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. – *Forest Ecology and Management* **181**: 165–176.
- ROTH, GY. (1935): *Erdőműveléstan II. rész*. – Röhrig-Romwalter, Sopron, pp. 473–507.
- RUNKLE, J. R. (1982): Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of the Eastern United States. – *Ecology* **62**: 1533–1546.

- RUNKLE, J. R. (1985): *Disturbance Regimes in Temperate Forests*. – In: PICKETT, S.T.A. és WHITE, P. S. (szerk.): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida, pp. 17–33.
- RUNKLE, J. R. (1989): Synchrony of regeneration, gaps, and latitudinal differences in tree species diversity. – *Ecology* **70**(3): 546–547.
- SCHAETZL R. J., BURNS, S. F, JOHNSON, D. L. és SMALL, T. W. (1989): Tree uprooting: Review of impacts on forest ecology. – *Vegetatio* **79**: 165–176.
- SCHNITZER, S. A. és CARSON, W. P. (2000): Have we forgotten the forest because of the trees? – *Trends in Ecology & Evolution* **15**: 376.
- SIFFER, S. (2008): *Folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodásra való áttérés egy Balaton-felvidéki erdőbirtokosság erdeiben*. – In: GÁLHIDY, L. (szerk.): *Örökerdők Magyarországon*. WWF füzetek 29. WWF Magyarország, Budapest, pp. 36–37.
- SPARLING, J. H. (1967): Assimilation rates of some woodland herbs in Ontario. – *Botanical Gazette* **128**: 160–168.
- SPIES, T. A. és FRANKLIN, J. F. (1989): Gap characteristics and vegetation response in coniferous forests of the Pacific Northwest. – *Ecology* **70**: 543–545.
- SPIES, T. A. és TURNER M. G. (1999): *Dynamic forest mosaics*. – In: HUNTER, M. L. JR. (szerk.): *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 95–160.
- STANDOVÁR, T. (1996): *Növénytársulások dinamikája*. – In: MÁTYÁS, Cs. (szerk.): *Erdészeti ökológia*. Mezőgazda kiadó, Budapest, pp. 61–83.
- STANDOVÁR, T. és KENDERES, K. (2003): A review on natural stand dynamics in beechwoods of East-Central Europe. – *Applied Ecology and Environmental Research* **1**(1–2): 19–46.
- STANDOVÁR, T., ÓDOR, P., ASZALÓS, R. és GÁLHIDY, L. (2006): Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. – *Community Ecology* **7**(2): 199–209.
- STANDOVÁR, T. (2010): *Gondolatok az ökológiai egyensúlyról, a szikcesszióról és az erdődinamikáról*. – In: REININGER, H. (szerk.): *A szálalás elvei*. HM Budapesti Erdőgazdaság Zrt., Budapest, pp. 44–51.
- STEWART, G. H. (1986): Forest dynamics and disturbance in a beech-hardwood forest, Fjordland, New Zealand. – *Vegetatio* **68**: 115–126.
- STRONG, D. R. (1977): Epiphyte loads, tree falls, and perennial forest disruption: A mechanism for maintaining higher tree species richness in the tropics without animals. – *Journal of Biogeography* **4**: 215–218.
- SUGITA, H. és TANI, M. (2001): Difference in microhabitat-related regeneration patterns between two subalpine conifers, *Tsuga diversifolia* and *Abies mariesii*, on Mount Hayachine, northern Honshu, Japan. – *Ecological Research* **16**: 423–433.
- SWAINE, M. D. és WHITMORE, T. C. (1988): On the definition of ecological species groups in tropical rainforest. – *Vegetatio* **75**: 81–86.
- SZEKERES, P. (2014): *Szálalás üzemmódú erdőkezelés az Ipoly Erdő Zrt.-nél*. – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T., és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai*. Silva naturalis Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 225–245.
- SZMORAD, F. (2014): *Folyamatos erdőborítást biztosító erdőkezelés az Aggteleki Nemzeti Park területén*. – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T., és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai*. Silva naturalis Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 31–54.
- TANOS, P. (1879): Néhány újabb erdészeti műszóhoz. (Lék, lékelés, lékelő üzem. Cserje, cserőcse, cserőczés üzem). – *Erdészeti Lapok* **17**(11) 775–781.
- TÓTH, P. (2014): *A folyamatos erdőborítást szolgáló üzemmódok, valamint a Pro Silva szemlélet alkalmazásának eddigi gyakorlati tapasztalatai a Szombathelyi Erdészeti Zrt. területén*. – In: BARTHA, D., MARKOVICS, T. és PUSKÁS, L. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai*. Silva naturalis Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 113–137.
- ULANOVA, N. (2000): The effect of windthrow on forests at different spacial scales: a review. – *Forest Ecology and Management* **135**: 155–167.
- VAN STEENIS, C. G. G. J. (1958): *Rejuvenation as a factor for judging the status of vegetation types: The biological nomad theory*. – In: *Proceedings of the Kandy Symposium*. UNESCO pp. 212–215.
- VARGA, B. (szerk.) (2013a): *A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai*. – Pro Silva Hungaria, Eger, 245 pp.
- VARGA, B. (2013b): *A folyamatos erdőborítást megtartó erdőgazdálkodás gyakorlati vonatkozásai* – In: VARGA, B. (szerk.): *A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai*. Pro Silva Hungaria, Eger, pp. 80–98.
- VEBLEN, T. (1985): Forest development in tree-fall gaps in the temperate rain forests of Chile. – *National Geographic Research* **1**: 162–183.
- VEBLEN, T. (1989): Tree regeneration responses to gaps along a transandean gradient. – *Ecology* **70**(3): 541–543.
- VILÁGHY, A. (2012): *Tapasztalatok a folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodásról a Zalaerdő Zrt. Zalaegerszegi Erdészeténél*. – In: GYÖNGYÖSSY, P. (szerk.): *Múlt és jövő IV*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 107–120.
- VITOUSEK, P. M. és DENSLow, J. S. (1986): Nitrogen and phosphorus availability in treefall gaps of a lowland tropical rainforest. – *Journal of Ecology* **74**: 1167–1178.
- WATT, A. S. (1925): On the ecology of British beechwoods with special reference to their regeneration. Part II (continued) – *Journal of Ecology* **13**: 27–73.
- WATT, A. S. (1947): *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. 2nd ed. – Springer-Verlag, New York.
- WEBB, L. J. (1958): Cyclones as an ecological factor in tropical lowland rainforest, North Queensland. – *Australian Journal of Botany* **6**: 220–228.
- WEBB, S. (1988): Windstorm damage and microsite colonization in two Minnesota forests. – *Canadian Journal of Forestry Research* **18**: 1186–1195.
- WEBB, S. (1999): *Disturbance by wind in temperate-zone forests*. – In: WALKER, L. R (szerk.). *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier Science B. V., Amsterdam, pp. 187–222.
- WEISBERG, P. J., és BUGMANN, H. (2003): Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape. – *Forest Ecology and Management* **181**: 1–12.
- WILCZYNSKI, C. J. és PICKETT, S. T. A. (1993): Fine root biomass within experimental canopy gaps: evidence for a below-ground gap. – *Journal of Vegetation Science* **4**: 571–574.
- WOODWARD, F. I. (1990): From ecosystems to genes: The importance of shade tolerance. – *TREE* **5**: 11–115.
- WWW1: www.erti.hu/kutatások/ökológia-és-erdőművelés
- YAMAMOTO, S. (1996): Gap regeneration of major tree species in different forest types of Japan. – *Vegetatio* **127**: 203–213.

Role of gaps in forest management and forest conservation management

László Gálhidy

WWF Hungary, Álmos vezér útja 69/A, H-1141 Budapest, Hungary. E-mail: laszlo.galhidy@wwf.hu

Gap formation is an element of natural disturbance processes in temperate deciduous forests. Disturbance patches created by death (fall, drying out, collapse) of one or a few trees are characterized by remarkably different environmental variables (e.g. temperature, irradiation, soil and air moisture). Regeneration of forest tree species is connected to gaps in several ways that profoundly determine tree species composition and forest structure. Naturally formed gaps can act as a model for close-to-nature forest management. The creation of artificial gaps in forest management practices is a fundamental measure to turn a classic regular shelterwood system into a selection system which is being used by more and more foresters in Hungary.

Gap research studies started in Hungary in the early 1990s. The Eötvös University of Sciences, the Forest Research Institute, the University of West-Hungary and the Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences are the most notable institutes that initiated investigations mainly related to the measurement of environmental variables of natural and artificial gaps, and studies of plant species in vegetation dynamic processes. Some of the results can be used in forest management practice – e.g. recommendations on appropriate gap size could be applied in different forest habitats.

State owned management organizations, like forestry companies and national park directorates also started several research projects in their management areas, mainly on practical aspects of gap creation in different forests by means of exploring species composition and structure. In national parks not only close-to-natures forest management, but also conservation-oriented forest management should be based on a full recognition of dynamic forest processes, in which understanding the role of gaps is an important element.

Key words: gap, disturbance, forest dynamics, close-to-nature forest management

Ártéri erdők és cserjések

Kevey Balázs

Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, 7624 Pécs, Ifjúság u. 6. E-mail: keveyb@gamma.pte.ttk.hu

Jelen tanulmány az ártéri bokorfüzesek, valamint a puhafás és keményfás ligeterdők élőhelyeinek leírását és természetvédelmi kérdéseit tárgyalja. A kavicszátonyokat csigolya bokorfüzesek (*Rumici crispi-Salicetum purpureae*), az iszapos partszakaszokat pedig mandulalevelű bokorfüzesek (*Polygono hydropiperi-Salicetum triandrae*) borítják. A termőhely részleges feltöltődésével jön létre az alacsony ártér, ahol az előbbiből a feketenyáras ligeterdők (*Carduo crispi-Populetum nigrae*), utóbbiból pedig a füzligetek (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*) fejlődnek. A további feltöltődés során e két puhafaliget szukcessziója a fehérenyáras ligeterdő (*Senecioni sarracenici-Populetum albae*) felé irányul. Az Alsó-Duna-ártéren a füzligetek és a fehérenyáras ligeterdők közötti rézsűn feketegalagonya cserjések (*Euphorbia palustris-Crataegium nigrae*) jöhetnek létre. A magas ártér klimax társulása a tölgy-kőris-szil ligeterdő (*Fraxino pannonicae-Ulmetum* s.l.), amely már csak kivételesen magas árhullám esetén kerülhet víz alá. Síkvidéken a tölgy-kőris-szil ligeterdők és az égerlápok (*Cari-ci elongatae-Alnetum glutinosae*) közé égerligetek (*Paridi quadrifoliae-Alnetum glutinosae*) ékelődhetnek. Az utóbbi évszázadokban a folyókat szegélyező ártéri erdők kiterjedése sokat csökkent, elsősorban a tájhasználat során. Ebben a települések terjeszkedése mellett nagy szerepet játszott az állattenyésztés és a földművelés térhódítása. Az erdőkből évszázadokon át tarvágással termelték ki az ipari és tűzifát, miközben az erdő felújulását a természetre bízta. Csak a kiegyezés korában bevezetett üzemi erdőgazdálkodással vezették be a természetes és mesterséges felújítást. A II. világháborút követő évtizedekben az ártereken nagyon elterjedtek a tájidegen fajokból álló monokultúrák (*Acer negundo*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Juglans nigra*, *Populus × euramericana*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*), s kiterjedten alkalmazták az aljnövényzetet erősen károsító erdőművelési eljárásokat (tuskózás, mélyszántás, vegyszerelés, tárcsázás). Ezen beavatkozások miatt a természetszerű ligeterdők mára erősen megfogyatkoztak, aljnövényzetük degradálódott. E folyamathoz nagyban hozzájárultak a vízrendezések, mint a mocsarak lecsapolása, a folyószabályozás és a folyómedrek berágódása, amelyek következtében az átlagos talajvízszint mélyebbre süllyedt. E leromlási folyamatok megállítása, és a természetességi állapot javítása érdekében ajánlatos lenne a tarvágások területének minimalizálása, és a természetközeli erdőgazdálkodási módok előtérbe helyezése, s a legértékesebb állományokat ki kell vonni a gazdasági szférából. Mindezekon túl törekedni kell a vegyes korú és elegyes ligeterdők kialakítására, valamint a tájidegen fajok visszaszorítására.

Kulcsszavak: puhafás ligeterdők, keményfás ligeterdők, erdők természetvédelmi kezelése, erdőgazdálkodás.

Bevezetés

A vízfolyásokat szegélyező, nedves talajú erdőket ligeterdők néven foglaljuk össze. Állományaikat a folyók, vagy a patakok időnként elöntik. Vizük – a láperdőkkel ellentétben – friss, oldott oxigénben gazdag. A vízbe hulló elhalt szerves anyagok ilyen körülmények között részben lebontásra kerülnek, másrészt a bomlástermékek jelentős részét az árhullámok elszállítják. A ligeterdők talajában ezért tőzegképződésről nem beszélhetünk. Az ártéri ligeterdőket két fő csoportra oszthatjuk, így puhafás és keményfás ligeterdőkre. Előbbiek az alacsony, utóbbiak a magas ártéren alakultak ki.

Az alacsony ártér erdei

A síkvidéki folyók gyakran elárasztás alá kerülő zátonyain, partjain és árterein bokorfüzesek és puhafás ligeterdők jönnek létre. A folyóvíz szüntelenül szállítja, és apály esetén lerakja a növények szaporító

képleteit, ezért az egymástól távol elhelyezkedő állományok fajkészlete igen hasonló. Ezzel magyarázható az is, hogy az idetartozó asszociációk nagy kiterjedésűek. Faji összetételüket azonban befolyásolja a folyó vízgyűjtő területének flórája, a vízmozgás sebessége, a hordalék minősége és az átlagos talajvízszinttől való távolság.

Az oldott oxigénben gazdag folyóvíz periodikusan elárasztja a ligeterdők és ártéri cserjések aljnövényzetét. Az árhullám ezen társulásoknál fontos szelektív ökológiai tényező. Mivel a bokorfüzesek és puhafás ligeterdők kialakulásában, dinamikájában és szukcessziós folyamataikban a talajvíz szintje és az elárasztás mértéke fontos szerepet játszik, az idetartozó asszociációkat kivétel nélkül azonálisnak tekintjük.

Bokorfüzesek

A bokorfüzesek folyók zátonyain, partjain, esetleg hullámtéri morotvák szegélyein kialakult cserjeter-



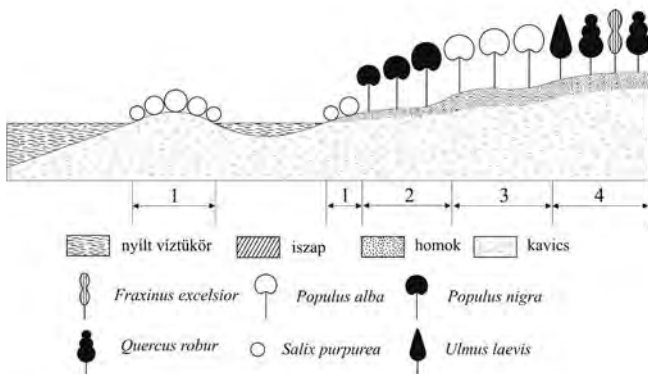
1. ábra. Csigolya bokorfüzes (*Rumici crispī-Salicetum purpureae*) a Szigetközben: Vének „Varasd” (fotó: Kevey Balázs)

metű fás társulások. Évente 5–7 hónapon át kerülhetnek víz alá, de aszályos években az elárasztás lényegesen rövidebb ideig tarthat, sőt el is maradhat. A gyakori elárasztások miatt talajképződésről itt még nem beszélhetünk (PÉCSI 1959). Az időnként képződő, amúgy is kevés nyers humuszt az árhullámok elsodorják, vagy pedig újabb hordalékkal befedik. Tápanyagban szegény körülmények között fejlődnek. A fás növényeket főleg fűz fajok (*Salix* spp.) képviselik.

Bokorfüzes társulások

Csigolya bokorfüzesek (Rumici crispī-Salicetum purpureae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996)

A csigolya bokorfüzesek kavicsból és durva homokból felépült zátonyokon és partszegélyeken alakulnak ki (KÁRPÁTI 1957), tehát olyan termőhelyeken, ahol a víznek nagy a sodrása. Ahol a kavicsos hor-



2. ábra. Vegetáció-keresztmetszet a Szigetközben: Rajka „Tiloserdő” (KEVEY 2008) 1: csigolya bokorfüzes (*Rumici crispī-Salicetum purpureae*); 2: feketenyáras ligeterdő (*Carduo crispī-Populetum nigrae*); 3: fehérenyáras ligeterdő (*Senecioni sarracenicī-Populetum albae*); 4: tölgy-kőris-szil liget (*Fraxino pannonicāe-Ulmetum* s.l.)

dalék már hiányzik, a folyó durva homokot terít le, azonban a csigolya bokorfüzesek ilyen helyeken is kialakulhatnak (KÁRPÁTI 1985). E zátonyok vízgazdálkodása igen szélsőséges, ugyanis az árhullámokat követő alacsony vízállás esetén meglehetősen kiszáradnak. Mindez a kavics és a durva homok csekély vízmegtartó képességével hozható összefüggésbe. E bokorfüzesek kialakulását és fejlődését elsődlegesen a periodikusan ismétlődő árhullámok és a lerakott durva hordalékmenyiség (kavics, homok) szabályozza. Az ilyen termőhelyeken elsőként különböző ártéri ruderalis és félruderalis lágyszárú növénytársulások jelennek meg. Becserjésedésükkel jönnek létre a csigolya bokorfüzesek (1–2. ábra).

A csigolya bokorfüzes cserjetermetű társulás. Korától függően 1,5–5 m magas, borítása pedig 50–80%. Az idősebb állományokból szórványosan alacsonyabb fák – elsősorban fekete nyár (*Populus nigra*) és fehér fűz (*Salix alba*) – emelkedhet ki. Cserjeszintjük faji összetétele a termésérés és vízjárási viszonyok függvénye. A csigolyafűz (*Salix purpurea*) mellett a fehér fűz és a fekete nyár is képezhet konzociációt. A gyepszint borítása elsősorban a vízjárási viszonyoktól és a cserjeszint árnyékoló hatásától függ. Aszályos években és nyitottabb cserjeszint mellett elérheti a 90%-ot is, míg rendszeres árhullám és zárt cserjeszint esetén az aljnövényzet nudum jellegűt ölt. A gyepszintben fáciesképző lehet a fehér tippán (*Agrostis stolonifera*), a pántlikafű (*Phalaris arundinacea*) és a mocsári perje (*Poa palustris*). Viszonylag nagyobb foltokat képezhetnek az alábbi lágyszárúak: ebszékfű (*Matricaria maritima*), nád (*Phragmites australis*), lapulevelű keserűfű (*Persicaria lapathifolia*), szelíd keserűfű (*Persicaria dubia*), erdei kányafű (*Rorippa sylvestris*). A degradáltabb állományokban tömeges lehet a fűzlevelű őszirózsa (*Aster × salignus*).

3. ábra. Mandulalevelű bokorfűzes (*Polygono hydropiperi-Salicetum triandrae*) a Szigetközben: Ásványráró „Ercséd” (fotó: Kevey Balázs)



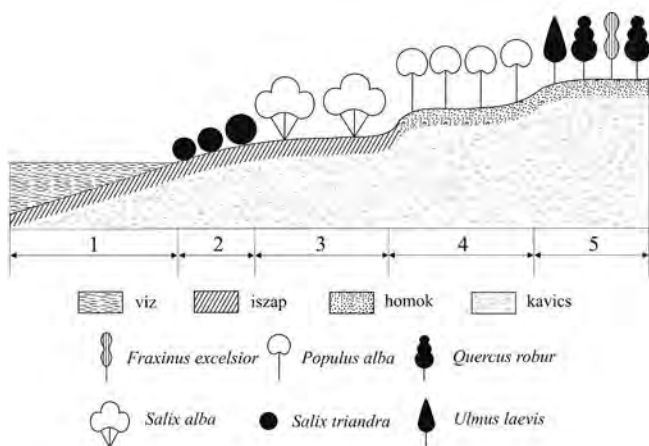
Az árhullám jelentős szelektív ökológiai tényező, amely meghatározza e bokorfűzesek faji összetételét. Az aljnövényzetükben elsősorban olyan növényfajok telepednek meg, amelyek képesek elviselni a szélsőséges vízjárási viszonyokat, így az elárasztást, valamint az apály esetén bekövetkező erős elvíztelepedést. Nagyrészt ezzel magyarázható, hogy e társulásban a ruderalis elemek gyakoriak.

A csigolya bokorfűzesek növényeinek szaporító képleteit nagyrészt a szél és az árhullám szállítja a zátonyokra. További sorsukat az árhullámok érkezése, vagy elmaradása határozza meg. Csapadékos években gyakran kerülnek víz alá, s ilyenkor igen fajszegények. Aszályos esztendőkből az elárasztás rövid ideig tart, esetleg el is maradhat, s a cserjeszint alatt igen sok növényfaj telepszik meg. 1992-ben pl. a Szigetközben szinte egész évben alacsony volt a

Duna. A „Medárd-idő” nem hozott esőt, s az Alpokból még a nyári hóolvadás is csak annyira emelte meg a vízszintet, hogy a bokorfűzesek épp nem kerültek elárasztásra. A csigolya bokorfűzesekben kijelölt $10 \times 10 \text{ m}^2$ -es kvadrátokban mintaterületenként 25–30 lágyszárú növényfaj került elő. 1998-ban ezzel szemben igen sok csapadék esett és csak a nyár végén lehetett bemenni a zátonyokra. Az ekkor végzett felvételezőskor a mintaterületeken mindössze 2–5 lágyszárú növényfajt sikerült találni. A fajszám tehát a vízjárási viszonyokkal kapcsolatosan dinamikus változást mutat, s mindez azt bizonyítja, hogy a csigolya bokorfűzesek viszonylag instabil életközösséget alkotnak.

A zátonyokon mintegy két év alatt 1,5–2 m magas bokorfűzes jön létre. További néhány év alatt ez a cserjeállomány 4–5 m magasságot is elérhet, majd a termőhely további feltöltődése révén a szukcesszió a feketenyáras ligeterdők kialakulásához vezet (KEVEY 1998, 1999a). A két asszociáció ezért igen gyakran egymás mellett fordul elő.

Európában eddig négy csigolya bokorfűzes társulást írtak le. Ezek közül a Kárpát-medencében a *Rumici crispis-Salicetum purpureae* asszociáció fordul elő (BORHIDI és KEVEY 1996, BORHIDI és mtsai 2012, KEVEY 2008). Nagyobb folyóink (Duna, Tisza, Dráva és mellékfolyóik) durva hordalékból képződött zátonyain és partszakaszain szórványosan megtalálhatók, legtípikusabban a Szigetközben, valamint a Dráva somogyi szakaszán. Állományaikban előfordulhatnak lokálisan elterjedt növényfajok, mint pl. a Szigetközben a vízparti deréce (*Chamaenerion dodonaei*) és a fekete ribiszke (*Ribes nigrum*), a Dráva mentén a csomós palka (*Chlorocyperus glomeratus*), a csermelyciprus (*Myricaria germanica*) és a parti fűz (*Salix elaeagnos*). E néhány ritka faj jelenléte, vagy hiánya azonban még nem indokolja két vagy több lokális asszociáció leírását.

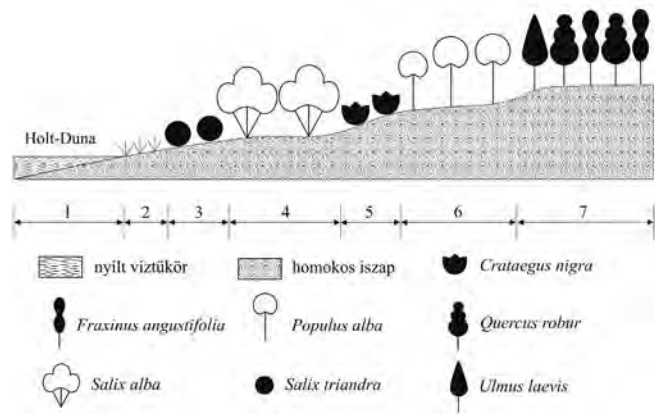


4. ábra. Vegetáció-keresztmetszet a Szigetközből: Dunasziget „Akali” (KEVEY 2008) 1: mandulalevelű bokorfűzes (*Polygono hydropiperi-Salicetum triandrae*); 2: fűz liget (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*); 3: fehérenyáras ligeterdő (*Senecioni sarracenicis-Populetum albae*); 4: tölgy-kóris-szil liget (*Fraxino pannonicarum-Ulmetum* s.l.)

Mandulalevelű bokorfüzesek (Polygono hydropiperi-Salicetum triandrae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996)

A mandulalevelű bokorfüzesek nagyobb folyóink mellékágait, holtágait, vagy hullámtéri morotvtáit szegélyezik. Mivel a víz mozgása e termőhelyeken elenyésző, vagy csak időszakos, ilyen helyeken iszapos homok, vagy iszap rakódik le (KÁRPÁTI 1985, BORHIDI és mtsai 2012, KEVEY 2008). A vízgazdálkodási viszonyok itt már sokkal kiegyensúlyozottabbak, mint a kavics és a durva homok esetében, ami a finom szemcséjű hordalék nagyfokú vízmegtartó képességével hozható összefüggésbe. Az ilyen partszakaszok tartós apály esetén sem száradnak ki. E termőhelyeken mocsári és iszapnövényzet jön létre, amelyben ártéri ruderális és félruderális fajok is szerephez jutnak. Becserjésedésük a mandulalevelű bokorfüzesek (3–5. ábra) kialakulásához vezet. Termőhelyeik elárasztásának időtartama megegyezik a csigolya bokorfüzesekével, azaz évente 5–7 hónapon át is víz alá kerülhetnek. A gyakori elöntések miatt talajképződési folyamatról e társulásnál sem beszélhetünk.

A mandulalevelű bokorfüzes szintén cserjetermetű társulás. Korától függően 1,5–5 m magas, borítása pedig 60–90%. Az idősebb állományokból szórványosan alacsonyabb fehér fűz egyedek is kiemelkedhetnek. Cserjeszintjük faji összetétele – a csigolya bokorfüzesekhez (*Rumici crispis-Salicetum purpureae*) hasonlóan – a termésérés és vízjárás viszonyok függvénye. Így a mandulalevelű fűz (*Salix triandra*) mellett a kosárkötő fűz (*Salix viminalis*), a fehér fűz, ritkábban pedig a rekettyefűz (*Salix cinerea*), a törékeny fűz (*Salix fragilis*) és a csigolyafűz is képezhet konzociációt. Utóbbi nem tévesztendő össze a csigolya bokorfüzesekkel, melyek aljnövényzete – a kavicsos alapkőzet miatt – más jellegű. Aljnövényzetének borítása elsősorban a cserjeszint



5. ábra. Vegetáció-keresztmetszet az Alsó-Duna-vidékről: Decs „Nagy-Holt-Duna” (KEVEY 2008) 1: vízi növényzet (*Lemno-Potamea* s.l.); 2: mocsári növényzet (*Phragmitetea* s.l.); 3: mandulalevelű bokorfüzes (*Polygono hydropiperi-Salicetum triandrae*); 4: fűz liget (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*); 5: feketegalagonya-cserjés (*Euphorbio palustris-Crataegetum nigrae*); 6: fehérnyáras ligeterdő (*Senecioni sarracenici-Populetum albae*); 7: tölgy-kőris-szil liget (*Fraxino pannonicae-Ulmetum* s.l.)

árnyékoló hatásától és a vízjárás viszonyoktól függ. A gyepszint borítása aszályos években és nyitottabb cserjeszint mellett elérheti a 90%-ot is, rendszeres árhullámok esetén és zárt cserjeszint mellett aljnövényzete nudum jellegű is lehet. Gyepszintjükben fáciesképző lehet a mocsári nefelejcs (*Myosotis palustris*), a pántlikafű és a vízi kányafű (*Rorippa amphibia*). Mellettük viszonylag nagyobb csoportokat képezhetnek az alábbi lágyszárúak: fehér tippan, éles sás (*Carex acuta*), réti fűzény (*Lythrum salicaria*), nád, sovány perje (*Poa trivialis*), borsos keserűfű (*Persicaria hydropiper*), keskenylevelű keserűfű (*Persicaria minor*), erdei kányafű, keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*), széleslevelű gyékény (*Typha latifolia*). A degradáltabb állományokban tömegesebb lehet a fűzlevelű őszirózsza és a nagy csalán (*Urtica dioica*).



6. ábra. Feketegalagonya-cserjés (*Euphorbia palustris-Crataegetum nigrae*) az Alsó-Duna-vidéken: Bába „Gyűrűsalj” (fotó: Kevey Balázs)

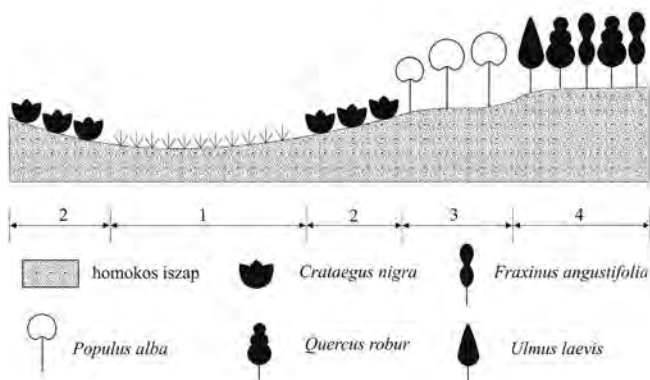
A mandulalevelű bokorfüzeseknél a vízjárási viszonyok – a vizet jól megtartó iszapos hordalék miatt – kevésbé befolyásolják a faji összetételt, mint a csigolya bokorfüzeseknél, ezért stabilabb, fejlettebb szerveződésű életközösséggel állunk szemben. Erre utal a ruderális elemek lényegesen kisebb aránya. Ezzel szemben a mocsári és iszaplakó növények e társulásnál a leggyakoribbak. A csigolya bokorfüzesekhez képest magasabb a puhafás ligeterdei elemek aránya is. A társulás természetzerű állapotát igazolja az is, hogy a puhafás asszociációk közül itt található a legkevesebb adventív elem (KEVEY 2008).

A mandulalevelű bokorfüzes a mocsári és iszapnövényzet becserjésedésével jön létre. E folyamat két év alatt lejátszódhat, miközben kb. 2 m magas bokorfüzes képes kialakulni. A következő évek során a cserjeállomány 4–5 m magasra is megnőhet, majd a szukcesszió a fűzligetek kialakulása felé irányul (KEVEY 1998). A két társulás ezért gyakran érintkezik egymással.

Feketegalagonya-cserjések (*Euphorbio palustris-Crataegetum nigrae* ČARNI, FRANJIĆ ÉS ŠKVORC 2004)

A Csepel-szigettől délre eső Duna-ártér endemikus faja a fekete galagonya (*Crataegus nigra*), mely helyenként kisebb-nagyobb kiterjedésű cserjéseket is képez (5–7. ábra). Társulási viszonyait korábban nem vizsgálták. E ritka cserjés cönológiai felmérését két – egymástól függetlenül dolgozó – kutatócsoport végezte el, így az alábbi két néven került leírásra: *Euphorbio palustris-Crataegetum nigrae* ČARNI, FRANJIĆ ÉS ŠKVORC 2004; *Leucojo aestivi-Crataegetum nigrae* KEVEY, FERENCZ ÉS TÓTH 2006. A nomenklatura szabályai szerint a prioritás értelmében az első név a hivatalos, a második synonym.

A feketegalagonya-cserjések többnyire távol esnek a Nagy-Duna medrétől. Inkább holtágak, elhagyott medrek, „fokok” peremén helyezkednek el, iszapos homokon kialakult nyers öntéstalajon. Először Tóth



7. ábra. Vegetáció-keresztmetszet az Alsó-Duna-vidékről: Kölked „Szűnyog-sziget” (KEVEY 2008) 1: mocsári növényzet (*Phragmitetea* s.l.); 2: feketegalagonya-cserjés (*Euphorbio palustris-Crataegetum nigrae*); 3: fehérynáras ligeterdő (*Senecioni sarracenicis-Populetum albae*); 4: tölgy-kóris-szil liget (*Fraxino pannonicæ-Ulmetum* s.l.)

Imre (in KEVEY és mtsai 2006) figyelt fel arra, hogy a fekete galagonya valódi termőhelyét egy mélyebb és egy magasabb ártéri szint közötti rézsű képezi, melynek magassága kb. 1–1,5 m. E rézsűt borító fekete galagonya cserjések szélessége a lejtőszögtől függ. Viszonylag meredek lejtőszög (10–15°) esetén legfeljebb 3–4 m szélesek, enyhe lejtőszög (2–3°) mellett viszont a 20 m szélességet is elérhetik (pl. Kölked „Szűnyog-sziget”).

A mélyebben fekvő részeken a potenciális vegetációt a fűzligetek (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*) képezik, az ilyen úgynevezett fokok alján azonban a fás növényzet mégis gyakran hiányzik, s helyét mocsári növényzet borítja: éles sás, parti sás (*Carex riparia*), hólyagos sás (*Carex vesicaria*), fényes kutyatej (*Euphorbia lucida*), mocsári kutyatej (*Euphorbia palustris*), nyári tözike (*Leucojum aestivum*), pénzlevelű lizinka (*Lysimachia nummularia*), réti fűzény, pántlikafű, nád, mocsári tisztesfű (*Stachys palustris*) stb. Ennek oka feltehetően az, hogy a vízjárási anomáliák nem tették lehetővé a fűz fajok (*Salix* spp.) megtelepedését, ezért a termőhely mandulalevelű bokorfüzesé történő becserjésedése, majd ezek fűzligetté való fejlődése nem tudott bekövetkezni. A füzesek helyén kialakult mocsári növényzetbe már hiába hullanak le a fehér fűz magvak, a lágyszárú növényzet konkurenciája miatt ugyanis többnyire nem tudnak kicsírázni, s amennyiben ez mégis bekövetkezik, a magoncok rövid idő alatt elpusztulnak. Az ilyen – lágyszárú növényzettel borított – „fokok” pereme ideális termőhelyet kínál a feketegalagonya-cserjések számára (7. ábra). Az alacsonyabb szintről ugyanis hiányzik a fás vegetáció, s a kedvező fényviszonyok lehetővé teszik a feketegalagonya-cserjések kialakulását, amelyek „köpenyszerűen” szegélyezik a magasabban fekvő fehérynáras ligeterdőket.

A „fokok” mocsári növényzete csak akkor fejlődhet fás vegetációvá, ha egy árhullám friss öntésiszapot borít a lágyszárúakra, továbbá a termésérés és vízjárási viszonyok kapcsolata oly szerencsés, hogy lehetőség adódik az iszapra hulló fehér fűz magvak kicsírázására és továbbfejlődésére. Ha ez úgy következik be, hogy a mélyebben fekvő fűzliget szorosan érintkezik a magasabban elhelyezkedő fehérynáras ligettel, a feketegalagonya-cserjés zárt állománya – az árnyékoló hatás következtében – fellazul, sőt annyira megritkulhat, hogy a cserjés mint önálló egység megszűnik, szinte „beleolvad” a szomszédos erdőtársulásokba.

Más esetekben a mélyebb termőhelyeket fás növényzet borítja. Így pl. a „Decsi-Holt-Duna” mellett a nyílt víztükörtől a magas ártérig szépen megfigyelhető a növénytársulások zonációja (5. ábra). A vízpartot a mocsári növényzet becserjésedésével kialakult mandulalevelű bokorfüzes szegélyezi, majd az alacsony ártéri szintet széles sávban ritkás, idős fűzliget borítja. Ezután következik egy enyhe rézsű, amelyen többfelé is feketegalagonya-cserjés található.

A magasabb ártéri szintet már a fehérynáras ligeterdő borítja, amely fokozatosan megy át a még magasabban fekvő tölgy-kőris-szil ligetekbe. Ilyen esetekben a feketegalagonya-cserjés csak akkor tud kifejlődni, ha a mélyebben fekvő fűzliget faállománya elég ritka ahhoz, hogy a magasabb szint felé vezető rézsú kellő mennyiségű napfényben részesüljön.

A feketegalagonya-cserjés olykor teljesen sík területeken, mocsárréteken is felverődhet (pl. Baja „Megyehatári-rét”). Ha itt a rendszeres kaszálást abbahagynák, átmenetileg nagyobb kiterjedésű feketegalagonya-cserjések is kialakulhatnak. E térhódítás azonban valószínűleg csak addig tartana, amíg a potenciális vegetáció, a fűzliget ki nem alakul, s a lombkoronaszint árnyékoló hatása ismét visszaszorítaná e cserjéseket.

Megjegyzendő azonban, hogy a nagy folyók mellett többféle található hasonló – nagyrészt veresgyűrű-som (*Cornus sanguinea*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), kutyabenge (*Frangula alnus*) és kányabangita (*Viburnum opulus*) alkotta – cserjések, melyek faji összetétele e feketegalagonya-cserjésekhez igen hasonló, viszont hiányzik belőlük a feketegalagonya.

A feketegalagonya-cserjésekből kisebb-nagyobb fák is kiemelkedhetnek, illetve a magasabban fekvő fehérynáras ligeterdő fájának ágai az állomány fölé hajolnak. A cserjeszint fejlett, borítása 60–95%, magassága pedig 3–5 m. Tömeges és gyakori cserjéje a fekete galagonya és a Degen-galagonya (*Crataegus × degenii*), az egybibés galagonya és a veresgyűrű-som. Ritkább cserjék a következők: csíkos kecskerágó (*Euonymus europaeus*), kutyabenge, kökény (*Prunus spinosa*), varjútövis (*Rhamnus catharticus*), csigolyafűz, kányabangita. Itt él a bokrokra felkúszó sövényiszulák (*Calystegia sepium*), a komló (*Humulus lupulus*) és a védett ligeti szőlő (*Vitis sylvestris*). A cserjeszintben megtalálhatók a környező fehérynáras ligetek fájának fiatal egyedei is: tatárjuhar (*Acer tataricum*), magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* ssp. *danubialis*), vadalma (*Malus sylvestris*), fehér nyár (*Populus alba*), vadkörte (*Pyrus pyraeaster*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*), fehér fűz, vénic szil (*Ulmus laevis*), mezei szil (*Ulmus minor*) és néhány adventív elem: zöld juhar (*Acer negundo*), gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), fehér eperfa (*Morus alba*), fehér akác (*Robinia pseudoacacia*). Az alsó cserjeszint (újulat) borítása igen változó (5–70%), a megfigyelések szerint fejlettsége a fényviszonyoktól függ. Tömeges növénye a hamvas szeder (*Rubus caesius*). Mellette fák és cserjék fiatal egyedei fordulnak elő. A gyepszint a többnyire erős árnyékolás miatt nem záródik. A cserjeszint fejlettségétől függően borítása változó (5–50%). Igazi fáciesképző növénye nincs, de viszonylag nagyobb foltokban előfordulhat a mocsári kutyatej, a kereklevelű repkény (*Glechoma hederacea*), a pántlikafű, a salátaboglárka (*Ranunculus*

ficaria), a tyúkhúr (*Stellaria media*), a fekete nadálytő (*Symphytum officinale*), a kissé degradált állományokban pedig a fűzlevelű őszirózsa és a nagy csalán. A salátaboglárka helyenként gyakori előfordulása a fehérynáras ligeterdők (*Senecioni sarracenicis-Populetum albae*) felé való átmenetet is jelzi, ahol e növény már fáciesképző szerepet is betölthet.

Ezek a feketegalagonya-cserjések az erdőgazdálkodás bevezetése előtti időszakban a foltdinamika törvényszerűségei szerint változtathatták helyüket. Ahol a lombkoronaszintben „lékek” keletkeztek, megjelentek, ha a „lékek” bezárultak, megritkultak, s beleolvadtak a puhafás ligeterdőkbe. A feketegalagonya-cserjések keletkezése és megszűnése tehát a lombkoronaszint kirtkulásának és záródásának a függvénye.

A fajkombináció is jól mutatja, hogy a feketegalagonya-cserjések térbeli és ökológiai átmeneti helyet foglalnak el a fűzligetek és a fehérynáras ligeterdők között. Ezt támasztja alá a karakterfajok aránya, ugyanis számos szüntaxon esetén köztes elemzési eredmények születtek. Közülük a mocsári és a láp-réti elemek a szukcesszió irányával párhuzamosan csökkenő, a mezofil lomberdők, a keményfaligetek és a száraz tölgyesek fajai viszont növekvő tendenciát mutatnak. Ezen adatok az ártéri szintek közötti talajnedvességi viszonyokat is tükrözik. A feketegalagonya-cserjésekben gyakoriak a fénykedvelő ruderaliák, amelyek jelenléte a hiányzó lombkoronaszinttel kapcsolatos fényviszonyokkal hozható összefüggésbe.

A feketegalagonya-cserjések a Csepel-szigettől a szerb és horvát határig szórványosan fordulnak elő (KEVEY és mtsai 2006, 2015), míg ČARNI és mtsai (2004) szerint e politikai határokon túl a Duna és Dráva találkozásáig is megtalálhatók.

Mivel a fekete galagonya és keverékfaja a Degen-galagonya a Csepel-szigettől az Aldunáig terjedő ártéri szakasz bennszülött növénye, ezért a róla leírt cserjés is – mint lokális asszociáció – a hazai Duna-ártér legékeesebb botanikai értékei közé tartozik. Az asszociáció az alábbi védett növényritkaságok számára nyújt élőhelyet: fürtös gyűrűvirág (*Carpesium abrotanoides*), Degen-galagonya, fekete galagonya, kornis tárnics (*Gentiana pneumonanthe*), mocsári lednek (*Lathyrus palustris*), nyári tözike, kígyónyelv páfrány (*Ophioglossum vulgatum*), mocsári aggófű (*Senecio paludosus*), ligeti szőlő.

A bokorfüzesek tájtörténete

A folyó építő munkája következtében folyamatosan újabb zátonyok és partszakaszok keletkeznek, majd a zátonyok pár évtized alatt szigetekké fejlődnek. Ezzel párhuzamosan a zátonyokon és a partokon kialakult csigolya és mandulalevelű bokorfüzesek puhafás ligeterdőkbe (fűzligetek, feketenyáras és fehérynáras ligetek) fejlődnek.

E rövid ideig fennálló élőhelyek fahozama jelentéktelen, ezért itt erdőgazdálkodást nem végeznek. A bokorfüzesek és a feketegalagonya cserjések állapotát a múltban (és jelenleg is) a legeltetés (pl. fohozgátlkodás), a horgászat és a kavicsbányászat érintette. E beavatkozások degradációt, gyomosodást, illetve egyes állományok fragmentálódását, esetleg megsemmisülését eredményezhetik.

A bokorfüzesek jelentősége

A bokorfüzesek jelenléte hozzájárul az ártéri tájkép kialakulásához, meghatározza annak harmóniáját. Állományaiban szórványosan védett fajok is előfordulnak. Ilyen a csigolya bokorfüzesekben a havasi ikravirág (*Arabis alpina*), a vízparti deréce, a csermelyciprus, a fekete ribiszke és a parti fűz, míg a mandulalevelű bokorfüzesekben a heverő iszapfű (*Lindernia procumbens*), a nyári tözike és olykor az ideiglenesen megjelenő hegyi csipkeharaszt (*Selaginella helvetica*). E fajok többnyire a magasabb hegyvidékekről, a víz sodrásával kerülhettek ide. A bokorfüzesek természetvédelmi jelentőségét tovább emeli az ártéri szukcesszióban betöltött szerepük, mivel a csigolya bokorfüzesekből a feketenyáras ligetek, a mandulalevelű bokorfüzesekből a fűzligetek, a feketegalagonya-cserjések közül pedig a fehérenyáras ligetek fejlődnek.

A bokorfüzesek veszélyeztető tényezői

A csigolya bokorfüzesek a nagyobb folyóink kavicsos és durva homokkal borított zátonyain és partszakaszain évről-évre újra keletkeznek. Sajnos ezt a folyamatot az utóbbi évtizedekben a folyószabályozási munkálatok egyre jobban akadályozzák. A Felső-Szigetközben például – a Duna szlovákiai elterelése után – a csigolya bokorfüzesek állományai kiszáradtak, tönkrementek (KEVEY 1999b, 2002b,d). Ráadásul kialakulásuk lehetősége is megszűnt, mert e folyószakaszon az árhullámok a korábban lerakott kavicsstakaróra most már iszapot terítenek (KEVEY 2004a). Az Alsó-Szigetköz nem érintette a Duna elterelése, ezért itt, valamint Nagymaros felé még megfigyelhetők a csigolya bokorfüzesek keletkezésével és átalakulásával kapcsolatos dinamikus változások. Sajnos e folyószakaszokon már nincs oly gazdag szigetvilág, kevés a zátony, ezért a csigolya bokorfüzesekből is kevés akad. Ezzel szemben igen szép állományaik vannak a Dráva – még alig szabályozott – somogyi szakaszán Órtilos és Heresznye között.

Bár a mandulalevelű bokorfüzesek túlnyomó része a Felső-Szigetközben – a Duna szlovákiai elterelését követően – kiszáradt, degradálódott (KEVEY 2003), az asszociáció fennmaradását különösebb veszély nem fenyegeti. A mandulalevelű bokorfüzesek ugyanis nagyobb folyóink kiöntéseiben, mellékágai- ban, holtágaiban és morotváiban újra és újra kelet-

keznek. Így volt ez a Felső-Szigetközben is, ahol a Duna elterelése utáni vízszint csökkenés következtében ugyan kiszáradtak, de egy alacsonyabb ártéri szinten pár év alatt ismét kialakultak.

A feketegalagonya-cserjés állományait olykor túlságosan beárnyékolhatják a szomszédos erdő- társulások (fűzligetek, fehérenyáras ligetek) fái, s a kedvezőtlené váló fényviszonyok miatt a cserjés megritkulhat, sőt el is tűnhet. Károsodás érheti a feketegalagonya-cserjéseket, ha a velük érintkező fehérenyáras ligeterdőket, vagy a fűzligeteket letermelik. Ilyenkor a favágók általában a fokozottan védett fekete galagonyákat is kivágják. A fokok legeltetése esetén a legelésző állatok okozhatnak némi rágási és taposási kárt. Az inváziós fajok közül a cserjeszintben helyenként elszaporodhat a zöld juhar, az amerikai kőris és a parti szőlő (*Vitis riparia*). A gyepszintben flóraszennyező hatást fejt ki a fűzlevelű őszirózsa, a süntök, a bíbor nebánsvirág, a kisvirágú nebánsvirág és a magas aranyvessző, de bolygatottabb helyeken a parlagnyű (*Ambrosia artemisiifolia*) is megjelenhet.

Fenti három ártéri cserjés természet szerű állapotát veszélyeztetik a folyókba dobált szennyező anyagok (pl. műanyag flakonok), amelyek az árhullámmal vándorolnak, s apály idején e termőhelyeken megrekednek.

A bokorfüzesek természetvédelmi kezelése

A csigolya és mandulalevelű bokorfüzesek, valamint a feketegalagonya-cserjések alacsony termetüknél fogva jelentéktelen fatömegűek, ezért állományaikban erdőgazdasági tevékenységet nem folytatnak. Állományaik természetvédelmi kezelést nem igényelnek.

A csigolya és mandulalevelű bokorfüzesek a folyóvíz természetes dinamikája szerint fejlődnek. Érdekes azonban odafigyelni a folyók szabályozására, a kavicsbányászatra, a holtágak rehabilitációjára, hogy a jövőben is lehetőség nyíljon e bokorfüzesek újra képződésére. Ez azért is jelentős, mert e bokorfüzesekből jönnek létre a szukcesszió során a fűzligetek és a feketenyáras ligetek. Ugyanis az utóbbi két asszociáció fennmaradásának, utánpoztlásának egyetlen lehetősége az újabb és újabb bokorfüzesek megjelenése.

A feketegalagonya-cserjésekben sem szoktak természetvédelmi kezelést folytatni. Azonban ha állományaik túlságosan beárnyékolná a szomszédos erdő- társulások lombkoronája, a fák ritkításával segíthetnénk elő a cserjés számára az ideális fényviszonyokat. Amennyiben a feketegalagonya-cserjésekkel érintkező fehérenyáras ligeterdőket, vagy fűzligeteket letermelik, figyelmeztetni kell az erdőgazdálkodót, illetve a favágókat hogy e szegélytársulás cserjéit ne vágják ki, amellyel amúgy is csak némi rőzséhez juthatna a gazdálkodó. A fokok legeltetése esetén a

legelésző állatok okozhatnak némi rágási és taposási kárt. Ha ez problémát jelent, akkor kerítéssel óvhatjuk meg az értékes feketegalagonya-cserjéseket. Az inváziós fajok flóraszennyező hatást fejtenek ki, mint a zöld juhar, az amerikai kőris, a gyalogakác és a parti szőlő, a gyepszintben pedig a fűzlevelű őszirózsa, a süntök, a bíbor nebáncsvirág, a kisvirágú nebáncsvirág, a magas aranyvessző és a parlagfű. Sajnos e növények visszaszorítására még nincs minden körülmények között megfelelően hatékony módszer.

Puhafás ligeterdők

A zátonyszint további feltöltődésével a bokorfüzesek puhafás ligeterdökké fejlődnek. Állományaik a folyók alacsony árterén foglalnak helyet. Aljnövényzetük ezért erősen higrofil jelleget mutat. Nyers öntéstalajuk csak rövid fejlődési folyamaton képes átmenni, ugyanis a képződő nyers humuszt az újabb árhullámok vagy elsodorják, vagy pedig újabb hordalékot terítenek rá. Így jönnek létre az úgynevezett rétegezett öntéstalajok.

A puhafaligetek rendszerezése és nomenklatúrája régóta vitatott. A kutatók egy része az alacsony árteret erdeit fűz-nyár ligeterdő néven egyetlen társulásként értelmezi, függetlenül attól, hogy milyen azok termőhelye, s a lombkoronaszintben melyik faj uralkodik. Voltak olyan kezdeményezők, akik megkísérelték e többé-kevésbé heterogén vegetációtípust két-három asszociációra is szétbontani. Jelen ismereteink szerint a Magyar Alföldön három puhafaliget társulás különíthető el, mint fűzliget, fekete-nyáras ligeterdő és fehérsnyáras ligeterdő.

Puhafás erdőtársulások

Fűzligetek (Leucojo aestivi-Salicetum albae KEVEY in BORHIDI ÉS KEVEY 1996)

A puhafaligetek közül a fűzligetek az alacsony árteret mély fekvésű, kötött és iszapos talajú részeit foglalják el (4–5. és 8. ábra). Évente 3–4 hónapon át is elárasztás alá kerülhetnek. Tipikus állományaik az alacsony árteret mélyedéseiben, horpadásaiban figyelhetők meg. Nyers öntéstalajuk általában iszapos, ezért meglehetősen kötött, vízgazdálkodásuk így viszonylag kiegyensúlyozott. A szigetek parti zónájában vannak kevésbé kötött talajú fűzligetek is, de ezek aljnövényzetének összetétele már a feketenyáras ligeterdőkéhez közeledik. Gyepszintjüket a talajvízszint és az árhullámok jelentősen befolyásolják.

A fűzligetek felső lombkoronaszintje közepesen zárt (50–70%), s elérheti a 20 méter magasságot. Túlnyomórészt a fehér fűz alkotja, de vannak olyan állományok, amelyekben a törékeny fűz képez konszociációt. A fekete és fehér nyár ritka, inkább csak szálanként fordul elő. Az alsó lombkoronaszint



8. ábra. Fűz liget (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*) a Szigetközben: Dunasziget „Hajós-sziget” (fotó: Kevey Balázs)

5–30% borítottságú, magassága pedig 10–15 m. A fehér fűz és törékeny fűz fiatal egyedei mellett egyéb fafajok (mézgás éger, vénic szil) csak elvétve fordulnak elő. Cserjeszintjük legtöbbször hiányzik, vagy jelentéktelen. Gyepszintjük 60–100% borítottságú, s igen változatos. Elsősorban mocsári növények képeznek benne fáciest: éles sás, parti sás, hólyagos sás, mocsári galaj (*Galium palustre*), mocsári nefelejcs, nád, pántlikafű, mocsári perje, borsos keserűfű, szelíd keserűfű, vízi kányafű, mocsári tisztessű, de gyakran a védett nyári tőzike is sűrűn beborítja az erdő gyepszintjét. A szigetközi fűzligetek növényritkasága a keserű kakukktorma (*Cardamine amara*). Az Alföldön másutt nem él, de a Felső-Szigetköz egyik fűzligetében – a Duna eltereléséig – tömeges volt.

A puhafás ligeterdők közül a fűzligetekben található a legtöbb mocsári és puhafaligeti elem. Ugyanakkor a ruderaliák e társulásban mutatják a legkisebb arányt, amelyből arra lehet következtetni, hogy a fűzligetek állnak legközelebb a természetes állapothoz.

A fűzligetek az iszapos homokkal és iszappal fedett partok, valamint hullámtéri morotvák mandulalevelű bokorfüzeséből jönnek létre úgy, hogy a termőhely az újabb és újabb árhullámok során tovább töltődik. Ez az átalakulási folyamat mintegy 25 év alatt nyomon követhető. Mindez úgy játszódik le, hogy a mandulalevelű bokorfüzesek cserjeszintjében általában gyakori fehér fűz, ritkábban a törékeny fűz túlnövi, majd beárnyékolja a fényigényes cserjetermetű mandulalevelű és kosárkötő füzeket, így azok előbb-utóbb kiszorulnak a termőhelyről. Közben az aljnövényzet is átalakul, részben a termőhely további feltöltődése, részben pedig a nagyobb árnyékoló hatás miatt. A mandulalevelű bokorfüzesek így fűzligetökké fejlődnek.

A fűzligetek a szukcesszió során – hosszú fejlődés eredményeként – fehérsnyáras ligeterdökké fejlődnek (részletesen lásd a fehérsnyáras ligeteknél). Előfordulhat, hogy a fűzligetek élőhelye (pl. morotva) annyira elszigetelődik a folyótól, hogy előntésben már nem részesül. Ilyenkor nedvességigényét a talajvíz biztosítja. A pangó vizes élőhely kialakulása követ-

keztében némi tőzeg felhalmozódása játszódik le, s a fűzliget folyamatosan fehérfüzes láperdővé (*Carici elatae-Salicetum albae*) fejlődik (KEVEY 2008).

Soó (1971) szerint hazai puhafás ligeterdeink nyugat felé Alsó-Ausztriában jelennek meg, s innen délkeletre a Kárpát-medencében elterjedtek. A szerző megemlíti egy „*Salicetum albae-fragilis danubiale*” és egy „*Salicetum albae-fragilis tibiscense*” nevű földrajzi variánst is. Néhány ritka fajtól eltekintve azonban e két változat között nincs lényeges különbség, ezért az Alföld nagyobb folyóit (Duna, Rába, Dráva, Tisza, Bodrog, Hernád, Szamos, Körös) és patakjait szegélyező fűzligeteket helyes egyetlen asszociációba sorolni (ZÓLYOMI 1937, SIMON 1957, KÁRPÁTI 1957, 1958, 1982, 1985, TÓTH 1958, TÓTH és KÁRPÁTI 1959, KEVEY 2008, SZIRMAI és mtsai 2008 stb.).

Feketenyáras ligeterdők (*Carduo crispi-Populetum nigrae* KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996)

A fűzligetekhez hasonlóan a feketenyáras ligeterdők is a mély fekvésű termőhelyeken jönnek létre, ezért kisebb árhullám esetén is víz alá kerülhetnek (2. és 9. ábra). Termőhelyi vonatkozásban annyi a különbség, hogy míg a fűzligetek viszonylag vastag, iszapos homokon jönnek létre, addig a feketenyáras ligetek kavicsrétegre rakódott, durva homok takarón fejlődnek. Nyers humuszt tartalmazó, rétegzett öntéstalajuk ennek megfelelően kevésbé kötött. Az ilyen talajok vízmegtartó képessége rossz, apály esetén jobban kiszáradnak, mint a fűzligetek taljai.

A feketenyáras ligetek felső lombkoronaszintje kissé jobban zárt (60–75%), mint a fűzligeteké, s az állomány korától függően 25–30 méter magas. Túlnyomórészt fekete nyár alkotja, de vannak olyan állományok, amelyekben a fehér fűz képez konszociációt. A törékeny fűz és a fehér nyár ritka, többnyire csak szálanként fordul elő. Az alsó lombkoronaszint változóan fejlett. Borítása 5–30%, magassága pedig 10–20 m. A felső lombkoronaszint fáinak fiatalabb példányai mellett itt megjelenhet a vénic szil, ritkábban pedig a mezei szil. A liánok közül fontosabb szerepet tölt be a komló, ritkábban pedig az erdei iszalag (*Clematis vitalba*). A fiatalabb állományok cserjeszintje alig (1–10%), az idősebbeké közepesen (20–40%) fejlett, magassága pedig 1,5–3 méter. A fejlettebb cserjeszintű állományokban gyakori lehet a veresgyűrű-som és a fekete bodza (*Sambucus nigra*). A legidősebb állományok már a fehéryáras ligeterdők felé közelednek. Az alsó cserjeszint (újulat) borítása 1–30%. Benne nagyobb tömegben is előfordulhat a hamvas szeder. Gyepszintjük fejlett, borítása 80–100%. Természetszerű fáciasei ritkák. Ilyen a foltos árvacsalán (*Lamium maculatum*) és a pántlikafű típus, de vannak olyan lágyszárúak is, amelyek kisebb területeken képeznek fáciest: podagrafű (*Aegopodium podagraria*), szálkás tarackbúza (*Elymus caninus*), sövényszulák, kereklevelű rep-



9. ábra. Feketenyáras ligeterdő (*Carduo crispi-Populetum nigrae*) a Szigetközben: Ásványráró „Árva-sziget” (fotó: Kevey Balázs)

kény, nád, mocsári perje, sovány perje, szelíd keserűfű. A származék típusok közül a ragadós galaj (*Galium aparine*), a nagy csalán, valamint az inváziós fűzlevelű őszirózsa és a bíbor nebánsvirág (*Impatiens glandulifera*) fáciessé lehet gyakori.

A feketenyáras ligetek ugyan hasonló magassági szinten fejlődnek, mint a fűzligetek, aljnövényzetük mégis kevésbé mutatja a nedves jelleget. Ennek oka az, hogy állományai kavics takarón jönnek létre, amelyet durva homok borít. E durva szemcséjű alapkőzet vízmegtartó képessége csekély, nyers öntéstalaja ezért apály esetén erősebben kiszárad. Ezzel magyarázható, hogy a feketenyáras ligetek aljnövényzete – a mély fekvés ellenére is – tartalmaz mezofil jellegű növényfajokat, ezért fajkombinációjukkal a fehéryáras ligeterdők felé közelednek. A feketenyáras ligetek faji összetétele a fűzligetek és a fehéryáras ligeterdők között áll. Ezt mutatja a mocsári, a puhafa- és keményfaligeti, valamint a mezofil lomberdei növények aránya. A három puhafaligeti asszociáció közül a ruderaliák a feketenyáras ligetekben a leggyakoribbak. Ez egyben azt is bizonyítja, hogy a csigolya bokorfüzesekből fejlődnek.

A feketenyáras ligetek kialakulása hasonló módon játszódik le, mint a fűzligetek esetében. A csigolya bokorfüzesek cserjeszintjében általában gyakori a

fekete nyár és a fehér fűz. E fajok túlnövik és beárnyékolják a fényigényes, cserjetermetű csigolyafüzet, mire az folyamatosan kiszorul az élőhelyről. Közben a termőhely további feltöltődése és a nagyobb árnyékoló hatás miatt az aljnövényzet is átalakul. A csigolya bokorfüzesek így mintegy 25 év alatt feketenyáras ligetökké fejlődhetnek. Amennyiben a csigolya bokorfüzesben sok volt a fekete nyár, akkor tipikus feketenyáras liget jön létre. Ismeretes azonban e társulás fehér füzes konszociációja is. Az ilyen állományok olyan csigolya bokorfüzesből fejlődnek, amelyek cserjeszintjét túlnyomórészt fehér fűz képezi. A szukcesszió további lépcsőfoka szerint az idős feketenyáras ligeterdők már fehérenyáras ligetökké alakulnak.

A feketenyáras ligeterdőről először KNAPP (1948) Közép-Európa déli és nyugati részéről, majd PARABUCSKI (1972) a Vajdaságból tett említést. Hazai feketenyáras ligeteink leírása a Szigetközben történt (KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996), de e társulás azóta a Dráva mentén is előkerült (KEVEY 2008). Továbbá UJVÁROSI (1940), ZSOLT (1943), TÍMÁR L. (1950), KÁRPÁTI (1957), TÓTH (1958), SIMON (1957), SIMON és mtsai (1993), valamint SZIRMAI és mtsai (2008) cönológiai táblázatai is tartalmaznak feketenyár ligetekhez sorolható felvételeket, amelyek az Alföld nagyobb folyói mentén fordulnak elő szórványosan. Az eddigi vizsgálatok szerint úgy tűnik, hogy egyetlen kárpát-medencei, lokális asszociációval állunk szemben.

Fehérenyáras ligeterdők (*Senecioni sarracenic-Populetum albae* KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996)

Nyugat- és Észak-Európában nincsenek fehérenyáras ligetek (ELLENBERG 1978). Az igazi fehérenyáras ligeterdők a Földközi-tenger mediterrán régiójában fordulnak elő (TCHOU 1949a,b,c,d; KÁRPÁTI és KÁRPÁTI 1961). A Kárpát-medencében még kimutatható némi szubmediterrán jellegű klíma, s nagyobb folyóink árterein a fehérenyáras ligetek többfelé meg is jelennek.

Magyarországon először TÓTH (1958) tárgyalta külön a mély fekvésű fűzligeteket és a magasabb fekvésű nyárligeteket, de – mint korábban már szó volt róla – a fekete- és fehérenyáras ligeteket nem választotta szét. Vele egy időben JURKO (1958) már utalt a fehérenyáras ligetek szigetközi előfordulására (Oroszvár, Dunacsúny). Továbbá UJVÁROSI (1940), ZSOLT (1943), TÍMÁR L. (1950), KÁRPÁTI (1957), KLJUBER és mtsai (1963), VÖRÖSS (1964), SIMON (1957), SIMON és mtsai (1993), valamint TÓTH (1958) cönológiai táblázatai is tartalmaznak fehérenyáras ligetekhez sorolható felvételeket. E fehérenyáras ligeterdők azonban nem azonosíthatók a *Populetum albae* (BR.-BL. 1930) TCHOU 1946 asszociációval, amely a mediterrán magyal tölgy (*Quercus ilex*) erdőkkel közvetlenül érintkezik. A hazai állományok a Szigetközben kerültek leírásra (KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996).



10. ábra. Fehérenyáras ligeterdő (*Senecioni sarracenic-Populetum albae*) a Szigetközben: Dunakiliti „Jegenyész” (fotó: Kevey Balázs)

A fehérenyáras ligetek az alacsony ártér viszonylag magasabb részeit foglalják el (2., 4., 5., 7. és 10. ábra). Mintegy 1–1,5 m-rel magasabban fekszenek, mint a fűzligetek és a feketenyáras ligeterdők, ezért csak nagyobb árhullám esetén kerülnek víz alá. Évente 1–2 hónapon át kerülhetnek elárasztásra, de aszályos időszakokban az árhullám akár több éven át is elmaradhat. Többnyire vastag, finom szemcséjű öntéshomokon fejlődnek. Nyers öntéstalajuk általában laza, alig kötött, s kissé átmenetet képez az öntés-erdőtalajok felé.

A fehérenyáras ligetek megjelenése más, mint a fűzligeteké és a tölgy-köris-szil ligeteké, amely elsősorban a sajátos fiziognómiával kapcsolatos. A felső lombkoronaszint 60–80% záródású, magassága pedig 20–30 m. Uralkodó fajjuk általában a fehér nyár. A Szigetközben azonban ismert egy olyan állománya is, amelyben a hamvas éger (*Alnus incana*) képez konszociációt (Dunasziget „Nyáras-sziget”). A fekete nyár és a fehér fűz e társulásban inkább csak szórványosan fordul elő. Az alsó lombkoronaszint záródása 5–40%, magassága pedig 10–18 m. Jellemző itt a hamvas éger, a vénic szil és a mezei szil, míg a ritkaságokat a védett parti fűz képviseli. A cserjeszint általában fejlett, borítottsága 40–70%

magassága pedig 2–3 m. Elsősorban a veresgyűrű-som képezi, de mellette gyakran megtalálható az egybibés galagonya, a csíkos kecskerágó, valamint a keményfaligetek jellemző fás növényei közül a zselnicemeggy (*Padus avium*) és a kányabangita. Az alsó cserjeszintben (újulat) jellemző a hamvas szeder helyenkénti nagyobb tömege. Igen változatosan fejlett a gypszint, amelynek borítottsága 10–100% lehet. Fáciesképző növényei a kereklevelű repkény, az erdei nebánsvirág (*Impatiens noli-tangere*), a foltos árvacsalán és a salátaboglárka. Helyenként nagyobb foltokat képezhetnek az alábbi fajok: podagrafű (*Aegopodium podagraria*), varázslófű (*Circaea luteotiana*), hóvirág (*Galanthus nivalis*), vízi csillaghúr (*Myosoton aquaticum*), pántlikafű, sovány perje, gumós nadálytő (*Symphytum tuberosum*), néhol pedig a ritkás sás (*Carex remota*). A degradáltabb helyeken nagyobb tömegben fordulhat elő a ragadós galaj és a nagy csalán, az inváziós elemek közül pedig a bíbor nebánsvirág és a kisvirágú nebánsvirág (*Impatiens parviflora*).

A fehérnyáras ligetekben külön figyelemre méltó egy kezdetleges aszpektusváltás, amely mezofil lombdőkben (égerligetek, tölgy-köris-szil ligetek, gyertyános-tölgyesek, bükkösök) teljesedik ki. Így a gyakran tömeges salátaboglárka képezi a kora tavaszi aszpektust, amelyben a hóvirág, a dunai csillagvirág (*Scilla vindobonensis*), valamint ritkán a sárga tyúktaréj (*Gagea lutea*) és a pézsmaboglár (*Adoxa moschatellina*) is megjelenhet.

A feketenyáras ligetekhez képest a fehérnyáras ligetekben tovább csökken a mocsári elemek aránya, viszont itt is meghatározó szerepet töltenek be a puhafaligetek jellemző növényei: fodros bogáncs (*Carduus crispus*), szegfűbogyó (*Cucubalus baccifer*), szálkás tarackbúza, komló. Az előbbi puhafaliget társulásokhoz képest viszonylag nagyobb fajszámban jelennek meg a keményfaligetek és a mezofil lombdők elemei. Előfordulásuk a tölgy-köris-szil ligetekkel való szukcessziós kapcsolat bizonyítéka.

A fehérnyáras ligetek részben feketenyáras ligetkből, részben pedig fűzligetkből jöhetnek létre. E folyamat hosszú ideig tart, megfigyelésére egy emberöltő kevés. Az ártéri szintek ismerete és az asszociációk egymás mellettiségéből azonban lehet következtetni e szukcessziós folyamatra (KEVEY 1998, 2008), amely az alábbi módon játszódhat le: Az idősödő fűzligetek és feketenyáras ligetek már nem tudnak megújulni, alnövényzetükben csak elvétve találhatunk fehér fűz, illetve fekete nyár csíranövényeket, csemetéket. Ennek több oka is van. Egyrészt e fafajok magja csak akkor képes kicsírázni, ha friss öntésiszapra, vagy homokra kerül. Másrészt e puhafás ligeterdők aljában általában dús gypszint található, ezért a lágyszárúak konkurenciája gátolhatja a fehér fűz és a fekete nyár magjainak csírázását és a csíranövények továbbfejlődését. Amennyiben az árhullám friss öntésiszapot terít a gypszintre, az idős

fák árnyékoló hatása akadályozhatja meg a csíranövények megerősödését. Végül e puhafás ligeterdők termőhelyét az árhullámok – a lerakott hordalékkal – évről-évre fokozatosan magasítják. Mire egy fűzliget, vagy egy feketenyáras ligeterdő eléri az idős kort, a termőhely annyira magas lesz, hogy már alig lenne alkalmas e fiatal fafajok befogadására. Ha ilyen erdőkben nem folytatnának erdőgazdálkodást, hosszú távú monitorozással végig lehetne kísérni e két társulás fehérnyáras ligeterdővé történő átalakulási folyamatát. Ez úgy kezdődik, hogy a kiöregedett fehér fűz, illetve fekete nyár egyedek egy idő után öszszeroszkodnak. A megmagasodott ártéri szint már nem kínál újabb lehetőséget a fiatal fűzek, illetve a fekete nyár magjainak csírázására. A fehér nyár ezzel szemben a megváltozott termőhelyi viszonyok mellett már jól csírázik. Bartha Dénes (írásbeli közlése, 2015) szerint azonban e két nyár faj magjainak csírázási körülményei között nincs lényeges különbség. Ha ez valóban így van, akkor lennie kell egy olyan ökológiai tényezőnek, amely a két erdőtársulást a térben és időben, azaz az ártéri szintekben egymástól elkülöníti. Ez a tényező lehet az elárasztás gyakorisága és ezek időtartama. Megfigyelések szerint a magasabb szinteken a fekete nyár magjai nem csírázhatnak oly nagy eréllyel, mint a fehér nyár magjai és fordítva. E két asszociáció lombkoronaszintjének kialakulásában szerepet játszhatnak a konkurenciaviszonyok is. Lehetséges, hogy az alacsony ártér mintegy 1–1,5 méterrel magasabb szintjein a fehér nyár elnyomja a fekete nyár egyedeket, s utóbbi kiszorul, illetve erősen megritkul az időközben már megmagasodott térszintről. E kérdések eldöntéséhez hosszútávú monitoring-vizsgálatokra lenne szükség. Ilyesmit azonban egyelőre nem végeznek. Mivel a már megmagasodott ártéri szint már ritkábban kerül elárasztásra, ezért a fehér nyár csíranövények további fejlődésének lehetősége biztosítva van. A folyamatosan öszszeroszkodó idős fehér fűz, illetve fekete nyár egyedek helyét így fokozatosan fiatal fehér nyárok foglalják el, majd a fűzligetet, illetve a feketenyáras ligetet a fehérnyáras ligeterdő váltja fel. E hipotézist alátámaszthatja az, hogy az idősebb, magasabb térszintű fűzligetekben és feketenyáras ligetekben szórványosan megtalálhatók a fehér nyár cserje termetű egyedek, s a lágyszárú szintben is felbukkanhatnak olyan növények, amelyek már a fehérnyáras ligetekre jellemzőek: pl. podagrafű, keleti kontyvirág (*Arum orientale*), farkasszőlő (*Paris quadrifolia*), dunai csillagvirág, erdei tisztosfű (*Stachys sylvatica*) stb.

A fehérnyáras ligetek szukcessziós iránya a tölgy-köris-szil ligeterdők felé mutat (KEVEY 1998). A két asszociáció a hazai Duna és Dráva hullámterén ma is gyakran érintkezik egymással. A fehérnyáras ligeterdők azonban nem tévesztendőek össze a tölgy-köris-szil ligetek fehérnyáras konszociációival, amelyek legtöbbször a keményfás ligeterdők tarrá vágása után jönnek létre úgy, hogy a fehér nyár

sokkal jobban újul, mint a kocsányos tölgy, valamint a kőris és szil fajok (KÁRPÁTI és KÁRPÁTI 1958c).

A magyarországi fehérvyás ligetek leírása a Szigetközben történt (KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996). Azóta e társulás több tájegységen is előkeült, ahol a nagyobb folyókat szegélyezik. Így megtalálhatók a Csepel-szigeten és környékén (KEVEY és HUSZÁR 1999), a hazai Alsó-Duna-ártéren (Sárcöz, Mohácsi-sziget), a Dráva mentén (KEVEY és TÓTH 2006), a Bodrogszékben, a Felső-Tisza-vidéken (KEVEY és BARNÁ 2014), a Mura-ártéren (KEVEY 2014), valamint a Rába mentén. TÍMÁR L. (1950), SIMON (1957), valamint SZIRMAI és mtsai (2008) – a Tisza vidékéről közölt – táblázatai is tartalmazzak e társuláshoz sorolható felvételeket. Az eddigi elemzések szerint e hazai állományokat érdemes a Szigetközben leírt asszociációval azonosítani.

A puhafás ligeterdők tájörténete

Az alacsony árteret már ősidőktől fogva puhafás ligeterdők (füzligetek, feketenyáras és fehérvyás ligetek) borították. A fűz és nyár fajokat a lakosság elsősorban tűzifaként, szerszámfának és építkezésekre használta. Az ártéri legeltetések során a jószág gyakran behatolt a puhafás ligeterdőkbe, így azok aljnövényzetét rágási és taposási kár érte, ennek megfelelően többé-kevésbé degradálódott. Az elmúlt néhány évszázad során számos idegenhonos fafaj került hazánkba, melyek természetével a ligeterdők termőhelyén próbálkoztak, mint a zöld juhar és az amerikai kőris, a XX. századtól pedig óriási területeken ültették a nemes nyárákat (*Populus × euramericana*). Közben inváziós növények is bekerültek a hazai flórába, mint a fűzlevelű őszirózsa, a süntök (*Echinocystis lobata*), a bíbor nebánsvirág, a kisvirágú nebánsvirág, a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*), a gyalogakác és a parti szőlő. E szapora fajok lassan terhes özönnövényekké váltak.

Az 1800-as évektől végzett vízrendezések (mocsarak és lápok lecsapolása, folyószabályozások) a vizes élőhelyek rovására történtek, a puhafás ligeterdők egyre kisebb területre szorultak vissza, miközben az élőhelyeik átalakulásával párhuzamosan faji összetételük is némileg átalakult.

Az árvízvédelmi töltések megépítésével az ártér két részre tagolódott: a folyó és a töltés közötti hullámterre, valamint a töltésen kívüli ármentett területre (kültér). Utóbbi részeken elmaradtak az árhullámok, ezért az élőhelyek a korábbinál szárazabbakká váltak, s a ligeterdei szukcesszió a puhafás ligeterdőktől erősen a keményfaligetek felé irányult.

A puhafás ligeterdők jelentősége

A puhafás ligeterdők jelenléte szintén meghatározza az ártéri tájkép harmóniáját. Ha nem is túl nagy fajszámmal, de néhány védett növényfaj menedéket

talál a fűzligetekben, mint a tiszaparti margitvirág (*Chrysanthemum serotinum*), a Degen-galagonya, a fekete galagonya, a nyári tözike és a mocsári aggófű. A feketenyáras ligetekben sem túlságosan gyakoriak a védett növényfajok. A nyári tözike itt is előfordulhat, de gyakran tömeges a téli zsurló (*Equisetum hyemale*), míg a csermelyciprus, a fekete ribiszke és a parti fűz a legnagyobb ritkaságok közé tartozik. E két puhafás ligeterdő társulás jelentőségét tovább növeli az, hogy az ártéri szukcessziósorban – a termőhelyeik feltöltődésével – állományaik fehérvyás ligettké fejlődnek.

A fehérvyás ligeterdőkben már lényegesen több védett növényfaj került elő, mint az előbbi két asszociációból: borostás sás (*Carex strigosa*), fűrtös gyűrűvirág, tiszaparti margitvirág, fekete galagonya, Degen-galagonya, széleslevelű nőszőfű (*Epipactis helleborine* agg.), téli zsurló, kockásliliom (*Fritillaria meleagris*), hóvirág, hölgy estike (*Hesperis matronalis*), nyári tözike, békakonty (*Listera ovata*), jerikói lonc (*Lonicera caprifolium*), struccpáfrány (*Matteuccia struthiopteris*), békaszem (*Omphalodes scorpioides*), kígyónyelv páfrány, magasszárú kocsord (*Peucedanum verticillare*), fekete ribiszke, parti fűz, nyugati csillagvirág (*Scilla drunensis*), dunai csillagvirág, bársonyos görvélyfű (*Scrophularia scopoli*), pirítógyökér (*Tamus communis*), ligeti szőlő. E növények is dokumentálják a társulás természetvédelmi-botanikai jelentőségét, értékét. A természetes szukcessziósorban a fehérvyás ligetek hosszú idő után tölgy-kőris-szil ligettké fejlődnek, ezáltal biztosítják utóbbi asszociáció utánpótlását.

A puhafás ligeterdők veszélyeztető tényezői

A puhafás ligeterdők közül a fűzligetek reagálnak a legérzékenyebben a vízszint változására. Jó példa erre a Felső-Szigetköz, ahol a legszebb állományok voltak. Ezek túlnyomó része a Duna szlovákiai elterelését követően erősen degradálódott, tönkrement, aljnövényzetük elgyomosodott (KEVEY 1999b, 2002b, 2004b). A feketenyáras ligeteket valamivel kevésbé érintette a Duna elterelése, de faji összetételük így is jelentősen megváltozott (KEVEY 1999b, 2002b,c). Még ennél is nagyobb problémát jelent az, hogy a csigolya bokorfüzesek keletkezésének lehetősége a Felső-Szigetközben gyakorlatilag megszűnt, ezáltal a feketenyáras ligetek utánpótlására sincs lehetőség. Végül a közepesen magas ártéri szinten fejlődő fehérvyás ligetekben mutatkozott a legkisebb változás (KEVEY 1999b, 2002b, 2004c).

Több inváziós növényfaj veszélyezteti a puhafás ligeterdők természetességét. Ilyen a fák között a zöld juhar és az amerikai kőris, amelyek termését a szél és az árhullám egyaránt terjeszti. A zöld juhar például gyakran tömegesen jelenik meg az öregedő fűzligetek cserjeszintjében, veszélyeztetve a társulás fennmaradását. Az idős füzek kidőlése után az ilyen

állományok könnyen zöld juharossá alakulhatnak. A fehér eperfa ugyan szálanként előfordul, de lényeges zavarást nem fejt ki. A nemes nyárok spontán nem szaporodnak, viszont az erdészeti ültetések révén veszélyeztetik a puhafás ligeterdők fennmaradását. A nemes nyárnál az is problémát okoz, hogy a fekete nyárral kereszteződhet, s ezáltal veszélyezteti a fajtisza fekete nyár génállományának megőrzését. Veszélyes özönnövény a gyalogakác, amely hasonló módon terjed, mint a zöld juhar és az amerikai kőris. A parti szőlő is sokféle tömeges, a fákra futva fátyol társulást alkot. Itt is problémát jelent, hogy kereszteződik a védett ligeti szőlővel, amelynek génállománya lassan „beleolvad” a parti szőlőbe.

Az inváziós lágyszárúak közül e puhafás ligeterdőkben a fűzlevelű őszirózsa, a süntök, a bíbor nebánsvirág és a magas aranyvessző tömegesen megjelenése a jellemző. Valamivel kevésbé agresszív a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*), míg a kisvirágú nebánsvirág inkább csak a fehérynnyás ligetekben fejt ki zavarást. Az egynyári seprence (*Stenactis annua*) ugyan az egész országban elterjedt, de zavaró hatása különös problémát nem jelent. Egyes őshonos lágyszárú gyomok is megjelenhetnek nagyobb tömegben, mint a ragadós galaj, a hamvas szedes és a nagy csalán.

Veszélyeztető tényezőként jöhet számításba még az ártéri legeltetés, amennyiben a jószág behatol a puhafás ligeterdőkbe, s ott rágási és taposási kárt okoz. Az árhullámok által lerakott műanyag flakonok itt is szennyező hatást fejtenek ki.

A puhafás ligeterdőkben végzett erdőgazdálkodás és természetvédelmi kezelés

Puhafás ligeterdeink (fűzligetek, feketenyáras és fehérynnyás ligetek) egykor az ország árterületeinek jelentős hányadát borították. Az erdők irtásával és a gyorsan növekvő fafajok telepítésével mára nagyon megfogyatkoztak. Az idős állományok ma is fokozatosan letermelésre kerülnek. Sajnos az országszerte elterjedt gyakorlat szerint a vágásterületen legtöbbször tuskózást és mélyszántást alkalmaznak, majd a felújítást nemes nyárral, vagy nemesített fehér fűzekkel végzik. Ezt a faállomány-cserét hajtották végre a Szigetköz már védett fűzligeteinél és feketenyáras ligeterdeinél (KEVEY 1999b, 2002b, 2002c), de sokféle másutt is. A fehérynnyás ligetek vágásterületein sokféle amerikai kőris monokultúrákat is létrehozottak.

Mivel a puhafás ligeterdők (fűzligetek, feketenyáras és fehérynnyás ligeterdők) kiterjedése a folyók árterén töredékére csökkent, olyan erdőgazdálkodásra és természetvédelmi kezelésre van szükség, amely mellett a maradék állományok megőrzése, valamint a degradált erdők esetleges rekonstrukciója megvalósítható.

Az általános gyakorlat szerint a fűzligetek vágásterületét nemes nyárral, vagy nemesített fehér

fűzekkel (pl. Bédai egyenes) ültetik be. A jövőben kerülni kell az ilyen beavatkozásokat. A fűzligetek felújítása, megőrzése azonban több problémába is ütközik. Az idős, vágásérett fűzligetek ártéri szintje – a gyakran ismétlődő árhullámok által leterített hordalékok miatt – már magasabb, mint a fiatal fűzligeteké. A fűzmagok egyrészt csak friss öntésiszapon, vagy -homokon képesek csírázni, az ilyen termőhelyeken azonban a sűrű lágyszárú növényzet konkurenciája miatt ez nem tud megvalósulni. Másrészt az idős fűzesekben gyakran megfigyelhető az, hogy a lombkorona alatt kialakul egy – elsősorban zöld juharból álló – cserjeszint. Az ilyen fűzligetek – ha valamely természetvédelmi oknál fogva nem kerülnek letermelésre – az idős fák összeroskadása után könnyen zöld juharossá alakulhatnak. E problémák megelőzése érdekében ajánlatos az állományba fehér nyárat ültetni, hisz a fűz termőhely valójában már fehér nyár termőhellyé alakult, s a szukcessziós irány amúgy is a fehérynnyás liget kialakulása felé mutat. Mivel a fűzligetek folyamatosan fehérynnyás ligeterdőkbe fejlődnek, ezért elvileg gondoskodni kell a fűzligetek utánpótlásáról. Ezt a mandulalevelű bokorfűzesek folyamatos keletkezése biztosíthatja. Ezért fontos, hogy a folyók hullámterében, elsősorban a mellékág-rendszerben lehetőség legyen újabb és újabb iszapos partszakaszok kialakulására, amelyeken pár év alatt ki tudnak fejlődni a mandulalevelű bokorfűzesek (KEVEY 2008).

A legszebb feketenyáras ligetek a Felső-Szigetközben voltak. Ezek azonban a Duna szlovákiai elterelése következtében erősen degradálódtak, elgyomosodtak. Állományaik túlnyomó részét azóta letermelték, s helyükön nemes nyár ültetvényeket hoztak létre. Az Alsó-Szigetközben, valamint a Dráva Órtilos és Babócsa közötti szakaszán még meglévő, idős feketenyáras ligeteket fatermelést nem szolgáló üzemmódba át kell vezetni. Ezen kicsiny állományokból amúgy is kevés akad, s amúgy is az ERTI részéről program indult a fekete nyár hazai génmegőrzésére (BACH 1998). A kiöregedő feketenyáras ligetek megőrzésénél hasonló problémák merülnek fel, mint a fűzligetek esetében. Amennyiben tarvágás történt, a vágásterületet érdemes fehér nyárral felújítani, hisz az idős feketenyáras ligetek termőhelye már annyira feltöltődött, hogy megérett a fehérynnyás ligetté történő átalakulásra. Ha sikerül a fatermelést nem szolgáló üzemmódba átvezetni az idős feketenyáras ligetet, akkor javasolt az összeroskadott fekete nyár példányok helyére fehér nyár csemetét ültetni, hisz a szukcessziós irány amúgy is a fehérynnyás ligeterdő kialakulása. Az így átalakult feketenyáras ligetek utánpótlását a csigolya bokorfűzesek folyamatos keletkezése biztosíthatja, amelyek fokozatosan feketenyáras ligetkévé fejlődnek (KEVEY 2008). Ennek érdekében biztosítani kell, hogy a folyók továbbra is építsenek kavics zátonyokat és kavicsos partszakaszokat. Sajnos a Felső-Szigetközben – a Duna szlovákiai eltere-

lése óta – az ilyen kavicsos élőhelyek keletkezésének lehetősége gyakorlatilag megszűnt, mert a folyó a korábban lerakott kavicsos hordalékra ma már iszapot terít (KEVEY 2002d, 2004a). Fontos természetvédelmi feladat lenne ezért a Szigetköz rekonstrukciója. Ennek megvalósítására vannak elképzelések, elkészültek a tervek (meanderező megoldás), csak a megvalósítás lenne hátra, amely megfelelő anyagi háttér hiányában kivitelezhetetlen. Igen szép csigolya bokorfüzesek vannak azonban a Dráva mentén, annak Őrtilos és Babócsa közötti szakaszán, amelyek folyamatosan képződnek a kavicszátonyokon és folyamatosan alakulnak át feketenyáras ligetké. A Dráva viszonylagos szabályozatlansága miatt ezen állományok közel természetes állapotban vannak. A magyar-horvát országhatár kacifántos lefutása miatt a legszebb állományok olyan horvát (ill. magyar) területeken találhatóak, amelyek a Dráva bal (ill. jobb) partján fekszenek. E parányi horvát (ill. magyar) területeken ugyanis – az országhatár, illetve a Dráván történő átkelés nehézsége miatt – sem a szomszédok, sem mi nem végzünk erdőgazdálkodást.

Az idős fehérnyáras ligetek letermelése után a vágásterületet általában nemes nyárral, másutt fekete dióval ültetik be. E téren törekedni kell arra, hogy a felújítás fehér nyárral történjen. Az erősebben feltöltődött termőhelyeken a tölgy-kőris-szil ligetek fafajait is be lehet telepíteni, hisz a szukcessziós út amúgy is e társulás kialakulása felé irányul. Problémát jelenthet az ártéri legelőkkel érintkező fehérnyáras ligetek fenntartása, amennyiben a legelő jószág az erdőbe is behatol. Ilyen esetekben drótkerítés felállítása ajánlott. Gondot jelent az inváziós idegenhonos növények terjeszkedése is. Az ilyen fák közül megemlíthető a zöld juhar és az amerikai kőris spontán terjeszkedése. Hasonló módon terjed a cserjeszintben a gyalogakác. E fás növények visszaszorítására – bár számos kísérlet zajlik – de minden körülmények között megfelelő módszer jelenleg még nem ismert. Nagy gondot jelent, hogy azokat a területeket, melyeket esetleg megtisztítanak e fajoktól, egy árhullámmal érkező propagulumok könnyedén visszafertőzik, sőt így olyan helyeken is megjelennek, ahová az erdészek nem ültették. Ennek megelőzésére a természetes egyedek mielőbbi kiirtása, illetve a fiatalabb példányok folyamatos visszaszorítása elengedhetetlen. Sokfelé a fákra felkapaszkodó, Észak-Amerikából származó parti szőlő tömeges előfordulása jelent gondot. Töve azonban könnyen elvágható, s ezáltal visszaszorítható. Ezt érdemes ősszel csinálni, amikor a sárgára színeződő lombja egyértelműen elkülöníti a pirosra színeződő ligeti szőlőtől. Az inváziós lágyszárúak közül a fűzlevelű őszirózsa, a süntök, a bíbor nebáncsvirág, a kisvirágú nebáncsvirág és a magas aranyvessző jelenti a legtöbb problémát. Visszaszorításuk jelenleg még nem megoldott, de a gyakorlati természetvédelem számos kísérletet folytat ezen a téren is.

A nemes nyár faültetvények faállomány-cserével könnyen visszaalakíthatók puhafás ligeterdők, mert gyepszintjük többé-kevésbé természetszerű. Nagyobb gondot okoz a zöldjuharosok és az amerikai kőrisesek rekonstrukciója, mert e két faj erősen sarjad, s igen sok jól csírázó magot érlel. Ezen esetekben a puhafás ligeterdők történő visszaalakításához igen kitartó munkára lenne szükség.

A magas ártér erdei

A magas ártér erdei csak kivételesen magas árhullám esetén kerülhetnek víz alá. Ide tartoznak a tölgy-kőris-szil ligeterdők, valamint az igen szórványosan előforduló síkvidéki égerligetek.

Tölgy-kőris-szil ligetek (*Fraxino pannonicae-Ulmetum* s.l.)

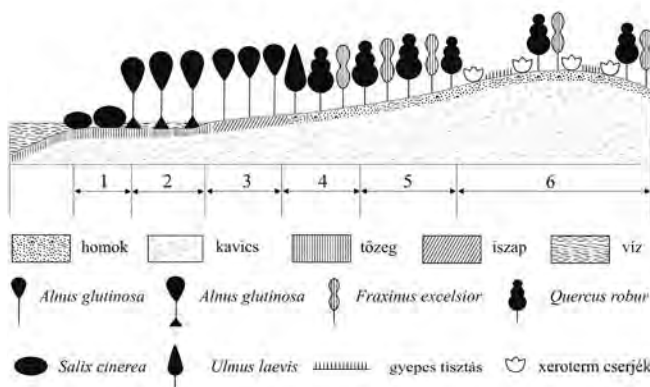
Az ártéri szukcessziósor klimax társulását a tölgy-kőris-szil ligeterdők képezik. Legtöbbször síkvidéki folyók magas árterén fordulnak elő, ahol csak kivételesen magas árhullám esetén kerülnek elárasztásra



11. ábra. Tölgy-kőris-szil liget (*Fraxino pannonicae-Ulmetum*) a Nyírségben: Bátorliget „Veres-folyás” (fotó: Kevey Balázs)

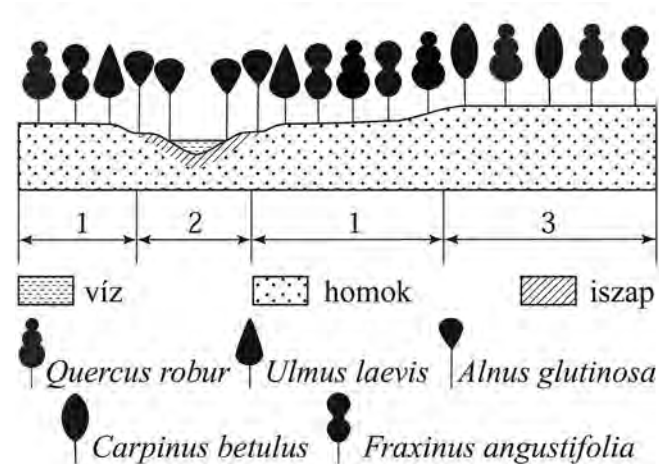
(2., 4., 5., 7. és 11–13. ábra). Nagyobb részük ma már ármentett területeken található. A síkvidéki patakokat közvetlenül is szegélyezhetik, mint pl. a Nyírségben Bátorligetnél. Kialakulhatnak a nagy folyóktól és a kisebb vízfolyásoktól távol is, ha a talajvízszint viszonylag magas (ZÓLYOMI 1937). A Hanságban pl. égerlápok feltöltődésével jöhetnek létre (ZÓLYOMI 1934). E szukcessziós kapcsolat annyival egészíthető ki, hogy az égerlápokból előbb égerligetek, majd tölgy-kőris-szil ligetek fejlődnek. Végül dombvidéki tájakon (pl. Bakonyalja, Zalai-dombság, Belső-Somogy, Zselic) is előfordulnak tölgy-kőris-szil ligetek. Ezek legtöbbször a patakparti égerligetekhez illeszkednek, de a kisebb vízfolyásokat közvetlenül is kísérhetik. Mindebből az következik, hogy talajuk az égerligetekéhez képest kevésbé nedves. Síkvidéken – a barna erdőtalajok felé átmenetet képező – humuszos öntés erdőtalajokon, dombvidéki patakok mentén pedig lejtőhordalék-talajokon fordulnak elő. Átmenetet képeznek a higrofil és a mezofil lomb-erdők között. Vízgazdálkodásukat a folyók és a patakok vízjárása, ezzel kapcsolatban a talajvízszint magassága, valamint az ártéri hordalék minősége (kavics, homok, iszap, lösz) határozza meg.

Lombkoronaszintjük borítása 60–80%, magassága pedig az állomány korától függően 25–30 m. A fák átlagos törzsátmérője ennek megfelelően 40 és 70 cm között változik. Benne a kocsányos tölgy, a magyar kőris, a fehér nyár, míg a Szigetközben, a Csepel-szigeten és a Rába mentén még a magas kőris (*Fraxinus excelsior*) is jelentősebb szerephez juthat. Egykor nagyobb tömegben fordult elő a vénic szil és a mezei szil is, de e fajokot a szilfavész erősen megritkította. Az alsó lombkoronaszint fejlettsége igen változó. Borítása 15–50%, magassága pedig 10–20 m. Itt a mezei juhar (*Acer campestre*), a vénic szil és a mezei szil mellett olykor nagyobb szerephez juthat



12. ábra. Vegetáció-keresztmetszet a Szigetközből: Mosonmagyaróvár „Parti-erdő” (KEVEY 2008) 1: rekettyefűzes lápi cserjés (*Calamagrostio canescenti-Salicetum cinerae*); 2: égeres láperdő (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae*); 3: síksági égerliget (*Paridi quadrifoliae-Alnetum glutinosae*); 4: tölgy-kőris-szil liget (*Fraxino pannonicae-Ulmetum* s.l.); 5: zárt száraz tölgyes (*Melico nutantis-Quercetum roboris*); 6: nyílt száraz tölgyes (*Peucedano alsatici-Quercetum roboris*)

a zselnicemeggy és a kislevelű hárs (*Tilia cordata*) is. A cserjeszint szintén változóan fejlett. Borítása 20–70%, magassága pedig 2–5 m. Cserjeszintjük többnyire fejlett, melyben az általánosan elterjedt fajok (pl. veresgyűrű-som, mogyoró (*Corylus avellana*), egybibés galagonya) mellett a keményfaligetek jellemző cserjéi is megjelenhetnek: kutyabenge, zselnicemeggy, vörös ribiszke (*Ribes rubrum*), kányabangita. A gyepszint legtöbbször fejlett, borítása 70–100% között változik. Benne a mezofil lomberdei elemek játszanak meghatározó szerepet: pl. kapotnyak (*Asarum europaeum*), hóvirág, sárga árvacsalán (*Galeobdolon luteum*), vicsorgó (*Lathraea squamaria*), árnyékvirág (*Maianthemum bifolium*), erdei madársóska (*Oxalis acetosella*), nagy földitömjén (*Pimpinella major*), pettyegetett tüdőfű (*Pulmonaria officinalis*), enyves zsálya (*Salvia glutinosa*) stb. Ezek részben a folyóhozta úgynevezett demontán-adventív elemek közé sorolhatók, részben pedig az egykori hűvösebb, csapadékosabb és kiegyenlítettebb klímájú bükk I. kor (i.e. 2500-tól i.e. 800-ig) emlékeinek tekinthetők (ZÓLYOMI 1936, 1952). A mezofil fajok mellett megjelennek a keményfás ligeterdők karakterfajai is: pl. rezgő sás (*Carex brizoides*), ritkás sás, erdei madárhúr (*Cerastium sylvaticum*), erdei nébáncsvirág stb. A hagymás és gumós növények jellegzetes kora tavaszi aszeptust hoznak létre: pézsmaboglár, medvehagyma (*Allium ursinum*), berki szellőrózsa (*Anemone nemorosa*), bogláros szellőrózsa (*Anemone ranunculoides*), odvas keltike (*Corydalis cava*), ujjas keltike (*Corydalis solida*), kárpáti sáfrány (*Crocus heuffelianus*), kakasmandikó (*Erythronium dens-canis*), kockásliliom, sárga tyúktaréj, apró tyúktaréj (*Gagea minima*), fiókás tyúktaréj (*Gagea spathacea*), hóvirág, galambvirág (*Isopyrum thalictroides*), tavaszi tözike (*Leucojum vernum*), salátaboglárka, nyugati csillagvirág, keleti csillagvirág



13. ábra. Vegetáció-keresztmetszet a Dráva-síkról: Babócsa „Legelő-erdő” (KEVEY 2008) 1: tölgy-kőris-szil liget (*Fraxino pannonicae-Ulmetum* s.l.); 2: síksági égerliget (*Paridi quadrifoliae-Alnetum glutinosae*); 3: gyertyános-tölgyes (*Veronico montanae-Carpinetum*)

(*Scilla kladnii*), dunai csillagvirág stb. A mezofil elemek közül több faj fáciesképző szerepet is betölt: podagrafű, medvehagyma, odvas keltike, sárga árvasalán, szagos müge (*Galium odoratum*), borostyán (*Hedera helix*), salátboglárlka stb.

A tölgy-köris-szil ligeterdők a fehérynáras ligetektől és az égerligetektől egyaránt kialakulhatnak. E folyamat hasonló módon igen hosszú ideig tart, mint a fehérynáras ligetek kialakulása esetében. Ebben az esetben azonban a termőhely feltöltődésével párhuzamosan a fehér nyár kiüregedő és összeroskadó egyedeit fokozatosan kocsányos tölgy, magyar köris, magas köris, vénic szil és mezei szil váltja fel. Közben a cserje- és gyepszint is jelentősen átalakul. Ezzel párhuzamosan a gyepszintből is kiszorúlnak a mocsári és a puhafaligeti elemek, s helyüket mezofil jellegű lomberdei fajok, valamint keményfaligeti növények foglalják el. Az így kialakult tölgy-köris-szil ligetek hosszú idő elteltével gyertyános-tölgyeseké (*Circaeo-Carpinetum* s.l.) fejlődhetnek. Mindez hasonló módon játszódik le, mint az előbb ismertetett esetben azzal a különbséggel, hogy a lombkoronaszintben egyre gyakoribbá válik a gyertyán (*Carpinus betulus*) és sok mezofil elem, miközben a keményfaligeti fajok (zselnicemeggy, vénic szil, kutyabenge, vörös ribiszke, kányabangita, ritkás sás, erdei madárhúr, erdei nebánsvirág stb.) megritkulnak. E folyamat valószínűleg évszázadok alatt játszódik le, de a szukcessziós változásra az ártéri szintek ismerete és az asszociációk egymás mellettiségéből lehet következtetni.

A tölgy-köris-szil ligetek a folyószabályozás előtti időben csak magas árhullám esetén kerülhettek víz alá, ezért hosszabb fejlődési folyamaton átment, öntés-erdőtalanajokon fordulnak elő. Az árvízvédelmi töltések megépítése óta a hullámtér és az ármentett terület tölgy-köris-szil ligetei „eltávolodtak” egymástól. Ennek megfelelően a hullámtéri állományok a fehérynáras ligetek felé, míg az ármentett területen levők a gyertyános-tölgyesek, vagy a zárt száraz tölgyesek (*Convallario-Quercetum roboris* s.l.) felé közelednek. Ezen asszociációk között sok helyen megfigyelhető a fokozatos átmenet, ezért elkülönítésük gyakran problémát jelenthet.

Már Soó (1958) bebizonyította, hogy Alföldünk tölgy-köris-szil ligeterdei egy lokális kárpát-medencei asszociációt képeznek, s élesen elkülönülnek a Nyugat-Európából leírt *Quercu-Ulmetum*-tól. Alföldünk – mint flóraidék – meglehetősen nagy kiterjedésű, s különböző tájegységei, flórajárásai között meglehetősen nagy florisztikai különbségek adódnak. Ennek oka nagyrészt az, hogy az egyes alföldi tájak – a folyók érkezését tekintve – más és más irányból kapták flórajukat. E flórafajlódási viszonyok a tölgy-köris-szil ligetek faji összetételéből is leolvashatók. E különbségeknél fogva megkezdődött a kárpát-medencei tölgy-köris-szil liget (*Fraxino pannonicae-Ulmetum* s.l.) regionális asszociációk-

ra történő felosztása: *Fraxino pannonicae-Ulmetum* (Nyírség, Észak-Alföld); *Scillo vindobonensis-Ulmetum* (Közép-Duna-vidék); *Carici brizoidis-Ulmetum* (Dráva-sík); *Pimpinello majoris-Ulmetum* (Szigetköz, Hanság); *Knautio drymeiae-Ulmetum*.

Tiszai tölgy-köris-szil liget (Fraxino pannonicae-Ulmetum Soó in Aszód 1935 corr. Soó 1963 s.str.)

A tiszai tölgy-köris-szil liget eredeti leírása a Nyírségből származik. A Nyírség (Soó in Aszód 1935, Soó 1937, 1943, 1963, PAPP és mtsai 1986, KEVEY és PAPP L. kiadatlan közlése), a Bereg–Szatmári-sík (HARGITAI 1943, SIMON 1950, 1952, 1957, 1960, KEVEY kiadatlan közlése) és a Bodrogköz (HARGITAI 1943, TUBA 1995, SZIRMAI és mtsai 2008, KEVEY kiadatlan közlése) tölgy-köris-szil ligetei fajkészletük jelentős részét kelet felől kapták, amelyben szerepet játszottak a Kárpátok felől érkező folyók (Hernád, Bodrog, Tisza, Túr, Szamos, Kraszna). Az Alföld középső részére jellemző kontinentális éghajlat itt mérséklődik, s némi kárpáti hatás is kimutatható, mint pl. a kárpáti sáfrány. A Körös-vidék tölgy-köris-szil ligeterdeinek cönológiai felmérése MÁTHÉ (1936) nevéhez fűződik, aki igen fajgazdag állományokról tett említést. Viszonylag fajszegényebbek a Tisza középső szakaszának (UJVÁROSI 1940; MOLNÁR Zs. 1996), valamint a Maros (MARGÓCZI kiadatlan közlése) tölgy-köris-szil ligetei, melyekből alig maradt hírmondó. Különösen a Nyírség keleti felének (Bátorliget, Terem, Tiborszállás) és a Bereg-Szatmári-sík tölgy-köris-szil ligetei mutatnak rendkívüli fajgazdagságot. A magyar köris e tájakon igen gyakori. A közép-dunai tölgy-köris-szil ligetektől az alábbi differenciális fajok választják el: békabogyó (*Actaea spicata*), kapotnyak, rezgő sás, bükk sás (*Carex pilosa*), csere galagonya (*Crataegus laevigata*), hagymás fogasír (*Cardamine bulbifera*), fiókás tyúktaréj, sárga árvasalán, erdei kutyatej (*Euphorbia amygdaloides*), galambvirág, vicsorgó, tavaszi tözike, pillás perjesztyó (*Luzula pilosa*), turbánliliom (*Lilium martagon*), árnyékvirág, debreceni csormolya (*Melampyrum nemorosum* ssp. *debreceniense*), tarka gyöngyperje (*Melica picta*), erdei szélfü (*Mercurialis perennis*), zilált kásafű (*Milium effusum*), bánági mételykóró (*Oenanthe banatica*), kassai boglárlka (*Ranunculus cassubicus*), enyves zsálya, keleti csillagvirág, ezüst hárs (*Tilia tomentosa*) (KEVEY 2008).

Közép-dunai tölgy-köris-szil liget (Scillo vindobonensis-Ulmetum KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996)

A Közép-Duna vidékének (Mezőföld, Solti-síkság, Sárköz, Mohácsi-sziget, Harkány–Nagynyáradi-sík) éghajlata erősebben kontinentális, de bizonyos fokú szubmediterrán jelleget is mutat, amely a tölgy-köris-szil ligetek faji összetételében is kifejezésre jut: Szentendrei-sziget (ZSOLT 1943), Csepel-sziget

(KÁRPÁTI 1957, SZUJKÓ-LACZA 1960, KEVEY kiadatlan közlése), Alsó-Duna-ártér (KÁRPÁTI 1957, 1982, KÁRPÁTI és KÁRPÁTI 1958a, 1958b, TÓTH 1958, TÓTH és KÁRPÁTI 1959, KEVEY kiadatlan közlése), Mezőföld (ZÓLYOMI 1958, KEVEY kiadatlan közlése), Turján-vidék (JÁRAI-KOMLÓDI 1958), Duna–Tisza köze (JÁRAI-KOMLÓDI 1959, CSIKY 1997). Ezen erdőkre általában jellemző, hogy a Duna mentén nyugatról levándorló demontán-adventív fajok részaránya igen csekély, ennek ellenére állományaik mégis sajátos jelleget tükröznek. Több szubmontán növény hiánya mellett a tiszai tölgy-kőris-szil ligettől az alábbi differenciális fajok választják el: borostás sás, fürtös gyűrűvirág, bókoló gyűrűvirág (*Carpesium cernuum*), Degen-galagonya, fekete galagonya, kisvirágú hunyor (*Helleborus dumetorum*), illatos hunyor (*Helleborus odorus*), erdei varfű (*Knautia drymeia*), jerikói lonc, szártalan kankalin (*Primula vulgaris*), dunai csillagvirág, magas csukóka (*Scutellaria altissima*) (KEVEY 1999d). A közép-dunai tölgy-kőris-szil ligetek többé-kevésbé érintkeznek a – jóval montánabb jellegű – Dráva-menti állományokkal is, melyektől számos mezofil faj hiányával, valamint a következő növények előfordulásával különböznek: keleti kontyvirág, Degen-galagonya, fekete galagonya, illatos hunyor, jerikói lonc, kígyónyelv páfrány, dunai csillagvirág, magas csukóka (KEVEY 2008). Megemlítendő még négy szubmediterrán jellegű növényfaj, melyek a Tisza-vidék, a Közép-Duna-vidék és a Dráva-sík tölgy-kőris-szil ligeteiben egyaránt előfordulnak: magyar kőris, kockásliliom, ezüst hárs, piritógyökér. Itt kell megemlíteni a Mezőföld kastélyparkjaiban fellelhető tölgy-kőris-szil ligetek maradványait (ZÓLYOMI 1958, HORVÁT és KEVEY 1983, KEVEY 1984, 1987, 1997b), amelyek gypsintjéből sok szubmontán faj került elő. Sajnos ezek öshonosága – Zichy gróf magászórási tevékenysége miatt – bizonytalan (HANGAY 1889).

Kisalföldi tölgy-kőris-szil liget (Pimpinello majoris-Ulmetum KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996)

A Kisalföld (Szigetköz, Hanság, Rábaköz, Marcal-medence) éghajlatában a kontinentális hatás mellett némi szubatlanti jelleg is érvényesül, ezért tölgy-kőris-szil ligetei átmenetet képeznek a Nagyalföld és Nyugat-Európa rokon asszociációi között. Sajátos flórájukban jelentős szerepet játszottak a nyugatról érkező folyók, elsősorban a Duna és a Rába. E kisalföldi tölgy-kőris-szil ligeteket korábban kevesen kutatták: Hanság (ZÓLYOMI 1934, KEVEY kiadatlan közlése), Szigetköz (ZÓLYOMI 1937). A kutatások csak az 1980-as évektől gyorsultak fel (KEVEY és CZIMBER 1982, 1984, KEVEY 1993a, KEVEY 2008, SIMON és mtsai 1993, SZERDAHELYI 1994). A Szigetközben terjedelmes tölgy-kőris-szil ligetek kísérik az ármentett terület vízfolyásait (Mosoni-Duna, Cikolai-Holt-Duna, Nováki-csatorna stb.), melyekhez ha-

sonlóak az Alföldön másutt csak elvétve találhatók. A Szigetköz és a Hanság tölgy-kőris-szil ligeteiben a magyar kőrist a magas kőris helyettesíti. A közép-dunai tölgy-kőris-szil (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) ligetektől az alábbi fontosabb differenciális fajok választják el: korai juhar (*Acer platanoides*), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), medvehagyma, foltos kontyvirág (*Arum maculatum*), kapotnyak, fehér sás (*Carex alba*), magas kőris, vicsorgó, tüzes liliom (*Lilium bulbiferum*), ükörke lonc (*Lonicera xylosteum*), árnyékvirág, bókoló gyöngyperje (*Melica nutans*), nagy földitömjén, pettyegetett tüdőfű, enyves zsálya, csodás ibolya (*Viola mirabilis*) (KEVEY 1999d, 2008). E szép tölgy-kőris-szil ligeteket szerencsére nem érintette a Duna szlovákiai elterelése. Ennek oka az, hogy állományainak túlnyomó része a Mosoni-Duna mentén található, melynek vízszintjét vízügyi beavatkozásokkal sikerült megfelelő módon beállítani. A hullámtéri állományokra nézve a Duna elterelése inkább kedvezően hatott, mert elmaradtak az árvizek, s ezáltal a tölgy-kőris-szil ligetek életre – a puhafás ligeterdők rovására – megnövekedett (KEVEY 2002a).

Dráva-menti tölgy-kőris-szil liget (Carici brizoidis-Ulmetum KEVEY 2008)

A Dráva-sík éghajlata – mint alföldi peremvidék – erősebben csapadékos, kevésbé kontinentális jellegű, s kissé átmenetet mutat a szomszédos dél-dunántúli flórávidék (*Praeillyricum*) felé. Flórájában – a Dráva mentén nyugatról és délnyugatról érkező szubmontán hatás mellett – némi szubmediterrán és nyugat-balkáni jelleg is mutatkozik. Tölgy-kőris-szil ligeteit korábban alig kutatták (KÁRPÁTI in HORVÁT 1972). A felmérések mintegy húsz éve gyorsultak fel (ORTMANN-AJKAI 1998a, 1998b, KEVEY 2007a, 2007b, KEVEY és KOVÁCS 2011). A Dráva-sík tölgy-kőris-szil ligeteit a közép-dunai tölgy-kőris-szil ligetektől számos szubmontán elem különbözteti meg: pézsmaboglár, medvehagyma, berki szellőrózsa, foltos kontyvirág, kapotnyak, hölgypáfrány (*Athyrium filix-femina*), rezgő sás, bükk sás, hagymás fogasír, szálkás pajzsika (*Dryopteris carthusiana*), erdei kutyatej, sárga árvacsalán, galambvirág, vicsorgó, pillás perjeszittyó, kéküstökű csormolya (*Melampyrum nemorosum*), erdei szélfű, zilált kásafű, erdei madársóska, pettyegetett tüdőfű, nyugati csillagvirág, mogyorós hólyagfa (*Staphylea pinnata*), hegyi veronika (*Veronica montana*) stb. (e fajkészlet alapján a dráva-menti tölgy-kőris-szil liget a nyírségi és a beregi állományokhoz hasonló). Fenti differenciális fajokhoz néhány szubmediterrán jellegű növényfaj is párosul: kisvirágú hunyor, erdei varfű, szártalan kankalin, szúrós csodabogyó (*Ruscus aculeatus*), piritógyökér (KEVEY 2008). E sajátos flórafajlódási viszonyok alapján a Dráva-sík tölgy-kőris-szil ligeteit külön asszociációnak tekinthetjük.

Dél-dunántúli tölgy-kőris-szil liget (Knautio drymeiae-Ulmetum BORHIDI és KEVEY 2008)

Dombvidéki tölgy-kőris-szil ligeteinkről sokáig nem tett konkrét említést a szakirodalom. Először BORHIDI és JÁRAI-KOMLÓDI (1959) Belső-Somogy homokvidékéről, TALLÓS (1959) a bakonyaljai „Széki-erdő”-ből, BORHIDI (1963, 1984) pedig a Zselicből közölt felvételeket, de a társulás Dél-Dunántúl valamennyi tájegységén többé-kevésbé megtalálható Zalától Tolnáig. Állományai a patakok mentén elérhetik a szomszédos hegységek (Mecsek, Villányi-hegység) lábát, sőt azok völgyeibe is behatolhatnak.

Dél-Dunántúl tölgy-kőris-szil ligetei általában a patakot kísérő égerligetek (*Carici pendulae-Alnetum*) és a gyertyános-kocsányos tölgyesek (*Fraxino pannonicae-Carpinetum*) között képeznek átmenetet. Kialakulásukra a leginkább ideális feltételeket Belső-Somogy homokvidéke nyújtja, ezért e – síkvidéki jellegű – tájon a leggyakoribbak. Löszből felépült dombvidékeken a völgyek kiszélesedő, alsó szakaszain is megtalálhatók, ahol a patak hullámterre kiszélesedik: Zákányi-dombok (KEVEY 2012), Zselic (BORHIDI 1963, 1984), Észak- és Dél-Zala, Völgység, Geresdi- és Szekszárdi-dombság (KEVEY kiadatlan közlése). A patakok mentén olykor behatolhatnak hegységek (Mecsek) kiszélesedő völgyeibe is, ahol közvetlenül is szegélyezhetik a vízfolyásokat. Ilyenkor talajukban nagyobb mennyiségű kötőanyag (mész, homok, trachydolerit) is előfordulhat. Állományaik lejtőhordalék-talajokon, vagy öntés-erdőtälajokon fejlődnek, melyek már átmenetet képeznek a barna erdőtälajok felé. Talajuk nitrogéntartalma viszonylag magas, amelyre a nitrofil növények előfordulásából is következtethetünk. Vízgazdálkodásukat elsősorban a patakok vízjárása határozza meg. Nagyobb esőzések idején rövid ideig tartó elárasztásban is részesülhetnek. A patak közelsége hűvös és párás mikroklimát biztosít. Kevésbé nedves termőhelyet jeleznek, mint az égerligetek, ezért átmenetet képeznek a higrofil és mezofil erdőtársulások között. A dél-dunántúli tölgy-kőris-szil ligetek többnyire a mezofil elemek tömeges fellépésével különböznek a fenti asszociációktól. E differenciális fajok között szubmediterrán elterjedésű növényfajok is megjelennek: hármalevelű szellőrózsa (*Anemone trifolia*), kis párlófü (*Aremonia agrimonioides*), olasz müge (*Asperula taurina*), borostás sás, illír sáfrány (*Crocus tommasi-nianus*), erdei ciklámen (*Cyclamen purpurascens*), kakasmandikó, kisvirágú hunyor, illatos hunyor, erdei varfű, pofók árvacsalán (*Lamium orvala*), tarka lednek (*Lathyrus venetus*), tavaszi tőzike, jerikói lonc, díszes vesepáfrány (*Polystichum setiferum*), szártalan kankalin, szúrós csodabogyó, lónyelvű csodabogyó (*Ruscus hypoglossum*), bársonyos görvélyfű, magas csukóka, pirítógyökér, ezüst hárs, zalai bükköny (*Vicia oroboides*) stb. (KEVEY 2008). A dél-dunántúli tölgy-kőris-szil ligeteket elsősorban utóbbi színező elemek révén tekintik külön asszociációnak.

Síkvidéki égerligetek (Paridi quadrifoliae-Alnetum glutinosae)

Az alföldi folyók árterén levő égereket sokáig a tölgy-kőris-szil ligetek sajátos konszociációjának (Soó 1940, 1943), vagy szubasszociációjának (JURKO 1958) tekintették. Az újabb kutatási eredmények (KEVEY 1993a,b, 1995, 1997a, 1999c, 2008) alapján az ilyen állományokat külön asszociációnak tekintjük, amely a Szigetköz mellett előkerült a Hanság, a Rábaköz, a Marcal-medence, a Mezőföld, a Dráva-sík, a Harkány–Nagynyáradi-sík, a Nyírség és a Bodrogköz területén is. Ezek az égerligetek pangóvízes területeken, vagy igen lassan mozgó síkvidéki patakok mentén jönnek létre. Megjelenhetnek a magas ártér viszonylag alacsonyabb szintjein, horpadásaiban, a tölgy-kőris-szil ligetek által körülvett úgynevezett „vetődések”-ben (12–13. ábra). Olykor a folyókat szegélyező fűzligetek és a tölgy-kőris-szil ligetek között is megjelenhetnek (pl. a Mosoni-Duna és a Bodrog mentén). Ritkábban kerülnek víz alá, mint a puhafás ligeterdők, ezért gypszintjükben gyakoriak a mezofil elemek. Mivel aljnövényzetük a talajvíz által eléggé befolyásolt, talajuk a félnedves vízgazdálkodási fokozatba sorolható. Többnyire erősebben kötött, öntés erdőtälajokon fejlődnek, de a láperdővel érintkező égerligetek talaja még bizonyos mennyiségű bomlóanyagot is tartalmaz. Állományaik többsége ma már ármentett területeken található.

Felső lombkoronaszintjük változóan fejlett. Borítása általában 60–80%, magassága 18–25 m. A fák átlagos törzsátmérője ennek megfelelően 35–60 cm között váltakozik. A kevés fafajból álló szint leggyakoribb fája a mézgás éger (*Alnus glutinosa*), mely legtöbbször állományt is képez. Mellette olykor gyakoribb lehet a magyar kőris, vagy a hegyi juhar. Az alsó lombkoronaszint hasonló változatosságot mutat. Borítása 5–30%, magassága pedig 10–15 m. Itt a mézgás éger fiatalabb egyedei mellett nagyobb szerephez jut a mezei juhar, helyenként pedig a zselnicemeggy, a vénic szil és a mezei szil. A cserjeszint szintén nagy változatosságot mutat. Borítása ennek megfelelően 15–70%, magassága pedig 2–4 m. Tömegesebb cserjéi a következők: veresgyűrű-som, mogyoró, egybibés galagonya, zselnicemeggy, fekete bodza, mogyorós hólyagfa, kányabangita. Mellettük nagyobb mennyiségben megjelenhetnek a lombkoronaszint fájának fiatal egyedei. Az alsó cserjeszintben (újulat) helyenként nagyobb tömeget képezhet a borostyán és a hamvas szeder. A gypszint borítása 30–95% között változik. Több lágyszárú növény is képezhet fáciest: podagrafű, medvehagyma, keserű kakukktorma, ritkás sás, aranyos veselke (*Chrysosplenium alternifolium*), odvas keltike, tavaszi tőzike, sárga árvacsalán, erdei szélű, erdei madársóska, salátaboglárka stb. Mint általában a mezofil lombterdők, az égerligetek is fejlett kora tavaszi aszpektussal rendelkeznek: pézsmaboglár, medvehagyma, berki szellőrózsa, bogláros

szellőrózsa, odvas keltike, újjas keltike, kakasmandi-kó, sárga tyúktaréj, fiókás tyúktaréj, hóvirág, galambvirág, vicsorgó, tavaszi tőzike, salátaboglárka, nyugati csillagvirág, dunai csillagvirág.

Az égerligetekben a mezofil lomberdei növények és a keményfaligeti elemek mutatják a legmagasabb arányt, de még szerepet játszanak a mocsári és lápréti növények is. Tipikusabb állományaik az égerlápok (*Carici elongatae-Alnetum*) és az égeres mocsárerdők (*Angelico sylvestris-Alnetum*) feltöltődésével jönnek létre (12–14. ábra). Amikor ezen asszociációk termőhelye egyre kevesebb vizet kap, a levegő fokozatosan behatol a talajba. Az oxigén jelenléte a tőzeg bomlását eredményezi, s így fekete, kotus öntéstalajok jönnek létre, melyek az öntés erdőtalajok felé képeznek átmenetet. A talaj átalakulásával párhuzamosan a gypszint is megváltozik, ugyanis a valamivel magasabban fekvő, szomszédos tölgy-kőris-szil ligeterdők lágyszárú növényeinek jelentős része behúzódik a feltöltődött, „átalakult égerláp”-ba, s így kialakul az égerliget.

Az égerligetek egy idő után tölgy-kőris-szil ligeterdőkbe fejlődhetnek. Mindez úgy következhet be, hogy az elhagyott meder mentén a talajnedvesség viszonyok a mézgás éger számára egyre kedvezőtlenebbé válnak, s az összeroskadó, idős példányok helyén az éger helyett inkább a magyar kőris, a vénic szil és a kocsányos tölgy újul. E változások bizonyítéka az, hogy a három asszociáció (égerláp, égerliget, tölgy-kőris-szil liget) gyakran egymás mellett fordul elő (pl. Szigetköz, Hanság, Dráva-sík, Belső-Somogy, Duna–Tisza köze), továbbá vannak olyan előregedő égerligetek, ahol a korhadó fák alatt az újulatot elsősorban a magyar kőris képezi.

A keményfás ligeterdők tájtörténete

Az ártéri erdők hajdan a síkvidékek jelentős részét borították, míg a magas ártérből kissé kiemelkedő, védettebb magaslatokon jöttek létre az emberi települések (majorok, puszták, tanyák, falvak). Az évszázadokon át végzett ártéri gazdálkodás hatására az ártéri erdők jelentősen megfogyatkoztak. Az emberi települések terjeszkedése, valamint a legelők és szántóföldek térhódítása következtében az állományok fragmentálódtak és izolálódtak. Faji összetételük ennek megfelelően jelentősen megváltozott, szegényedett, az egymástól elszigetelődött erdőfoltok között a flóravándorlás lehetősége beszűkült, gyakran meg is szűnt.

Az erdőket kezdetben még csak közvetlen szükségleteik (tűzifa, építőanyag, szerszámfa, iparifa) kielégítésére használták. Az 1500-as évektől azonban a falvak és a városok terjeszkedéséhez egyre több fára volt szükség. A korábbi rendszertelen szálalással jellemezhető erdőhasználatot egyre inkább felváltotta a tarvágás, amelyet egyre nagyobb területeken alkalmaztak. Erdőfelújítást annak idején még nem végez-



14. ábra. Égerliget (*Paridi quadrifoliae-Alnetum glutinosae*) a Szigetközben: Hédervár „Vadaskerti-erdő” (fotó: Kevey Balázs)

tek, az erdő regenerálódását a természet erőire bízták. A török hódoltság idején folytatódott az alföldi erdők irtása, de a folyók menti ligeterdőkből még viszonylag sok megmaradt.

Az üzemtervi erdőgazdálkodást csak a kiegyezés korában vezették be, s ettől kezdve fontos irányelv lett a fakitermelést követő erdőfelújítás. A vágásterületet sokfelé sarjaztatták, másutt mesterséges felújítást végeztek. Az 1900 körüli években elterjedt volt az ártéri erdők mezőgazdasági közteshasználat, amikor a tarra vágott erdőrészek helyén néhány éven át gabonát (búza, árpa, rozs) termesztettek, majd újra erdősítés történt. Ezt a helytelen gyakorlatot a körös-vidéki keményfa-ligeterdőkben még az 1970-es és 1980-as években is folytatták (Doboz: Sebesfoki-erdő), ahol köztes művelésként dinnyét termeltek (VARGA Zoltán írásbeli közlése, 2015).

Az ilyen beavatkozások után kialakult keményfaligetek aljnövényzete jellegtelenné, fajszegénnyé vált. A II. világháború utáni évtizedekben főleg az Alföldön nagyobb méretű fásítást végeztek. E mun-

kálatokkal azonban csak a faültetvények területe növekedett meg, míg a természetszerű erdők állapota tovább romlott. A nyereségérdekelt erdőgazdaságok egyre nagyobb kiterjedésű tarvágásokat végeztek, majd az erdők felújításánál is újabb technológiák bevezetésére került sor: vegyszerek használata, tolólapos tuskózás, mélyszántás, tájidegen fajok telepítése (FIDLÓCZKY 1995, GYÖNGYÖSSY 2003, OROSZI 2010).

A folyók szabályozásával, a lecsapoló árkok létesítésével a tölgy-köris-szil ligeterdőkben a talajvízszint mélyebbre süllyedt. A keményfás ligeterdők faji összetétele ennek következtében megváltozott: háttérbe szorultak a higrofil elemek (pl. ritkás sás, erdei madárhúr, erdei nebáncsvirág), s a gypsint a gyertyános-kocsányos tölgyesekéhez, másutt a zárt száraz tölgyesekéhez vált hasonlóvá.

A keményfás ligeterdők jelentősége

A tölgy-köris-szil ligeterdők szintén hozzájárulnak az ártér jellegzetes képének alakulásához, amelyekben számos védett növényfaj talál menedéket: borostás sás, fürtös gyűrűvirág, fehér madársisak (*Cephalanthera damasonium*), kardos madársisak, farkasboroszlán (*Daphne mezereum*), szálkás pajzsika, széles pajzsika, széleslevelű nőszőfű, téli zsurló, nyári tőzike, tavaszi tőzike, tüzes liliom, turbánliliom, békakonty, eper gyöngyike (*Muscari botryoides*), madárfészek kosbor, gömbtermésű sárma, kétlevelű sarkvirág (*Platanthera bifolia*), zöldes sarkvirág (*Platanthera chlorantha*), nyugati csillagvirág, keleti csillagvirág, dunai csillagvirág, bársonyos görvélyfű, fehér zászpa. Dél-Dunántúl tölgy-köris-szil ligeterdei még ennél is gazdagabbak, ahol az alábbi védett növényritkaságok is előkerültek: farkasölő sisakvirág, hármalevelű szellőrózsa, kis párlófű, tündérfürt (*Aruncus sylvestris*), olasz müge, völgycsillag (*Astrantia major*), piros madársisak (*Cephalanthera rubra*), illír sáfrány, erdei ciklámen, osztrák zergevirág (*Doronicum austriacum*), kakasmandikó, sárgaliliom (*Hemerocallis lilio-asphodelus*), májvirág (*Hepatica nobilis*), pófók árvacsalán, tarka lednek, jerikói lonc, piros mécsvirág, szártalan kankalin, szúrós csodabogyó, lónyelvű csodabogyó, nyugati csillagvirág, tavaszi görvélyfű (*Scrophularia vernalis*), havasi tisztessű (*Stachys alpina*), pirítógyökér, zalai bükköny. A természetes szukcessziósorban a tölgy-köris-szil ligetek – termőhelyeik további feltöltődése révén – gyertyános-tölgyesekké (*Circaeo-Carpinetum*, *Fraxino pannonicae-Carpinetum*) fejlődnek.

A síksági égerligetek állományai általában kicsik, ezért tájképi jellegük kevésbé jelentős. Állományaikban viszont sok védett növényfaj található: farkasölő sisakvirág, hármalevelű szellőrózsa, harangláb (*Aquilegia vulgaris*), kis párlófű, olasz müge, borostás sás, fürtös gyűrűvirág, kardos madársisak (*Ce-*

phalanthra longifolia), közepes keltike (*Corydalis intermedia*), farkasboroszlán, ikrás fogasír (*Cardamine glandulosa*), hármalevelű fogasír (*Cardamine waldsteinii*), osztrák zergevirág, szálkás pajzsika, széles pajzsika (*Dryopteris dilatata*), hegyi pajzsika (*Dryopteris expansa*), pelyvás pajzsika (*Dryopteris pseudo-mas*), széleslevelű nőszőfű, téli zsurló, kakasmandikó, kockásliliom, fiókás tyúktaraj, kisvirágú hunyor, illatos hunyor, májvirág, sárgaliliom, örménygyökér (*Inula helenium*), pófók árvacsalán, nyári tőzike, tavaszi tőzike, turbánliliom, békakonty, jerikói lonc, struccpáfrány, madárfészek kosbor (*Nettaria nidus-avis*), békaszem, gömbtermésű sárma (*Ornithogalum sphaerocarpum*), kétlevelű sarkvirág, karélyos vesepáfrány (*Polystichum aculeatum*), díszes vesepáfrány, szártalan kankalin, fekete ribiszke, szúrós csodabogyó, lónyelvű csodabogyó, nyugati csillagvirág, dunai csillagvirág, piros mécsvirág (*Silene dioica*), pirítógyökér, tőzgepáfrány (*Thelypteris palustris*), fehér zászpa (*Veratrum album*), zalai bükköny, ligeti szőlő stb. E fajlista igazolja az égerligetek sokszínűségét. A síkvidéki égerligetek jelentőségéhez az is hozzá tartozik, hogy állományaik fokozatosan tölgy-köris-szil ligetökké fejlődhetnek. Mint élőhely, hozzájárul az alföldi ervők rovarvilágának a sokféleségéhez is (UHERKOVICH 1977, 1979).

A keményfás ligeterdők veszélyeztető tényezői

A magasártéri ligeterdők (tölgy-köris-szil ligetek) múltbeli veszélyeztető tényezői között az erdőirtásokkal kapcsolatos fragmentálódás és izolálódás játszotta a legjelentősebb szerepet. Az állományok faji összetétele ezáltal jelentősen megváltozott, szegényedett, az egymástól elszigetelődött erdőfoltok között a flóravándorlás lehetősége beszűkült, gyakran meg is szűnt. A folyók szabályozásával, és a lecsapoló árkok létesítésével a keményfás ligeterdőkben a talajvízszint mélyebbre süllyedt, s ez megváltoztatta a faji összetételt. Az Alföld jelentős részén a talajvízszint több méterrel alacsonyabb, mint évszázadokkal ezelőtt (KISS 2004). Ennek hatására megritkultak a higrofil elemek (pl. ritkás sás, erdei madárhúr, erdei nebáncsvirág stb.), ezáltal állományaik fajkészlete sokfelé jellegtelenné vált. A degradált állományokban tömeges lehet a ragadós galaj és a nagy csalán. Mindezeknél sokkal nagyobb problémát jelent az inváziós elemek terjeszkedése, mint a csicsóka (*Helianthus tuberosus*), a bíbor nebáncsvirág, a kisvirágú nebáncsvirág, a cseh óriáskeserűfű (*Fallopia × bohemica*) és a magas aranyvessző.

Az utóbbi évtizedek intenzív erdőgazdálkodása is számos degradációs folyamatot vont maga után (KEVEY és BUZÁSSY 2003). Ezek között a legnagyobb kárt jelenti a tolólapos tuskózás, a mélyszántás, az idegenhonos fajok telepítése, valamint a csemeték ápolása vegyszeres gyomirtással, majd tárcsázással. E beavatkozások degradálják, sőt szinte kiirtják

az őshonos fajok alkotta gyepszintet. Az erdőkben sok helyütt erdészeti rakodót létesítettek. A faanyag mozgatása jelentős károkat okoz a talajban és a gyepszintben (BARTHA 2001a).

A keményfaligetek tájképi jellegét és belső ökológiai viszonyait gyökeresen megváltoztatják az idegenhonos fafajok. Ugyan ma már nem telepítik az amerikai kőris és a zöld juhart, de előszeretettel hoznak létre fekete dió (*Juglans nigra*), nemes nyár és akác monokultúrákat, s helyenként vörös tölgygel (*Quercus rubra*) is próbálkoznak. A zöld juhar, a gyalogakác és az amerikai kőris terméseit nemcsak a szél, hanem az árhullámok is terjesztik, ezért olyan erdőkben is megjelennek, ahová erdészek nem is ültették.

Megemlíthető még a túltartott vadállomány is, amely az elmúlt évtizedekben többszörösére nőtt. A nagyvad (őz, szarvas, vaddisznó) rágási és taposási kárt okoznak, továbbá dagonyázó helyeikkel degradálják az aljnövényzetet, s a makk elfogyasztásával, illetve a csemeték lerágásával akadályozzák az erdők felújítását (BARANYAI-NAGY 2012, SZMORAD 2014). A Nyírségben (Guthi-erdő) és a Körös-vidéken a dámvad és a vaddisznó tömeges tenyésztése okoz komoly károkat. Ezekben az erdőkben a gímszarvas viszont nem jelentős (VARGA Zoltán írásbeli közlése, 2015).

A kőris fajokat a *Chalara fraxinea* gomba károsítja, amely a fiatal és idős állományokban egyaránt megtalálható. A jövőben ezért a magyar és a magas kőris némi visszaszorulására lehet számítani (KOLTAY és mtsai 2011).

A gazdálkodók olykor a természetvédelmi törvényt is megkerülik. A Szigetközben az egyik védett tölgy-kőris-szil ligeterdő (Feketeerdő „Házi-erdő”) vágásterületén erdeifenyő (*Pinus sylvestris*), közönséges nyír (*Betula pendula*) és akác monokultúrákat hoztak létre. A Duna–Dráva Nemzeti Parkban Karapancsánál nemrég egy olyan fokozottan védett állományt termeltek le, amelynek lombkoronájában lábon álló holtfák és 300 évnél idősebb kocsányos tölgyfák is voltak. Néhány ilyen idős farönköt egy képzőművésznek adtak el, holott hagyásfaként illetet volna meghagyni. A „zöldhatóság” azzal indokolta a tarvágás szükségességét, mert „az idős faállományban volt zöld juhar és amerikai kőris, s ha nem végeztek volna tarvágást, az erdőben degradáció lépett volna fel” (az idős, 30–35 m magas magyar kőris – kocsányos tölgy állományalatt legfeljebb 5% volt a zöld juhar, míg az amerikai kőris előfordulása elenyésző volt). Sajnos az ehhez hasonló demagóg szövegekkel beárnyékol problémák egyre gyakoribbak, s ilyen áltudományos érvekkel lehet „legálisan” kitermelni a fokozottan védett erdőrésztletek faállományát. A természetvédelem fontos feladata lenne az ehhez hasonló visszaélések visszaszorítása, azaz a természetvédelmi törvény maradéktalan betartatása.

A keményfás ligeterdőkben végzett erdőgazdálkodás és természetvédelmi kezelés

Ártéri erdeink nagyobb része ma már védelem alatt áll. Egy részük valamely tájvédelmi körzet (pl. Szigetközi TK), vagy nemzeti park (pl. Duna–Dráva NP) területére esik, míg legnagyobb hányaduk a Natura 2000 hálózatba tartozik. Sajnos e védett területeken az erdőgazdaságok munkáján még sokat kell változtatni, a gazdálkodó gyakran megkerüli a természetvédelmi törvényben leírtakat, a természetvédelmi hatóságok pedig – mint a korábbi példákban is látható – e téren nem állnak a helyzet magaslatán.

A tölgy-kőris-szil ligetek hasonló módon megfigyelték, mint a puhafás ligeterdők. A jelenlegi erdőgazdálkodás jelentős hiányossága az, hogy a folyamatos erdőborítást biztosító fahasználati módok még mindig nem terjedtek el. Erdeink faállomány-szerkezeti szempontból igen alacsony természetességűek, a holtfa aránya igen alacsony, mert az elpusztult fákat az erdészek rendszeresen elszállítják.

A jelenlegi erdőgazdálkodás nem kíméli a megmaradt állományokat sem. A tölgy-kőris-szil ligeterdőt szinte kizárólag tarvágásos üzemmódban kezelik (BARTHA 2001b). A vágásterületen gyakran végeznek tuskózást, mélyszántást, az ültetett sorok között teljes talaj-előkészítést, vegyszerezést és tárcsázást (KEVEY és BUZÁSSY 2003). A legtöbb esetben ma is nemes nyárrakkal, fekete dióval, vörös tölgygel, vagy akáccal végzik a felújítást.

Bízthatónak tűnik az a kezdeményezés, amely szerint egyes erdők valamely nemzeti park igazgatóság vagyongazdálkodásába kerültek (pl. Ócsai TK, Sátoraljaújhely „Long-erdő”). Az ilyen helyeken kísérletképpen megkezdtek a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodást. Az erdők azon részein, ahol megfelelő újulat jelentkezik, kisebb bontásokat végeznek. A kitermelt fát kézi erővel, lóval és kisebb gépekkel szállítják el (NAGY István szóbeli közlése, 2015).

Mivel az utóbbi évszázadok során a tölgy-kőris-szil ligetek kiterjedése drasztikusan csökkent, olyan erdőgazdálkodásra és természetvédelmi kezelésre lenne szükség, amely lehetővé teszi a megmaradt állományok megőrzését és rekonstrukcióját. Ennek érdekében kerülni kell minden olyan erdőgazdálkodási beavatkozást, amelyek a keményfaligetek további degradációját idézik elő.

Az utóbbi évtizedek intenzív erdőgazdálkodása számos degradációs folyamatot vont maga után (KEVEY és BUZÁSSY 2003). A jövőben mellőzni kell a tolólapos tuskózást, valamint az azt követő mélyszántást és vegyszerezést, amely szinte maradéktalanul elpusztítja az erdő természetszerű aljnövényzetét.

Mellőzni kell a tájidegen fafajok (fekete dió, nemes nyár, vörös tölgy, akác) telepítését. Amennyiben e fafajok az egyes meglévő állományokban többé-kevésbé előfordulnak, arányukat vissza kell szorítani. A fekete dió, a vörös tölgy és a nemes nyár vissza-

szorítása nem okoz különös nehézséget, az ilyen állományok egyszerű fajokcserével visszaállíthatók. Gondot okozhat azonban az akác visszaszorítása, amely kivágása után rendkívül jól sarjad. E fajtát a mellmagasságban végzett meggyűrűzéssel, vagy arboricidek alkalmazásával lehet háttérbe szorítani. Hasonló problémát jelent a zöld juhar és az amerikai kőris terjeszkedése is. E két faj ugyanis erősen sarjad, s igen sok jól csírázó termést érlel. Ikerlependék és lependék termései a szél révén jól terjeszkednek, de még ennél is nagyobb szerepet játszanak az árhumok, amelyek igen távoli helyekre is eljuttatják a terméseket. Ily módon e két faj olyan távoli erdőkben is megtelepednek, ahová erdészek nem ültették. Nagy folyóink hullámterében (pl. Gemenc) olyan tölgy-kőris-szil ligetek is ismertek, amelyek cserjeszintjében sűrű állományt képez a fiatal zöld juhar és amerikai kőris. E két faj visszaszorítását célzó hatékony módszer kidolgozása jelenleg is zajlik. Terjeszkedésüket talán a termést érlelő anyafák maradéktalan kiirtásával és a cserjeszintben felverődő fiatal egyedek rendszeres kivágásával lehetne megakadályozni. Ehhez azonban igen sok kézi munkaerőre lenne szükség, amely a jelen viszonyok mellett szinte megfizethetetlen, bár ma már számos helyen pályázati forrásból végeznek ilyen beavatkozásokat. Sok problémát okoz a cserjeszintben a gyalogakác, amely hasonló módon terjeszkedik, mint a zöld juhar és az amerikai kőris. Sokfelé a fákra felkapaszkodó parti szőlő tömeges előfordulása jelenthet gondot. Ilyenkor tövét az őszi szezonban érdemes elvágni, amikor sárga levelei révén jól elkülöníthető a piros levelű, ligeti szőlőtől.

Az inváziós lágyszárúak közül a süntök, a kisvirágú nebánsvirág, a cseh óriáskeserűfű és a magas aranyvessző jelenti a legtöbb problémát. E növények visszaszorítására sajnos nincs megfelelő módszer, de kidolgozásukra zajlanak kísérletek. A gyakorlat azonban azt bizonyítja, hogy bolygatatlan keményfaligetekben e lágyszárú növények nem képesek elhatalmasodni. Ebből következik, hogy amennyiben az erdő természetszerűségét sikerül visszaállítani, e jövevényfajok egy része előbb-utóbb kiszorul.

A tölgy-kőris-szil ligetknél meg kell emelni a vágásérettségi kort. PAPP (1975) szerint ugyanis a kocsányos tölgy a magzókorát 60–80 éves korban éri el, míg a szlavón tölgy (*Quercus robur* ssp. *slavonica*) esetében ez 90–110 éves korban következik be. Jelentős makktermésre tehát csak ezektől az évektől számíthatunk. A kocsányos tölgy vágásérettségi kora a régi üzemtervekben 120–150 évre volt tervezve. Az 1970-es évektől ez a vágásérettségi kor már csak 80–100 év. Az ilyen fiatalon letermelt tölgyek törzs-

átmérője még kicsiny (30–40 cm), és faipari szempontból sem túl értékes. A kocsányos tölgy mindenféle műszaki károsodás nélkül fenntartható 120–140 évig, sőt ebben a korban gyarapszik a legjobban. Mivel egy 80 éves tölgyállománynak alig van lehetősége jelentősebb makktermésre, elsősorban ez az oka annak, hogy az erdőgazdasági gyakorlatban háttérbe szorult a természetes felújítás (PAPP 1975). Ehhez még hozzájárul az elviselhetetlen nagyvadlétszám is.

Fontos a lábön száradt fatörzsek megtartása, mert a holtfa kitűnő élőhelyet kínál odulakó madarak, denevérek és számos rovarfaj számára (BARTHA 2001a, VARGA 2009). A holtfát az erdészek azon téves hitből hordják el az erdőből, hogy azok gombás megbetegedéseket terjesztenek. E téves eszméket már ideje lenne elfelejteni. Egyrészt a holtfán élő gombák korhadéklakók, fertőzést nem okoznak. Továbbá a fertőzéseket okozó gombák csak a legyengült, a már beteg fákát támadják meg. Végül e gombák spórái amúgy is mindenütt ott vannak a levegőben, ha elszállítják a holt fákát, ettől az erdőben nem lesz kevesebb gombaspóra. Megjegyzendő, hogy az utóbbi években igen pozitív változások figyelhetők meg ezen a téren.

A jövőben törekedni kell arra, hogy az értékes, de még nem védett keményfaligetek oltalom alá kerüljenek (pl. Csepel-sziget, Körös-vidék). Bővíteni kell a fokozottan védett erdőrészek és a magterületek körét, valamint az erdőrezervátum-hálózatot. Törekedni kell a változatos állományszerkezetű, vegyes korú és elegyes fafajösszetételű keményfaligetek kialakítására, amelyekben bőven található földön heverő és lábön álló, különböző átmérőjű holt fatörzsek (SZMORAD és KIRÁLY 2014, FRANK és SZMORAD 2014). Törekedni kell a tarvágások helyett a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás egyre több helyen történő bevezetésére, a szálaló üzemmódra való átállásra. Ezeknél akkora bontást kell alkalmazni, amely elegendő fényt biztosít a csírázás-hoz. Vigyázni kell azonban, mert a túl nagy eréllyel végzett bontás után a fényviszonyok már kedvezőtlenek, ugyanis az állomány gyomosodását vonja maga után. Fontos feladat lenne tehát a tarvágások fokozatos megszüntetése. Helyette át kell térni az aljnövényzetet sokkal jobban kímélő természetes felújító vágásokra, de legideálisabb lenne a szálaló üzemmódra való átállás. A fakitermelést télen, hótakaró mellett ideális végezni, a közelítés során kerülni kell a vonszolást (BARTHA 2001a).

Mivel a keményfaligetek jelentős részénél vízgazdálkodási problémák is vannak, a természetvédelmi kezelés fontos eleme lenne a talajvíz optimális szintre történő visszaállítása, amelyet a mellékágrendszer rehabilitációjával együtt lehetne végezni.

Irodalomjegyzék

- ASZÓD, L. (1935): Adatok a nyírségi homoki vegetáció ökológiájához és szociológiájához. – *Tisia* 1(1): 1–33.
- BACH, I. (1998): A fekete nyár (*Populus nigra* L.) génmegőrzése, genetikai azonosításának elméleti alapjai és gyakorlati módszere. – *Erdészeti Lapok* 133(9): 287.
- BARANYAI-NAGY, A. (2012): *A nyugat-dunántúli patakmenti égerligetek tájtörténeti, növényföldrajzi és társulástani vizsgálata*. PhD értekezés. – Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, 162 pp.
- BARTHA, D. (2001a): *A természet szerű erdők kezelése. A KöM Természetvédelmi hivatalának tanulmánykötetei 7.* – Természet-BÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 263–275.
- BARTHA, D. (2001b): *Veszélyeztetett erdőtársulások Magyarországon. WWF füzetek 18.* – WWF Magyarország, Budapest, 35 pp.
- BORHIDI, A. (1963): *A Zselic erdei és kapcsolatuk a nyugat-balkáni bükkösökkel.* – Kandidátusi értekezés, kézirat.
- BORHIDI, A. (1984): *A Zselic erdei (The Forests of Zselic).* – *Dunántúli Dolgozatok (A) Természettudományi Sorozat* 4: 1–145. + 1 chart.
- BORHIDI, A. és JÁRAI-KOMLÓDI, M. (1959): Die Vegetation des Naturschutzgebietes des Baláta-Sees. – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 5: 259–320.
- BORHIDI, A. és KEVEY, B. (1996): *An annotated checklist of the Hungarian plant communities II. The forest communities.* – In: BORHIDI, A (szerk.): *Critical revision of the Hungarian plant communities.* Janus Pannonius University, Pécs, pp. 95–138.
- BORHIDI, A., KEVEY, B. és LENDVAI, G. (2012): *Plant communities of Hungary.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 544 pp.
- ČARNI, A., FRANJIC, J. és ŠKVRČ, Ž (2004): *Crataegus nigra* WALDST. et KIT. dominated community in he flooded Danube river area in Croatia. – *Hacquetia* 3(2): 81–90.
- CSIKY, J. (1997): *A Botrychium virginianum* (L.) Sw. fitocönológiai és ökológiai vizsgálata a kunfehértói holdrutás erdőben. – *Kitaibelia* 2(1): 56–68.
- ELLENBERG, H. (1978): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen* (szerk. 2). – Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 982 pp.
- FIDLÓCZKY, J. (1995): *Az erdőgazdálkodás helyzete és annak természetvédelmi vonatkozásai.* WWF füzetek 7. – WWF Magyarország, Budapest, 18 pp.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (2014): *Az optimális és elvárható élőhelyi állapot jellemzése.* – In: FRANK, T. és SZMORAD, F. (szerk.): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése.* Rosalia Kézikönyvek 2. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 25–30.
- GYÖNGYÖSSY, P. (2003): *Település és táj kapcsolata az Őrségben.* – Kerekerdő Alapítvány, Szombathely, p. 81.
- HANGAY, O. (1889): Erőszakolt flórávidék. – *Orvos-Természettudományi Értesítő* 14(11): 153–162.
- HARGITAI, Z. (1943): Adatok a Beregi sík erdeinek ismeretéhez. – *Debreceni Szemle* 17: 64–67.
- HORVÁT, A. O. (1972): *Die Vegetation des Mecsekgebirges und seiner Umgebung.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 376 pp.
- HORVÁT, A. O. és KEVEY, B. (1983): Hornbeam-oak-forests in Ormánság. – *Macedonian Academy of Sciences and Arts, Contributions* 4(1–2): 203–210.
- JÁRAI-KOMLÓDI, M. (1958): Die Pflanzengesellschaften in dem Turjánggebiet von Ócsa–Dabas. – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 4: 63–92.
- JÁRAI-KOMLÓDI, M. (1959): Sukzessionsstudien an Eschen-Erlenbruchwäldern des Donau-Theiss Zwischenstromgebietes. – *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis de Rolando Eötvös nominatae, Sectio Biologica* 2: 113–122.
- JURKO, A. (1958): *Podne ekologicke pomery a lesne spolocenstva Podunajskej niziny.* – Slovenská Akadémia Vied, Bratislava, 225 pp.
- KÁRPÁTI, I. (1957): *A hazai Duna-ártér erdei.* – Kandidátusi értekezés, kézirat.
- KÁRPÁTI, I. (1958): *A hazai Duna-ártér erdei.* – Kandidátusi értekezés tételei, Budapest, 5 pp.
- KÁRPÁTI, I. (1982): Die Vegetation der Auen-Ökosysteme in Ungarn. – *Veröffentlichung der Internationalen Arbeitsgemeinschaft für Clusius-Forschung, Güssing* 4: 1–24.
- KÁRPÁTI, I. (1985): *Az ártéri szintek geomorfológiai- és vegetáció-szukcessziójának kapcsolata.* – In: FEKETE, G. (szerk.): *A cönológiai szukcesszió kérdései* Biológiai Tanulmányok 12. pp. 73–81.
- KÁRPÁTI, I. és KÁRPÁTI, V. (1958a): *A hazai Duna-ártér erdőtípusai.* – *Az Erdő* 7: 307–318.
- KÁRPÁTI, I. és KÁRPÁTI, V. (1958b): Elm-ash-oak grove forests (*Querceto-Ulmetum hungaricum* Soó) turning into white poplardominated stands. – *Acta Agronomica Hungarica* 8: 267–283.
- KÁRPÁTI, I. és KÁRPÁTI, V. (1958c): *Az ártéri fehérynárasok kialakulása és jelentősége.* – *Erdőgazdaság és Faipar* 1958(10): 14.
- KÁRPÁTI, I. és KÁRPÁTI, V. (1961): Die zöologische Verhältnisse der Auenwälder Albanien. – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 7: 235–297.
- KEVEY, B. (1984): *Dég parkerdejének tölgy-köris-szil ligetei.* – *Botanikai Közlemények* 71: 51–61.
- KEVEY, B. (1987): *A martonvásári kastélypark tölgy-köris-szil ligeterdői.* – *Botanikai Közlemények* 73 (1986): 33–42.
- KEVEY, B. (1993a): *A Szigetköz ligeterdeinek összehasonlító-cönológiai vizsgálata.* – Kandidátusi értekezés. Janus Pannonius Tudományegyetem, Növénytani Tanszék, Pécs, kézirat.
- KEVEY, B. (1993b): *A Szigetköz ligeterdeinek összehasonlító-cönológiai vizsgálata.* – Kandidátusi értekezés tézisei. Janus Pannonius Tudományegyetem, Növénytani Tanszék, Pécs, 9 pp.
- KEVEY, B. (1995): *Síkvidéki ligeterdők.* – *Tilia* 1: 62–70.
- KEVEY, B. (1997a): *Égerligetek.* – In: FEKETE, G., MOLNÁR, Zs. és HORVÁTH, F. (szerk.): *Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer.* Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 125–127.
- KEVEY, B. (1997b): *Kastélyparkok és arborétumok az egykori vegetáció maradványaival vagy regenerálódásával.* – In: FEKETE, G., MOLNÁR, Zs. és HORVÁTH, F. (szerk.): *Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer.* Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 198–199.
- KEVEY, B. (1998): *A Szigetköz erdeinek szukcessziós viszonyai.* – *Kitaibelia* 3: 47–63.
- KEVEY, B. (1999a): *A Szigetköz erdei I. Ligeterdők.* – *Moson Megyei Műhely* 2(1): 59–82.
- KEVEY, B. (1999b): *A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Szigetköz növényvilágára.* – *Moson Megyei Műhely* 2(2): 75–95.
- KEVEY, B. (1999c): *Dombvidéki égerligetek [Podagrafüves égerliget (Aegopodio-Alnetum V. KÁRPÁTI, I. KÁRPÁTI és JURKO 1961), Sásos égerliget (Carici pendulae-Alnetum BORHIDI és KEVEY 1996), Hegyi égerliget (Carici brizoidis-Alnetum I. HORV. 1938 em. OBERD. 1953), Körisliget (Carici remotae-Fraxinetum KOCH ex FABER 1936), Sík vidéki égerliget (Paridi quadrifoliae-Alnetum KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996)].* – In: BORHIDI, A. és SÁNTA, A. (szerk.): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól 2.* TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 143–150.

- KEVEY, B. (1999d): *Alföldi tölgy-kőris-szil ligetek [Közép-dunai tölgy-kőris-szil liget (Scillo vindobonensis-Ulmetum KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996), Szigetközi tölgy-kőris-szil liget (Pimpinello majoris-Ulmetum KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996), Tiszai tölgy-kőris-szil liget (Fraxino pannonicae-Ulmetum Soó in ASZÓD 1935 corr. 1963)]*. – In: BORHIDI A. és SÁNTA A. (szerk.): Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól 2. TermészetBÜVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 151–155.
- KEVEY, B. (2002a): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz tölgy-kőris-szil ligeteire (*Pimpinello majoris-Ulmetum KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996*). – *Kanitzia* **9**: 227–249.
- KEVEY, B. (2002b): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Szigetköz ligeterdeire. – In: Aktuális flóra- és vegetációkutatások a Kárpát-medencében V. Pécs, 2002. március 8–10. (Összefoglalók), pp.: 63.
- KEVEY, B. (2002c): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz fekete nyárligeteire (*Carduo crispum-Populetum nigrae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996*). – In: STIRLING, J. (szerk.): Hittel és alázattal. Köszöntő kötet Horvát Adolf Olivér ocist 95. születésnapjára. Szent István Akadémia, Magyar Tudományos Akadémia Pécsi Területi Bizottsága, Pécsi Tudományegyetem Növénytan Tanszék és Botanikus Kert, Pécs, pp. 181–200.
- KEVEY, B. (2002d): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz csigolya bokorfűzéseire (*Rumici crispum-Salicetum purpureae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996*). – In: SALAMON-ALBERT É. (szerk.): Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón. Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére. Pécsi Tudományegyetem Növénytan Tanszék, Pécs, pp. 415–429.
- KEVEY, B. (2003): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz mandulalevelű bokorfűzéseire (*Polygonum hydropiperi-Salicetum triandrae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996*). – *Acta Óváriensis* **45**: 137–154.
- KEVEY, B. (2004a): A Duna szlovákiai elterelésének hatása az Alsó-Szigetköz csigolya bokorfűzéseire (*Rumici crispum-Salicetum purpureae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996*). – *Botanikai Közlemények* **90(2003)**: 1–18.
- KEVEY, B. (2004b): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz fehér fűzligeteire (*Leucojeo aestivi-Salicetum albae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996*). – *Kitaibelia* **9(1)**: 173–186.
- KEVEY, B. (2004c): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz fehér nyárligeteire (*Senecioni sarracenicum-Populetum albae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996*). – *Kanitzia* **12**: 177–195.
- KEVEY, B. (2007a): A Somogyi-Dráva-ártér tölgy-kőris-szil ligetei (*Fraxino pannonicae-Ulmetum Soó in ASZÓD 1935 corr. Soó 1963*). – *Somogyi Múzeumok Közleményei* **17(2006)**: 103–122.
- KEVEY, B. (2007b): A baranyai Dráva-sík tölgy-kőris-szil ligetei (*Fraxino pannonicae-Ulmetum Soó in ASZÓD 1935 corr. Soó 1963*). – *Natura Somogyiensis* **10**: 11–39.
- KEVEY, B. (2008): Magyarország erdőtársulásai (Forest associations of Hungary). – *Tilia* **14**: 1–488. + CD-adatbázis (230 táblázat + 244 ábra).
- KEVEY, B. (2012): Töredékes tölgy-kőris-szil ligetek a Zákányi-dombokon (*Knautio drymeiae-Ulmetum BORHIDI és KEVEY 1996*). – *Natura Somogyiensis* **22**: 5–26.
- KEVEY, B. (2014): A hazai Mura-ártér fehérynár-ligetei (*Senecioni sarracenicum-Populetum albae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996*). – *Kaposvári Rippel-Rónai Múzeum Közleményei* **3**: 29–56.
- KEVEY, B. és BARNA, Cs. (2014): A hazai Felső-Tisza-vidék fehérynár-ligetei (*Senecioni sarracenicum-Populetum albae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996*). – *Botanikai Közlemények* **101**: 105–143.
- KEVEY, B. és BUZÁSSY, B. (2003): A Körös menti keményfás erdők természetvédelmi problémái. – *Folia Comloensis* **12**: 93–102.
- KEVEY, B. és CZIMBER, Gy. (1982): Az *Allium ursinum* növényföldrajzi szerepe a Szigetközben. – *Agrártudományi Egyetem, Keszthely. A Mosonmagyaróvári Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei* **24**: 261–297.
- KEVEY, B. és CZIMBER, Gy. (1984): A mosonmagyaróvári „Május 1.-liget” kapcsolata a Szigetköz természetes növénytakarójával. – *Agrártudományi Egyetem, Keszthely. A Mosonmagyaróvári Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei* **26**: 235–255.
- KEVEY, B. és HUSZÁR, Zs. (1999): A Háros-sziget fehérynár-ligetei (*Senecioni sarracenicum-Populetum albae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996*). – *Természetvédelmi Közlemények* **8**: 37–48.
- KEVEY, B. és KOVÁCS, J. A. (2011): A Mura-vidék tölgy-kőris-szil ligetei (*Carici brizoidis-Ulmetum KEVEY 2008*). – *Kanitzia* **18**: 195–238.
- KEVEY, B. és TÓTH, V. (2006): A Baranyai-Dráva-sík fehér nyárligetei (*Senecioni sarracenicum-Populetum albae KEVEY in BORHIDI és KEVEY 1996*). – *Natura Somogyiensis* **9**: 47–62.
- KEVEY, B., FERENCZ, L. és TÓTH, I. (2006): A magyarországi Alsó-Duna-ártér fekete galagonya-cserjései (*Leucojeo aestivi-Crataegetum nigrae KEVEY, FERENCZ és TÓTH ass. nova*). – *Kanitzia* **14**: 207–239.
- KEVEY, B., FERENCZ, L. és TÓTH, I. (2015): *The black hawthorn scrubs of the lower Danube region in Hungary (Euphorbio palustris-Crataegetum nigrae ČARNI, FRANJIC és ŠKVORC 2004)*. – In: Kerényi-Nagy, V., Szirmai, O., Helyes, L., Penksza, K. és Neményi, A. (szerk.): „I. Rózsa- és galagonya-konferencia a Kárpát-medencében” nemzetközi konferencia 2015. május 29–30. Gödöllő, pp. 35–46.
- KISS, J. (2004): *Javaslatok a természetcsiszított erdőtelepítések fellendítésére*. – In: EXNER, T. és MÁTHÉ, L. (szerk.): A természetközeli erdőtelepítés lehetőségei Magyarországon. WWF füzetek 23. WWF Magyarország, Budapest, pp. 18–25.
- KLUJBER, L., TIHANYI, J. és VÖRÖSS, L. Zs. (1963): Adatok dráamenti holtágak cönológiai és florisztikai ismeretéhez. – *Pécsi Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei* **1963**: 271–303.
- KNAPP, R. (1948): *Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas*. – Ulmer, Stuttgart, 94 pp.
- KOLTAY, A., SZABÓ, I. és JANIK, G. (2011): *Chalara fraxinea* incidence in Hungarian ash (*Fraxinus excelsior*) forests. – *Journal of Agricultural Extension and Rural Development* **4(9)**: 236–238.
- MÁTHÉ, I. (1936): Növényzociológiai tanulmányok a körösvidéki liget- és szikes erdőkben. – *Acta Geobotanica Hungarica* **1**: 150–166.
- MOLNÁR, Zs. (1996): Ártéri vegetáció Tiszadob és Kesznyéten környékén II. A keményfaliget-erdők (*Fraxino pannonicae-Ulmetum*) története és mai állapota. – *Botanikai Közlemények* **83(1–2)**: 51–69.
- OROSZI, S. (2010): Erdőgazdálkodás 1935-1990. – *Erdészettörténeti Közlemények* **82**: 127–135.
- ORTMANN-AJKAI, A. (1998a): Vegetation mapping as a base of botanical gis applications I. Vegetation map of the Atak forest (Southwest Hungary). – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* **41**: 171–192.
- ORTMANN-AJKAI, A. (1998b): Vegetation mapping as a base of botanical gis applications II. Vegetation map of the Vajszló forest (Southwest Hungary). – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* **41**: 193–227.

- PAPP, M., ANTAL, M., DÁVID, J. és TÖRÖK, T. (1986): A Fényi erdő vegetációja. – *Botanikai Közlemények* **73**(1–2): 43–48.
- PAPP, T. (1975): *A természetes felújítás lehetőségei és módszerei a Drávamenti tölgyesekben.* – Egyetemi doktori értekezés. Erdészeti és Faipari Egyetem, Sopron, kézirat.
- PARABUĆSKI, S. (1972): The forest vegetation of the Kovilj marsh (Парабућски, С.: Шумска вегетација Ковиљског рита). – Зборник Матице српска за природне науке Нови Сад **42**: 5–88.
- PÉCSI, M. (1959): *A magyarországi Duna-völgy kialakulása és felszínalaktana. Földrajzi Monográfiák III.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 342 pp
- SIMON, T. (1950): Montán elemek az Északi-Alföld flórájában és növénytakarójában. – *Annales Biologicae Universitatis Debreceniensis* **1**: 146–174.
- SIMON, T. (1952): Montán elemek az Északi-Alföld flórájában és növénytakarójában II. – *Annales Biologicae Universitatum Hungariae* **1**(1951): 303–310.
- SIMON, T. (1957): *Die Wälder des nördlichen Alföld.* – In: ZÓLYOMI, B. (szerk.): Die Vegetation ungarischer Landschaften 1. Akadémiai Kiadó, Budapest, 172 pp. + 22 tab. + 2 chart.
- SIMON, T. (1960): Die Vegetation der Moore in den Naturschutzgebieten des Nördlichen Alföld. – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* **6**: 107–137.
- SIMON, T., SZABÓ, M., DRASKOVITS, R., HAHN, I. és GERGELY, A. (1993): Ecological and phytosociological changes in the willow woods of Szigetköz, NW Hungary, in the past 60 years. – *Abstracta Botanica* **17**(1–2): 179–186.
- SOÓ, R. (1937): A Nyírség erdői és erdőtípusai. – *Erdészeti Kísérletek* **39**: 337–380.
- SOÓ, R. (1940): Vergangenheit und Gegenwart der pannonischen Flora und Vegetation. – *Nova Acta Leopoldina*, Halle. N. F. **9**(56): 1–49.
- SOÓ, R. (1943): A nyírségi erdők a növényközvetkezők rendszerében. – *Acta Geobotanica Hungarica* **5**: 315–352.
- SOÓ, R. (1958): Die Wälder des Alföld. – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* **4**: 351–381.
- SOÓ, R. (1963): Systematische Übersicht der pannonischen Pflanzengesellschaften VI. Die Gebirgswälder II. – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* **9**: 123–150.
- SOÓ, R. (1971): Aufzählung der Assoziationen der ungarischen Vegetation nach den neueren zönosystematisch-nomenklatorischen Ergebnissen. – *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* **17**: 127–179.
- SZERDAHELYI, T. (1994): Gallery forest fragments in the Szigetköz protected area (Hungary). – *Studia Botanica Hungarica*. **25**: 59–75.
- SZIRMAI, O., TUBA, Z., NAGY, J., CSERHALMI, D., CZÓBEL, SZ., GÁL, B., SZERDAHELYI, T. és MARSCHALL, Z. (2008): *A Bodrogszék növénytakarójának áttekintése.* – In: TUBA, Z. (szerk.): Bodrogszék (A magyarországi Bodrogszék tájmonográfiája). Lórántffy Zsuzsanna Szellemében Alapítvány, Gödöllő – Sárospatak, pp. 523–584.
- SZMORAD, F. (2014): *Enyves éger (Alnus glutinosa) és magas kőrös (Fraxinus excelsior) alkotta ligeterdők (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 881–887.
- SZMORAD, F. és KIRÁLY, G. (2014): *Az erdő természetvédelmi szempontú kezelése.* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 758–760.
- SZUJKÓ-LACZA, J. (1960): Neue floristische Angaben aus der Insel Csepel. – *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici* **52**: 177–184.
- TALLÓS, P. (1959): Erdő- és réttípus tanulmányok a Széki erdőben. – *Erdészeti Kutatások* **6**(1–2): 301–353.
- TCHOU, Y. T. (1949a): Études écologiques et phytosociologiques sur les Forêts Riveraines du Bas-Languedoc (*Populetum albae*) I. – *Vegetatio Acta Botanica* **1**(1: 1948): 2–31.
- TCHOU, Y. T. (1949b): Études écologiques et phytosociologiques sur les Forêts Riveraines du Bas-Languedoc (*Populetum albae*) II. – *Vegetatio Acta Botanica* **1**(2–3: 1948): 93–128.
- TCHOU, Y. T. (1949c): Études écologiques et phytosociologiques sur les Forêts Riveraines du Bas-Languedoc (*Populetum albae*) III. – *Vegetatio Acta Botanica* **1**(4–5: 1948): 217–257.
- TCHOU, Y. T. (1949d): Études écologiques et phytosociologiques sur les Forêts Riveraines du Bas-Languedoc (*Populetum albae*) IV. – *Vegetatio Acta Botanica* **1**(6: 1948): 347–384.
- TÍMÁR, L. (1950): A Tiszameder növényzete Szolnok és Szeged között. – *Annales Biologicae Universitas Debreceniensis* **1**: 72–145.
- TÓTH, I. (1958): Az Alsó-Dunaártér erdőgazdálkodása, a termőhely- és az erdőtípusok összefüggése. – *Erdészeti Kutatások* **1958**(1–2): 77–160.
- TÓTH, I. és KÁRPÁTI I. (1959): Ártéri erdeink tipológiai beosztása. – *Az Erdő* **8**: 481–483.
- TUBA, Z. (1995): Overview of the flora and vegetation of the Hungarian Bodrogszék. – *Tiscia* **29**: 11–17.
- UHERKOVICH, Á. (1977): Adatok Baranya nagylepkefaunájának ismeretéhez V. A gilvánfai Szilas-erdő nagylepkéi. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **19**(1974): 63–83.
- UHERKOVICH, Á. (1979): Adatok Baranya nagylepkefaunájának ismeretéhez IX. Újabb faunisztikai adatok a Dráva-síkról és a Villányi-hegységből (Lepidoptera). – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **23**(1978): 41–49.
- UJVÁROSI, M. (1940): Növényzociológiai tanulmányok a Tiszamentén. – *Acta Geobotanica Hungarica* **3**: 30–42.
- VARGA, G. (2009): *A folyamatos erdőborítás fenntartása mellett az erdőgazdálkodás alapjai.* – Földművelési és Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest, 185 pp.
- VÖRÖSS, L. Zs. (1964): Újabb adatok a szaporcai holtágak cönológiai és florisztikai ismeretéhez. – *Szegedi Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei* **1964**: 75–95.
- ZÓLYOMI, B. (1934): A Hanság növényközvetkezői. – *Vasi Szemle* **1**: 146–174.
- ZÓLYOMI, B. (1936): Tízezer év története virágporsemekben. – *Természettudományi Közlöny* **68**: 504–516.
- ZÓLYOMI, B. (1937): A Szigetköz növénytanú kutatásának eredményei. – *Botanikai Közlemények* **34**: 169–192.
- ZÓLYOMI, B. (1952): Magyarország növénytakarójának fejlődéstörténete az utolsó jégkorszaktól. – *MTA Biológiai Osztályának Közleményei* **1**: 491–530.
- ZÓLYOMI, B. (1958): *Budapest és környékének természetes növénytakarója.* – In: PÉCSI, M. (szerk.): Budapest természeti képe. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 511–642.
- ZSOLT, J. (1943): A Szent-Endrei sziget növénytakarója. – *Index Horti Botanici Universitatis Budapestinensis* **6**(1942–1943): 3–19 + 7 tab.

Riparian forests

Balázs Kevey

University of Pécs, Department of Oecologie, Ifjúság u. 6, H–7624 Pécs, Hungary
E-mail: keveyb@gamma.pte.ttk.hu

Habitat characteristics of various types of woody vegetation on river floodplains and the main issues of their conservation are discussed in this chapter.

Gravel shoals and muddy banks are first colonized by willow shrubberies of two different types: (*Rumici crispis-Salicetum purpureae*) on gravel and (*Polygono hydropiperi-Salicetum triandrae*) on mud. When these habitats are filled up with additional sediments, they develop into black poplar gallery forests (*Carduo crispis-Populetum nigrae*) and white willow gallery forests (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*), respectively. Succession in these communities converge to white poplar forests (*Senecioni sarracenici-Populetum albae*) that grow on the next level of alluvial terraces. Along the lower section of the Danube in Hungary, a distinctive black hawthorn community (*Euphorbio palustris-Crataegetum nigrae*) may develop given sufficient light conditions in the forest interior on the slope connecting the alluvial terraces among the two previously mentioned communities. The climax community on the highest alluvial terraces is oak-ash-elm (or hardwood) riparian forest (*Fraxino pannonicae-Ulmetum* s.l.). It is only flooded when the water level is exceptionally high. Hardwood riparian forests and alder swamps (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae*) may be connected with alder gallery forests (*Paridi quadrifoliae-Alnetum glutinosae*).

The extent of riparian forests along lowland rivers has been drastically reduced over the past centuries mostly due to the various forms of land use. This includes the spread of animal husbandry and land cultivation besides the increasing size of settlements. Fire wood and timber were harvested by means of clear-cutting and re-growth was left for nature.

During the decades following WWII, plantations of alien species (*Acer negundo*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Juglans nigra*, *Populus × eur-america*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*) have become widespread and new afforestation methods that greatly damage the soil and habitat (stump removal, deep tillage, disking, spraying) have been commonly used. Owing to this form of forest management, most of the original riparian forests have disappeared, and many of the remaining ones have suffered heavy degradation. Degradation and alteration of the natural composition of these forests have also been affected by river regulation and the consequently lowered groundwater table.

To halt further degradation and facilitate the recovery of the original species composition and vegetation structure, clear-cutting should be prohibited and alternative methods of timber extraction which allow for natural forest renewal should be adopted. Pristine stands, however, should be exempt from economic use. In the existing stands, restoration of diverse age-structure and species composition is a fundamental requirement for long term sustainable management.

Key words: softwood riparian forests, hardwood riparian forests, conservation management of forests, forestry

Láperdők, lápcserjések és patakmenti ligeterdők

Baranyai-Nagy Anikó¹ és Baranyai Zsolt²

¹2151 Fót, Apponyi Franciska u. 34. E-mail: bnagyaniko@gmail.com

²Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1121 Budapest, Költő u. 21. E-mail: baranyaizs@dinpi.hu

A többletvízhatástól függő erdők közül jelen tanulmányban a patakmenti ligeterdőket, mocsárerdőket, éger- és kőrslápokot, fűz- és nyírlápokot tárgyaljuk. A folyókat, patakot övező ligeterdők kiterjedésének csökkenése antropogén hatás következtében már a közép-korban megindult. A jellemzően síkvidéki láperdők területfoglalása pedig – a XVIII. században kezdődött lecsapolások, vízrendezések eredményeképpen – 200 év alatt az egykori töredékére csökkent. A nyírlápok jelenleg hazánk legkritikább élőhelyei, de a fűzlápok, égerlápok, patakmenti liget- és mocsárerdők területe sem számottevő. Számos állományuk természetvédelmi szempontból kiemelkedően értékes, hidegkori reliktum fajokban gazdag. A patakmenti ligeterdők és a láperdők minden típusa erőteljes antropogén hatásnak kitett, kisebb-nagyobb mértékben veszélyeztetett. Természetességi állapotukat a terület vízellátása, az erdő- és vadgazdálkodás, valamint az inváziós fajok jelenléte befolyásolja. Állományaikban hosszú évszázadok óta tarvágásos erdőhasználatot folytattak, a természetes felújulás, felújítás tuskósrjáról történt. A patakmenti ligeterdők és a láperdők legjobb természetességi állapotú állományai erdőgazdálkodás alól mentesítendőek. A gazdasági művelés alatt álló állományok esetén, ahol lehetséges, természetközeli folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás folytatása javasolt. Ajánlatos lenne a tarvágásos véghasználat területeit minimalizálni. Törekedni kell a vegyes korú, elegyes, idegenhonos fajoktól mentes, holtfában és mikroélőhelyekben gazdag patakmenti ligeterdők és láperdők kialakítására, fenntartására.

Kulcsszavak: patakmenti ligeterdők, láperdők, tájtörténet, természetvédelmi erdőkezelés, erdőgazdálkodás

Az élőhelyek bemutatása

A patakmenti ligeterdők hegy- és dombvidéki tájak kisvízfolyásai mentén keskenyebb-szélesebb sávban jelennek meg, állományaik a dombvidékek peremterületéig húzódnak le. Bár elárasztást csak hóolvadáskor, illetve csapadékos időjárás esetén kapnak, a talajvíz szintje tartósan magas, a meredek völgyoldalakban ezen kívül a szivárgó vízhatás is jelentős. Általában erősen humuszos lejtőhordalék erdőtalajokon, öntéstalajokon, a széles völgyekben pedig jellemzően réti talajokon fordulnak elő (BÖLÖNI és mtsai 2011). A völgyek szűk, nagyésű, meredek oldalakkal határolt, felsőszakasz jellegű részein a patakok sebes folyása miatt nincs allúvium-képződés. Ezekben a helyeken égerliget állományok legfeljebb egy famagasságnyi szélességben található meg a vízfolyás közvetlen közelében. A kisebb esésű, széles talpú völgyszakaszok általában közepesen meredek falakkal határoltak. A lassuló vízáramlás és a hordaléklerakás miatt jellemzően több tíz méter széles, lapos völgytalp alakul ki, a patakok közép- és alsószakasz-jellegűek. Ezen geomorfológiai viszonyok már számottevő szélességű égerligetek kialakulására is lehetőséget nyújtanak (1. ábra). E két kategória között folyamatos átmenet figyelhető meg. A völgyalji helyzeten kívüli égerligetek domb- és hegyoldalakban szivárgóvízes foltokon is megjelenhetnek (IZRA-

EL 1962, BARTHA 2001a). A 20–30 m magas lombkoronaszint kevés fafajból áll, jellemző és általában állományalkotó a mézgás éger (*Alnus glutinosa*), ritkábban a magas kőris (*Fraxinus excelsior*). Általában egyszintes, de a jó természetességi állapotú, idősebb foltokon a legfelső szint nem záródott teljesen, alatta árnyaló elegyfajokból, pl. közönséges gyertyán (*Carpinus betulus*) második szintet találunk. Hegyvidéki termőhelyeken további elegyfajok a különböző juharfajok (*Acer* spp.) mellett a hegyi szil (*Ulmus glabra*), rezgő nyár (*Populus tremula*), míg a dombvidékek



1. ábra. Patakmenti égerliget (fotó: Baranyai-Nagy Anikó)

állományaiban fehér fűz (*Salix alba*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*) jelenik meg. A zselnicemeggy (*Padus avium*), a vadalma (*Malus sylvestris*) és a törékeny fűz (*Salix fragilis*) bármilyen patakmenti ligeterdő állományban előfordulhat. Cserjeszintjük az árnyalás függvényében változóan fejlett, higrofil és mezohigrofil cserjék alkotják. Intenzív erdészeti kezelés hatására fejlett cserjeszint alakulhat ki. Gyakori, jellemzően nagy borítású fajok a veresgyűrű-som (*Cornus sanguinea*), fekete bodza (*Sambucus nigra*), kutyabenge (*Frangula alnus*), kányabangita (*Viburnum opulus*). Kisebb egyedszámú színező elemek a hegyvidéki területeken a vörös ribiszke (*Ribes rubrum*), farkasboroszlán (*Daphne mezereum*), mogyrós hólyagfa (*Staphylea pinnata*) (BÖLÖNI és mtsai 2011). A zavart, bolygatottabb ligeterdőkben tömeges lehet a hamvas és a földi szeder (*Rubus caesius*, *R. fruticosus*) (BARTHA 2001a).

Gyepszintjük a völgyek felső szakaszán megjelenő keskeny állományok kivételével rendszerint magas borítású, olykor három alszintből áll. A ligeterdők és üde lomberdők közös fajai, pl. podagrafű (*Aegopodium podagraria*), sárga árvacsalán (*Galeobdolon luteum*), erdei madársóska (*Oxalis acetosella*), erdei szélfű (*Mercurialis perennis*) sokszor tömegek. Emellett az inkább ligeterdei fajok, pl. rezgő sás (*Carex brizoides*), csüngő sás (*C. pendula*), ritkás sás (*C. remota*), mocsári sás (*C. acutiformis*), erdei nébáncsvirág (*Impatiens noli-tangere*), erdei tisztessű (*Stachys sylvatica*), erdei varázslófű (*Circaea luteotiana*) szerepe is jelentős (BÖLÖNI és mtsai 2011). A rezgő sás a másodlagos, korábban kaszálóként hasznosított, spontán erdősült, szélesebb égerliget állományokban uralkodó lehet. Elsősorban a szélesebb völgytalpakon gyakori a kifejezett kora tavaszi geofiton aszpektus, pl. aranyos veselke (*Chrysosplenium alternifolium*), szellőrózsák (*Anemone ranunculoides*, *A. nemorosa*), salátaboglárka (*Ranunculus ficaria*), gólyahír (*Caltha palustris*), keserű kakukktorma (*Cardamine amara*), tavaszi tözike (*Leucocorydium vernum*) (KEVEY 2008, SZMORAD 2014). Magaskórósok, mint az erdei angyalgöyökér (*Angelica sylvestris*), vörös acsalapu (*Petasites hybridus*), halovány aszat (*Cirsium oleraceum*), réti legyezőfű (*Filipendula ulmaria*) az állományok szélein jelennek meg, elsősorban hegylábi területeken, ahol az égerligeteket fátlan növénytársulások szegélyezik. A magasabb hegyvidéki állományok szivárgóvízes foltjain páfrányfajok mellett acsalapuk (*Petasites* spp.), fehér zászpa (*Veratrum album*), deréce veronika (*Veronica beccabunga*), erdei tündérfűrt (*Aruncus dioicus*), erdei zsurló (*Equisetum sylvaticum*) tenyészik. A montán jellegű patakmenti ligeterdőkben magashegységi, ritka fajok, pl. struccpáfrány (*Matteuccia struthiopteris*), osztrák zergevirág (*Doronicum austriacum*), fecsketarján (*Gentiana asclepiadea*), szőrös baraboly (*Chaerophyllum hirsutum*) is megtalálható (BARTHA 2001a, 2013). Bár jelentősebb borítást a mohaszint nem ér

el, az állományokban sokféle találkozunk mohafajokkal, mint a fodroslevelű ligetmoha (*Plagiomnium undulatum*) vagy a *Plagiothecium cavifolium* (BARANYAI-NAGY 2012).

A **mocsárerdők** elsősorban domb- és síkvidékek ellaposodó és kiszélesedő patak völgyeiben alakulnak ki. Átmenetet képeznek a valódi láperdők és az égerligetek között. Termőhelyük részben pangóvízes jellegű, áramlást csak csapadékosabb évszakokban, magasabb vízállás esetén mutat. Talajuk kevésbé mély, kevesebb tőzeget tartalmaz, mint a valódi láperdőké, tőzeges láptalaj és réti talaj közötti átmenet. A lombkoronaszint 15–20 m magas, közepes záródású, többnyire egyszintes, mézgás éger (égeres mocsárerdők) vagy törékeny és fehér fűz (füzes mocsárerdők) uralja. Ha a felső lomb szint alacsonyabb záródású a fenti fajokból második lomb szint alakulhat ki. A lomb szintben szórványosan az alábbi elegyfák figyelhetők meg: zselnicemeggy, magas kőris, vénic szil (*Ulmus laevis*), rezgő nyár. A cserjeszint gyér, legfeljebb közepes borítású, gyakori a rekettiefűz (*Salix cinerea*) és törékeny fűz, kutyabenge, kányabangita. A gyepszint borítása 90–100%. Jellemző a nagytermetű, tarackoló sások hatalmas tömege, mint a mocsári sás, éles sás (*Carex acuta*), parti sás (*C. riparia*), hólyagos sás (*C. vesicaria*). Emellett a rezgő sás is gyakran uralkodó. Faji összetételük részben a valódi égerlápokéra hasonlít, de a valódi láperdei növények hiányoznak, legfeljebb szórványosan jelennek meg, pl. tőzegrápfrány (*Thelypteris palustris*), lápi csalán (*Urtica kioviensis*). Emellett gyepszintjükben jellemzőek a mocsári növények, pl. vízi peszérce (*Lycopus europaeus*), nád (*Phragmites australis*) és magaskórós fajok, pl. halovány aszat, óriás zsurló (*Equisetum telmateia*), réti legyezőfű (KEVEY 2008, BÖLÖNI és mtsai 2011, SZMORAD 2014). Az üde lomberdei, ligeterdei elemek, pl. podagrafű, orvosi tüdőfű (*Pulmonaria officinalis*), szálkás pajzsiika (*Dryopteris carthusiana*) szórványosak (KEVEY 2008, BARANYAI-NAGY 2012).

Az **éger- és kőrislápok** főként síkvidéken, kisebb részben hegy- és dombvidéken morotvákban, lefolyástalan medencékben jönnek létre, ahol a talajvíz a vegetációs időszak túlnyomó részén a talajszint fölé emelkedik, mozgása csekély (2. ábra). Az oxigénszegény pangóvíz miatt intenzív tőzegrétegződés játszódik le, glejes, tőzeges láptalajuk savanyú kémhatású (BARTHA 2001a, BÖLÖNI és mtsai 2011). A szinte állandó vízborítású láperdők felső lombkoronaszintje mindössze 15–20 méter magas, közepes záródású, 50–80% közötti, uralkodó faja legtöbbször a mézgás éger. A többnyire magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* ssp. *danubialis*) uralta szárazabb, kiszáradó állományok általában nagyobb záródásúak, jobb növekedésűek, magasságuk a 25–30 métert is elérheti. A rendszerint alacsony záródású, 8–12 m magas második lomb szintet alászorult fák, illetve nagytermetű cserjék alkotják. Jó vízellátottságú termőhelyen gyako-



2. ábra. Kiszáradó éger-kőris láperdő (fotó: Baranyai Zsolt)

riak a támasztógyökér-rendszerrel rendelkező, úgynevezett „lábás fák”, tövük lágyszárú fajokkal, lombos és/vagy tőzegmohákkal gazdagon borított. Az elegyfák szórványosak, pl. zselnicemeggy, vénic szil, rezgő nyár, ritkábban fűz és nyír fajok jellemzőek. A lomb-szint záródásától, illetve a vízállástól függően a cserjeszintjük gyér, legfeljebb közepes borítású, 2–4 m magas, higrofil fajok, pl. rekettyefűz, kutyabenge, kányabangita alkotják (MAJER 1968, BARTHA 2001a, BÖLÖNI és mtsai 2011). Ritkábban a védett fekete ribiszke (*Ribes nigrum*), babérfűz (*Salix pentandra*) és fűzlevelű gyöngyvessző (*Spiraea salicifolia*) is megjelenhet (KEVEY 2008). Kiszáradó állományokban gyakran tömeges a fekete bodza.

A gyepszint borítása a vízviszonyok függvényében tág határok (30–80%) között mozoghat. A lágyszárú növények részben a fák vízből kiemelkedő gyököfjén, másrészt a fák közötti semlyékeken élnek, utóbbi helyen a vízborítás időtartamától függően több aspektus is válthatja egymást (KEVEY 2008). A legjellemzőbb láperdei növények gyakran tömegesen jelennek meg, ilyenek a nyúlánk sás (*Carex elongata*), szálkás, tarajos, széles és hegyi pajzsika (*Dryopteris carthusiana*, *D. cristata*, *D. dilatata*, *D. expansa*), tőzegráfrány. A fák gyököfjén ligeterdei növények, pl. mocsári tisztesfű (*Stachys palustris*) is megtelepedhetnek. A különböző sások és füvek helyenként nagy borítást érnek el. A zombékoló fajok, pl. lápi nádtippán (*Calamagrostis stricta*), rostostövű sás (*Carex appropinquata*), zombéksás (*C. elata*) a vízállásos foltokon, a tarackolók, mint a mocsári sás, hólyagos sás, villás sás (*C. pseudocyperus*) jellemzően a magasabb térszíneken jelennek meg (BARTHA 2013). A fák közötti, vízzel borított részeken vízi és mocsári növények élnek, pl. békalencse fajok (*Lemna* spp.), bojtos-békalencse (*Spirodela polyrrhiza*), közönséges rence (*Utricularia vulgaris*), vízi mételykóró (*Oenanthe aquatica*), mocsári kocsord (*Peucedanum palustre*). Az égerlápok védett növényritkaságai közé tartozó további fajok a békaliliom (*Hottonia palustris*), vidrafű (*Menyanthes trifoliata*), lápi csalán, nádi boglárka

(*Ranunculus lingua*), lápi gázló (*Hydrocotyle vulgaris*) (BARTHA 2001a, KEVEY 2008, BÖLÖNI és mtsai 2011). A mohaszint borítása számottevő, jellemző fajai, pl. a lápi moha (*Aulacomnium palustre*), a közönséges ligetmoha (*Mnium cuspidatum*) (BARTHA 2013). A száradó termőhelyeken visszaszoruló mézgás éger állomány helyén másodlagosan kialakuló kőrslápok gyepszintje az égeres láperdőkénél fajszegényebb, a láperdei fajok ritkábbak. A kis kiterjedésű tőzegmohás-égerlápoknál a talajvíz állandóan a felszín közelében található, alját összefüggő mohaszőnyeg borítja, melyben tömegesek lehetnek a tőzegmoha fajok (*Sphagnum* spp.) (KEVEY 2008).

A **nyírlápok** döntő többségükben síkvidékeken, lefolyástalan, pangóvízes mélyedésekben, medencékben valamint folyóvizekhez kapcsolódó morotvákban, holtágakban kialakuló láperdők, melyeket az égerlápokénál jelentősebb vízborítás, változó vastagságú tőzeg, illetve tőzeges láptalaj jellemez. A molyhos nyír (*Betula pubescens*), bibircses nyír (*B. pendula*) és babérfűz alkotta lombkoronaszint ligetes, legfeljebb 40–60%-os záródású, a 8–10 méteres magasságot nem haladja meg. A cserjeszint fejlett, előfordulhat benne a babérfűz, rekettyefűz, kutyabenge, kányabangita (BARTHA 2001a, BÖLÖNI és mtsai 2011, SZMORAD 2014). A dús cserjeszint miatt alacsony vagy közepes borítású gyepszintet mocsári és lápi növények alkotják, pl. gyilkos csomorika (*Cicuta virosa*), vidrafű, mocsári kocsord, nádi boglárka, mocsári gólyaorr (*Geranium palustre*), tiszaparti margitvirág (*Leucanthemella serotina*), gyapjúsások (*Eriophorum* spp.). A nagytermetű sások, mint a mocsári sás, rostostövű sás, zombéksás, villás sás, csőrös sás (*Carex rostrata*) és fűfajok, pl. lápi és dárdás nádtippán (*Calamagrostis canescens*) gyakran tömegesek (BARTHA 2001a). A mélyebb részek magasas foltjai, valamint a fák töve körüli szárazabb részek zombék-semlyék komplexet alkotnak. A fák törzse körüli magasabb térszíneken megtalálhatók különböző páfrányok, mint a tőzegráfrány vagy a szálkás pajzsika. Az élőhely különös értékét a jégkorszaki maradványfajok, mint a tőzegeper (*Potentilla palustris*), zergeboglar (*Trollius europaeus*), lápi csalán jelentik (BARTHA 2001a). A babérfűzes nyírlápok tápanyagban gazdagabb, kevésbé savanyú termőhelyi viszonyokkal jellemezhetők. Gyepszintjükben gyakoribbak a mocsári fajok (pl. közönséges lizinka, ebszőlő csucor, vízi peszérce). Mohaszintjük alacsonyabb borítású. A nyíres tőzegmohalápok tápanyagszegényebb, savanyúbb termőhelyén a gyepszint borítása alacsonyabb, jellemző fajai a gyapjúsás fajok és a rostostövű sás. A mohaszintet uraló tőzegmohák borítása jelentős (BÖLÖNI és mtsai 2011).

A **fűzlápok** hasonlóan a nyírlápokhoz lefolyástalan, pangóvízes-tőzeges mélyedésekben, morotvákban, feltöltődő holtágakban alakulnak ki, termőhelyüket sás-, vagy mohatőzegen kialakult láptalaj, vagy glejes talaj képezi. Az országban egyenletes

eloszlásban fordulnak elő, együttes kiterjedésük 1700 ha (BARTHA 2013). A cserjeszint 2–5 m magas, jól fejlett, 50–90%-os záródású, állományalkotó faj a rekettyefűz, mely jellegzetes félgömb alakú bokor-csoportokat alkot (BÖLÖNI és mtsai 2011, SZMORAD 2014). Mészmentes termőhelyeken, elsősorban az ország nyugati felén füles fűz (*Salix aurita*) is megjelenik. Szálanként előfordul a kutyabenge, kányabangita, a ritkább fajok közül pedig a fekete ribiszke, fűzlevelű gyöngyvessző. Olykor rezgő nyár vagy szőrös nyír egy-egy fatermetű egyede is megjelenik. Gyepszintjük a vízborítottság és a fényszegény állománybelső miatt többnyire alacsony borítású, fajkészletük a nyírlápokéhoz nagyban hasonló, főként tipikus lápi növények jellemzőek, mellettük lápi-mocsári fajok is megjelennek. Reliktum jellegű, ritka növényfajok adják különös értékét, mint a békaliliom, nádi boglárka, lápi csalán, tőzegeper. A mohaszint jelentős. A tőzegmohás fűzlápokban a tőzegmoha fajok (pl. *Sphagnum squarrosum*, *S. fimbriatum*) a zombékok közötti semlyékekben valamint a fűzbokrok tövén tömegesen jelennek meg. Jellegzetes kísérő faj még a lápi moha. A gyakoribb rekettye-fűzlápban tőzegmoha fajok nem fordulnak elő, sokszor a reliktum fajok is hiányoznak (BARTHA 2001a).

Az állományalkotó fafajok erdőművelési tulajdonságai

Röviden áttekintjük a tárgyalt vegetációs egységek főfafajainak erdőművelési sajátosságait, mivel azok nagymértékben meghatározzák az alkalmazható erdőművelési módszereket.

A **mézgás éger** 20–25 m magas. Koronája dús lombosított, vízszintesen elálló ágakból épül fel, nem versenyképes. A sérülést, rágást viszonylag hamar kiheveri. Gyökérzete nem hatol mélyre, idős korban a törzs tövéből támasztógyökereket fejleszt, mely fokozza állékonyságát. Kifejezetten fényigényes, fiatalon gyorsan nő, az önvetényüléssel keletkezett magoncok mérete 3 évesen a 3 méter is elérheti (FRANK 2009). Magassági növekedése 40–50 éves korban lelassul. Rövid életciklusú, életkorának maximuma 80–100 év, egyes szerzők szerint 200 év körül mozog (KATONA 2009). A visszamaradó egyedek rövid időn belül elpusztulnak. Végleges koronáját 20–25 éves korára kialakítja, ezután magassági növekedése nem jelentős. Vastagsági növekedése 15 éves koráig erőteljes, utána stabilizálódik, 50 éves kora után jelentősen csökken (GENCSI és VANCSURA 1997). Tuskósarjakat még vágáskora idején is bőven hoz, sarjról ennek megfelelően jól újítható. Többszöri sarjaztatásra tuskói azonban többnyire kimerülnek. Állományban 30–40 éves korától évente bőségesen terem (MAJER 1968, BARTHA 1999). A szél mellett a víz is terjeszti, magról minerális, nedves, vizes talajfelszínen (felseb-

zett humuszsintű talajokon, útrézsűkben stb.) tömegesen is újul. Élőhely igényében a fény mellett, a talajvíz játszik lényeges szerepet. Többletvízhatás alatt álló, állandóan nedves, ásványi tápanyagokkal jól ellátott talajokon nő. A vegetációs időszak alatti erős vízszintingadozást nem viseli el. Jóllehet fényigényes, de a gyenge árnyalást fiatalon eltűri. Társulásképesége igen gyenge, azokon a termőhelyeken, ahol az elegyfajok is meg tudnak élni (kőrisek, szílek) visszaszorul, mivel sem korban, sem magassági növekedésben nem tud lépést tartani azokkal (MAJER 1968).

A **magas kőris** 25–32 méteres magasságot ér el. Ágrendszere gyér, lombozata ritka. Fiatal korban gyors növekedésű, 40 éves korban magassági növekedése jelentősen csökken, de kb. 80 éves korig tart. Hosszú életű, 200–250 évig él. Állományban 40 éves korban kezd teremni, bőséges termése általában két évente van. A télen és tavasszal hullott termés átfekszik, és csak következő tavasszal csírázik. Töröl erőteljes növekedésű sarjcsokrokat fejleszt, de tuskói hamar kivénülnek. Mérsékleten nedves-üde talaj megfelelő számára. Dombvidéken mélyrétegű, nem túl kötött talajon, hegyvidékeken részben többletvízhatás alatt álló hegyoldalokon és völgyfenekeken, részben sziklás, kötörmelékes termőhelyeken fordul elő. Síkságon elterjedésének a túl sok nedvesség szab határt, vegetációs időszakban, csak egy-két hetes elárasztást tűr el (GENCSI és VANCSURA 1997). Hazánkban síkvidéken kizárólag a Szigetközben található meg (BARTHA 2006b). 7–8 éves koráig erősen árnyéktűrő, később nagyon fényigényes. Gyakori, tömeges magtermése, valamint gyors fiatalkori növekedése miatt tarvágas üzem mód esetén könnyen eluralkodik. Csak akkor lehet visszaszorítani, ha sűrűn tartják felette az állományt (MAJER 1968, GENCSI és VANCSURA 1997). Elegyetlen állományai könnyen elfüvesednek, gyomosodnak, cserjésednek.

A **magyar kőris** nagytermetű, 30 méteresre megnövő fa. Habitusa a magas kőrisére hasonlít, mérete kedvező körülmények között nagyobb is lehet. Fiatal korban nagyon gyorsan nő, növekedése csak 40–60 éves kor környékén csökken (FRANK 2006). Hosszú életű, 200–250 évig is él. Lombozata laza. A magas kőrisnél korábban terem. Természetes úton jól újul, árterek gyorsnövésű fafajaival szemben is versenyképes, nem ritkán a többi keményfa rovására terjeszkedik. Fiatalon, 15 éves koráig árnytűrő, utána nagyon fényigényes (GENCSI és VANCSURA 1997, BARTHA 1999, BIDLÓ és mtsai 2006). Melegigényes, síkvidéki faj. Jól viseli a magas talajvizet és a hosszan tartó elárasztást, a pangóvizet azonban nem. Kedveli a kötött talajokat, optimális termőhelyét különböző öntéstalajok jelentik, de tőzeges talajon (pl. lápos réti talaj, síkláp talaj) is megél (BIDLÓ és mtsai 2006). A szárazságot a magas kőrisnél jobban tűri. A vad nagyon erősen károsítja, gyakran korlátozza az újulat megmaradását (GENCSI és VANCSURA 1997, FRANK 2006). A magas kőristől csak a XX. század második

felében kezdték megkülönböztetni, ez azonban az erdészeti gyakorlatban még ma sem terjedt el teljes körűen. Emiatt az erdőleltárakból származó, elterjedésre vonatkozó statisztikai adatok nem megbízhatók (BARTHA 2006a).

A **bibircses nyír** 25 méteresre is megnövő, gyakran hajlott törzsű fa. Seprűsen felálló koronát nevel, gallyai, levelei csüngők, lombozata laza. Gyökérzete felszínközélen fut. Rövid életű fa, ritkán éri el a 100 éves kort. Fiatalon gyors fejlődésű, 40–50 éves kora után azonban magassági növekedése jelentősen csökken. Már 10–12 éves korától teremhet, magja alacsony hőmérsékleten csírázik. Fiatal korban sarjzóképessége tuskóról jó. Mészkerülő, a laza, humuszban gazdag, mérsékleten nedves-üde talajt kedveli. Nagyon fényigényes, az oldalárnyékolást sem viseli el, idős állományai kiritkulnak (GENCSI és VANCURA 1997). A **molyhos nyír** alig 20 méterre növő fa, koronája sűrű, felálló. Lassú növekedésű, hosszabb életű a bibircses nyírnél, magtermő képessége, felújulása megegyezik a bibircses nyírral. Mészkerülő, nedves elsősorban tőzeges talajokon fordul elő (GENCSI és VANCURA 1997).

Tájtörténeti áttekintés

Emberi települések hosszú évszázadok óta kisebb-nagyobb vízfolyások mellett alakultak ki elsősorban síkvidéken, kisebb mértékben hegyvidéki területeken. A jelentős antropogén hatás következtében a középkortól kezdődően a folyókat, patakokat övező erdők sok helyen megfogyatkoztak. Az erdőhasználat eleinte rendszertelen szálalást jelentett, a középkor vége felé azonban a városiasodás, fejlődés több fát igényelt. Ekkor kezdték a tarvágást kiterjedten alkalmazni, az erdő felújulását pedig a természetre bízták. Az alacsony vágásfordulók és a felújítás hiánya miatt az erdők állapota nagymértékben leromlott. A török hódoltság idején az Alföldön, a szárazabb területeken a fás növényzet nagy része elpusztult. A síkvidéki vizes termőhelyek erdei a XVIII. században elkezdődött vízrendezések eredményeképpen 200 év alatt jelentősen átalakultak, kiterjedésük tovább csökkent. Bár az üzemtervi gazdálkodás a XIX. század végén beindult, a II. világháború végéig az erdők állapotában jelentős javulás nem történt. Az 1950-es évektől országszerte nagyszabású erdőtelepítés kezdődött, de az 1970-es évektől éves nyereségérdekeltségi rendszerben működő erdőgazdaságoknál a tarvágások, a sarjaztatás, a vegyszerhasználat, a gépesítés aránya jelentősen növekedett. Síkvidéken a tolólapos tuskózás és az azt követő mélyszántás általános (rendkívül természetkárosító) gyakorlattá vált (FIDLÓCZKY 1995, GYÖNGYÖSSY 2003, OROSZI 2010). A XX. század végére a vágáskorok emelkedtek, a folyamatos erdőborítást biztosító fahasználati módok azonban nem terjedtek el számottevő mértékben.

Patakmenti ligeterdők

A középkortól kezdődően a hegy- és dombvidékek kiszélesedő völgyalji területein, a patakmenti ligeterdők termőhelyeinek nagy részén irtásréteket alakítottak ki. A kedvező víz- és tápanyag-ellátottság, valamint a rendszeres kaszálás és/vagy legeltetés következtében a ligetes rétek évszázadokon keresztül fennmaradtak. Az égerligetek a XIX. század végéig kis kiterjedésben fordultak elő. A széles, lapos völgytalpakon valószínűleg a vízfolyás menti, illetve a gyepek szélén elhelyezkedő keskeny sávra korlátozódtak. Emellett a hegyvidékek völgyeinek felső szakaszán lehetnek néhány méter szélességű állományaik. A gyepek felhagyását követően a völgyalak fokozatosan visszaerdősültek. A pionír mézgas éger termése minden elég nedves termőhelyet bevethetett, így a felhagyott réteken rövid idő, akár egy-két évtized alatt kialakulhatott a ligeterdő. Az égerligetek nemcsak a völgyek alján, hanem gyakran a völgyoldalak szivárgó vízhatású részein is megjelentek, átmenetileg a potenciálisnál nagyobb területet borítottak. Az általános gyakorlathoz alkalmazott tarvágás is elősegítette, hogy az égerligetek másodlagosan kiterjedjenek. Mivel a völgyoldalak tarvágását követően a völgyalji égerligetek a magasabban fekvő, szivárgó vizű, minerais talajfelszínű termőhelyeket bevetették (BARTHA 2001a). Napjaink patakmenti ligeterdei döntő többségükben másodlagosak, részben XX. század elejétől kezdődően spontán erdősüléssel jöttek létre, emellett – jellemzően XX. század második felében – telepítettek is nagy kiterjedésű égeres állományokat, pl. a Dunántúl déli részén (BARANYAI-NAGY 2012).

A többé-kevésbé érvényesülő természetes erdődinamikai folyamatok, valamint az eltérő erdőművelési módszerek hatására a patakmenti ligeterdők eltérő szukcessziós stádiumban találhatóak. Azokon a területeken, ahol a gyepek kaszálását viszonylag későn, csak a XX. század folyamán hagyták fel keskenyebb-szélesebb, homogén égeres állományok jöttek létre (pl. Soproni-hegység). Ritkábban előforduló jelenség, hogy, ahol a kaszálást korábban felhagyták, vagy a tarvágásos üzemmód kevésbé volt jellemző, a szukcessziós folyamatok következő stádiumát figyelhetjük meg. Például a Kőszegi-hegységben a természetes erdőfelújítás a patakokkal határos oldalakon álló bükkösökben általános gyakorlat volt, ami valószínűleg hátráltatta a mézgas éger spontán felújulását. A tarvágások hiánya, a többé-kevésbé folyamatos erdőborítás miatt, megfelelő méretű lécek, elegendő fény hiányában mag eredetű újulat nem vagy csak kevés fejlődhetett. Bár a levágott egyedek sarjról felújulhattak, egy részük idővel kiöregedett, s ez az állomány fogyatkozását eredményezte. Napjainkban a szélesebb, lapos völgyekben pedig ligeterdő csak a patak közvetlen közelében néhány méter szélességben található meg, a pataktól távolabbi részen az állományok átalakulnak. A völgyoldalakon megtalálható

üde lomberdei fafajok (bükk, gyertyán, kocsánytalan tölgy) néhány évtized alatt fokozatosan visszafoglalják ezeket az élőhelyeket (BARANYAI-NAGY 2012). Hasonlóan a rétek vagy sásosok égeresedésekor megfigyelhető egy szárazodási folyamat az állomány növekedése során, minek következtében a higrofil fajok fokozatosan kiszorulnak, az üde lomberdei fajok (propagulum forrás jelenlétében) betelepülnek (BÖLÖNI és mtsai 2011).

A patakmenti ligeterdőkben folytatott fahaszonvétele a tervszerű erdőgazdálkodás előtti időkben változatos lehetett, eleinte inkább rendszertelen szálalás, később valószínűleg tarvágás volt jellemző. A természetes felújulás tuskósarjóról, kisebb részben magról történhetett. A tervszerű erdőgazdálkodás megindulását követően a véghasználat általános módja a tarvágás volt, a felújítás tuskósarjóról történt. A szélesebb, külön erdőrészként nyilvántartott égerligeteket általában rövid, 40–50 éves vágásfordulóval kezelték (MAJER 1968). A keskeny és a szomszédos állományokkal egy erdőrészként sorolt patakmenti ligeterdőt a környező állományokkal együtt kezelték, jóval hosszabb vágásfordulóval (BARTHA 2001a). A mézgás éger vizes, nyers felszíneken sűrűn újul. Ilyen körülményeket csak kis foltokban talál, ezért magról történő felújítása nem volt gyakorlat. Bár a mézgás éger sarjóról jól újul, magcsemeték ültetését sarjerdő üzemmódban is előirányozták. A kísérő fajokat felkarolandó javasolták a 10–15. évben az árnytűrő fajokkal történő elegyítést. Elegyfaként szilek, zselnicemeggy, magyar kőris mellett, olykor az idegenhonos amerikai kőrist és zöld juhart is alkalmazták (DANSZKY 1963, MAJER 1968). 1968 után azonban gyakorlatilag megszűnt az alátéplítés, az elegyfajok ültetése minimális lett. Jóllehet a gazdálkodási irányelveket összefoglaló irodalmak szerint az égeresek a gyors záródás miatt főként fiatal korban rendszeres nevelést igényelnek (DANSZKY 1973b, KOLOSZÁR 2002), a XX. század második felében a nevelővágások során legfeljebb a tuskósarjak egyelését végezték el (BARTHA 2001a). Bár 20–25 éves korban 1–2 törzskiválasztó gyéritést, 30 éves kor után pedig egy-két növedékfokozó gyéritést javasoltak, a gyakorlatban az általánosan alkalmazott rövid vágásforduló miatt összesen egy legfeljebb két gyéritésre került sor. Az előhasználatok során erős erélyű belenyúlást ajánlottak, mely azonban gyors és intenzív gyomosodáshoz, cserjésedéshez vezetett (MAJER 1968, DANSZKY 1973b, KOLOSZÁR 2002). A tarvágásos gazdálkodás segítette elő a patakmenti ligeterdők elkőrisesedését, mivel kedvezően hat a magas kőris betelepülésére, illetve dominánssá válására. A pionír mézgás éger vele szemben nem versenyképes (MAJER 1968).

A kis területű és a nagyüzemi művelés szempontjából előnytelen alakú, adottságú égerligeteket sokszor megpróbálták a környező erdőállományokhoz igazítani. A többszörösen sarjaztatott, rontott álló-

mányok átalakítása során, illetve nagyobb fahozam reményében termőhelyeikre gyakran idegenhonos vagy termőhelyidegen fajok kerültek. Elsősorban dombvidéki területeken nagykiterjedésű nemesnyarasokat, hegyvidéki patakok mentén, illetve egyes dombvidéki tájakon pedig lucfenyőt ültettek (MAJER 1968, DANSZKY 1973a, BARTHA 2001a). A nedves termőhelyű ligeterdőkben kötött talajokon vízrendezést követően magas kőris és kocsányos tölgy került az égerliget-termőhelyekre (BARTHA 2001a). Vizes állománytípusaikban pedig füzeket ültettek.

A XX. század során jelentős kiterjedésű, felhagyott mezőgazdasági területet erdősítettek jellemzően idegenhonos fafajok alkalmazásával, de olykor égeres, kőrises állományokat ültettek. A termőhely természetességi állapotától és vízviszonyától függően jobb-rosszabb természetességi állapotú ligeterdők keletkeztek.

Láperdők, lápserjések

A palinológiai kutatások alapján az Alföld vegetációjában a láperdők kiterjedése a boreális és atlantikus korban lehetett a legnagyobb. Elsősorban a mézgás éger pollenje mutatható ki számottevő mennyiségben, a fűz fajok pollenje jelentősen kevesebb. Ezt követően a klíma szárazodásával és az antropogén hatás – erdőégetéses mezőgazdasági területnyerés – felerősödésével kiterjedésük jelentősen csökkenthetett. A szubboreális kor utáni mezőgazdasági fejlődés azonban már valószínűleg nem csökkentette jelentősen a mélyebb vízű részekben fennmaradt erdők kiterjedését. A középkorban jellemző fahasználat a síkvidéki területeken a jobban megközelíthető erdőállományok eltűnése, leromlása után bizonyosan kiterjedt a láperdők területére is. A szélsőséges termőhelyi viszonyok miatt területük jelentősen valószínűleg nem csökkent az erdőhasználat hatására, a fajaj összetétel azonban sok helyen eltolódhatott a kőris javára (JÁRAI-KOMLÓDI 1966, 1987, MOLNÁR és mtsai 1997, MOLNÁR 2007). A láperdők kiterjedése a XVIII. század végétől kezdődő nagyszabású vízrendezések, folyószabályozások, lecsapolások következtében számottevően csökkent, állapotuk romlott. Összefüggő lápterületek (pl. Hanság, Ecsedi-láp) száradtak ki. A lápmedencék szélein elhelyezkedő ősi láperdők helyét felszántották, esetleg gyepekké alakították. A lápok nehezebben megközelíthető belső területein egyéb fafajok mellett mézgás éger és magyar kőris telepítések is történtek az egykori gyepek, úszólápok területére (BARTHA 2001a, TAKÁCS 2011, SZMORAD 2014). A Duna- és a Tiszamenti-síkságok peremén található források táplálta láperdők kiterjedése és elhelyezkedése az elmúlt 200 évben alig változott, vízháztartásuk azonban jelentősen romlott, melynek következtében megfigyelhető az állományok elkőrisesedése, ligeterdökké alakulása (MOLNÁR és mtsai 1997). Kis léptékben azonban megfigyelhető

az erdők áthelyeződése, például az Ócsai Tájvédelmi Körzetben az elmúlt 200 év távlatában mindössze a jelenlegi erdőrezervátum védőzónájában található néhány hektár erdő, mely folyamatosan fenn tudott maradni. A mai erdők zöme második, esetenként harmadik generációs erdő (Nagy István szóbeli közlése, 2015). A megmaradt láperdőkre a XX. század közepéig folytatott rendszertelen sásszedés, kéreggyűjtés, a fűz- és nyírvesző szedés is jelentős hatással volt (BARTHA 2001a).

Az **éger- és kőrislápok** többségében, értékes faanyaguk és a könnyebben hozzáférhető erdőállományok megfogyatkozása miatt, már az üzemtervi gazdálkodást megelőzően jellemző lehetett a tarvágás, de előfordulhatott alkalmi szálaló jellegű használat is. A Hanságban telepített égerek jellemzően a lakosság tűzifa ellátását szolgálták. A természetes felújulás tuskósarjról, kisebb részben magról történt. A tervszerű erdőgazdálkodás megindulásával általánossá vált a nagy területű tarvágással történő kitermelés, a vágásforduló rövid, égeres állományok esetében 40–50, kőrisek uralta erdők esetében 50–60 év volt. A II. világháborút követően a tarvágások területnagysága 10 hektár alá csökkent. A felújítás jó vízellátottságú területeken tuskósarjról történt, melyet az 1920-as évektől a szárazodás miatt mesterséges ültetéssel egészítettek ki. A felújítások során gyakran végeztek további vízrendezést, jelentősebb talaj-előkészítést. A kiszáradt termőhelyeken a láperdők állományait tuskózás, mélyszántás után gyakran jellegtelen, gyomos elegyetlen kultúrerdőekkel, többnyire nemesnyárasokkal váltották fel. Különösen azután, hogy a kiszáradó, megbolygatott, kotusodott talajokra ültetett mézgas éger állományok az időszakos pangóvíz-borítás hatására sok helyen kipusztultak (BALSAY és BALSAY 2010). A megmaradó láperdők területén is gyakorlattá vált a mézgas éger csemete ültetése (sokszor bakhátkészítést követően sűrű állományba), a gépi és növényvédő szeres ápolás (MAJER 1968). A vágáskorok mézgas éger esetében az 1990-es évekre 50–60, kőrisesek esetében 60–70 évre nőttek. Ebben az időszakban kezdett terjedni helyenként a kisterületű (3 hektár, majd 1,5 hektár) tarvágásos használat. A részben mesterséges felújítások (mézgas éger csemete, esetleg természetes elegyfajok, mint fehér fűz, rezgő nyár, zselnicemeggy ültetése) során a talaj-előkészítés általában már elmaradt, a növényvédő szeres, illetve mechanikus sorközápolás azonban a technológia kényszerű része maradt. A felújítások során a magyar kőris mageredetű újulata általában nagy tömegben jelent meg a tuskósarjak mellett. A tapasztalatok alapján a nagy területre kiterjedő, a talajsztire jelentős fényt juttató beavatkozások hatására az inváziós fajok, pl. zöld juhar erőteljes térhódításba kezdtek (Nagy István szóbeli közlése, 2015). A láperdőkben a ligeterdőkhez hasonlóan a rövid vágásforduló miatt a gyakorlatban általában egy-két gyéritést végeztek az előhasználatok során. A láperdőkben való gazdálko-

dás természetközelibbé válását sem a jogszabályi környezet, sem az erdőművelési gyakorlat fejlődése nem segítette elő kellőképpen.

A XVIII–XIX. századi tájleírások, birtoklevelek alapján a **fűzlápok** kiterjedése nem lehetett jelentős. A rekettyefűz fáját a fában igen szegény alföldi tájakon évszázadok óta tüzelésre, vesszejét házkörűli apróbb munkákhoz használhatták. Az erdősültebb tájak (pl. Nyírség) kivételével a fűzlápok jelentős része az emberi haszonvételek miatt megsemmisült, zsombékosokká alakulhatott (MOLNÁR 2007).

A **nyírlápok** az ország területén a XVIII. század végén is szórványosan, igen kis kiterjedésben fordulhattak elő, elsősorban a Hanságban és a Nyírségben (BARTHA 2013). Domb- és hegyvidékeken a fűz- és nyírlápok huzamosan valószínűleg csak kis kiterjedésű lácmedencékben maradtak fent, mint például a Keleméri Mohos-tavak, Siroki Nyírjes-tó. A fűz- és nyírlápokra már a XVIII. század végétől lecsapolandó, átalakítandó területként tekintettek. Érdemi faanyag hiányában fahasználati jelentőségük a tervszerű erdőgazdálkodás megindulása után megszűnt. A lecsapolásokat követően a jelentős tőzegtartalommal bíró láperdők területén (pl. Hanság) tőzgebányákat nyitottak (SZMORAD 2014). Másutt a termőhelyet kaszálhatóvá alakították, szántóként hasznosították, esetleg nemesnyáras, illetve amerikai kőris állományt telepítettek rá (BARTHA 2013). Napjainkra a láperdők kiterjedése az egykori területfoglalásuk töredékére csökkent. A természetes vegetációban a láperdők az ország területének 4%-át boríthaták, napjainkban alig kimutatható mennyiségben (0,2%) fordulnak elő (BARTHA 2001b).

Jelentőség és veszélyeztető tényezők

Az ismertetett vegetációs egységek területfoglalása országosan nem jelentős, összesen 21 000 hektár körüli. Legnagyobb kiterjedésűek a mintegy 16 000 hektárt elfoglaló patakmenti liget- és mocsárerdők, az égerlápok kiterjedése 3600 hektár körüli, a fűzlápoké 1700 hektár (BARTHA 2013). A nyírláp az egyik legritkább vegetációs egység az ország területén, kiterjedése mindössze 21 hektár (BÖLÖNI és mtsai 2011). A láperdők, lácserjések, a patakmenti liget- és mocsárerdők kiemelkedő természetvédelmi jelentőséggel bírnak, mivel a hűvös mezoklíma és a hideg talajok miatt állományaik jégkorszaki reliktum fajokban gazdagok (BARTHA 2001a). Liget- és mocsárerdők természetesen állományai kis kiterjedésük ellenére fajgazdagok, magashegységi, láperdei fajok gyűjtői, számos ritka, veszélyeztetett, védett és közösségi jelentőségű fajjal. Az égerligetek, mocsárerdők, láperdők jelentős szerepet játszanak a kisvízfolyások medermorfológiájának, a víztestek vízminőségének,

élővilágának megőrzésében, a vízjárást, a talaj vízháztartását pozitívan befolyásolják. A lúp- és ligeterdők sok helyen erőteljes antropogén hatásnak kitéve, fragmentálódott élőhelyek. A patakmenti égerligetek keskeny, sávszerű megjelenésüknél, a nyírlúpok pedig kis kiterjedésüknél fogva különösen érzékenyek. A többletvízhatástól függő erdők minden típusa kisebb-nagyobb mértékben veszélyeztetett. Az erdőtermészetesség felmérés alapján a ligeterdők és a lúp-erdők természetességi értéke közepesnek adódott. Ugyanakkor a faállomány-szerkezet és holtfa tekintetében igen alacsony természetességüknek bizonyultak (BÖLÖNI és mtsai 2005, ÓDOR és mtsai 2005), annak ellenére, hogy az állományokban természetes körülmények között gyorsan alakulnak ki mikroélőhelyek (pl. vastag fekvő és álló holtfa, különböző áramlású vízterek, odvak).

A patakmenti ligeterdők, mocsárerdők jelentős arányban állnak természetvédelmi oltalom alatt, vagy részei a Natura 2000 hálózatnak. A lúp-erdők minden állománya ex lege védett a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. tv. 23. § (2) bek. értelmében, legtöbb állományuk a Natura 2000 hálózatnak is része. A természetvédelem erdészeti koncepciója alapján a hegyvidéki patakpartok és síkvidéki kisvízfolyások ritkaságuk és a biológiai sokféleség megőrzésében játszott fontos szerepük következtében kiemelkedő jelentőségűek, így különleges kezelésben kell, hogy részesüljenek. Sajnálatos, hogy a kisvízfolyások partszakaszait védő, medrét stabilizáló erdők esetében partvédelmi rendeltetés megadására nincs lehetőség és a vízvédelmi rendeltetés elismerése sem általános gyakorlat még a vízben álló, vagy közvetlen vízparti állományok esetében sem. Az erdőrezervátum hálózat 2000. évben megkezdődött kijelölése során több természetvédelmi szempontból kiemelt értékű lúp- (pl. Ócsai turjános, Baláta-tó, Bockerek-erdő) és ligeterdő (pl. Csörgő-völgy) került magterületbe, így ezekben mintaként megvalósult a teljes érintetlenség, mint erdőkezelés.



3. ábra. A hegyoldali szűkárósított lucos letermelése során károsodott égerliget (fotó: Baranyai-Nagy Anikó)

A patakmenti ligeterdők és lúp-erdők természetességi állapotát veszélyeztető tényezők közül a legfontosabb a területek lecsapolása, felszíni vizek elvezetése, talajvízszint csökkenése. Égerligetek esetén jellemzően dombvidéki területeken végeztek mederszabályozást, jelentősen megváltoztatva a terület vízviszonyait. A munkálatok során az erdőtömbön kívüli égerligeteket gyakran kivágták, sokfelé jelenleg is irtásrétek foglalják el termőhelyüket (KESZTHELYI 1995, KIRÁLY 1997). A lúp-erdőket napjainkban a korábbi lecsapolások máig tartó hatása és az aszályos időjárás következtében süllyedő talajvízszint veszélyezteti. Az Alföldön a talajvízszint több méterrel alacsonyabb, mint évszázadokkal ezelőtt (KISS 2004). A többletvízhatástól függő erdők vízellátását károsan érintő antropogén hatások miatt a megmaradt állományok sokhelyütt leromlófélben vannak, gyomosodnak, fajkészletük elszegényedik.

Erdőgazdálkodási tevékenységekből eredő veszélyeztető tényezők közül a legfontosabb a tarvágásos véghasználat és az azt követő sarjról történő felújítás kiterjedt alkalmazása, mind a patakmenti ligeterdők, mind a lúp-erdők esetén (BARTHA 2001b). Az ismétlődő tarvágások következtében a sarjak kimerülnek, egykorú, homogén, leromlott állományok jönnek létre. A termőhely jó vízellátása és tápanyagtartalma miatt a nem megfelelően művelt állományokban intenzív magaskórósodás, gyomosodás és cserjésedés jelentkezik (BÖLÖNI és mtsai 2011). A patakmenti ligeterdők megjelenésükből adódó speciális problémája, hogy az erdőgazdálkodás az állományok többségét együtt kezeli a környező nagyobb területű erdőkkel, mivel a vízfolyások gyakran erdőtag-, erdőrészt-határok (3. ábra). Csupán a legszélesebb, vagy mezőgazdasági területekkel övezett állományok kerültek önálló részletként üzemtervezésre. Erdészeti feltáró utak gyakran a ligeterdők mentén haladnak, melyeken keresztül a gyomok, inváziós növények terjedése akadálytalan. A völgyalji égerligetek közelében vagy éppen azok területén sok helyütt erdészeti rakodót létesítettek. A faanyagmozgatás káros a gypszintre, és jelentős talajkárokat okoz (BARTHA 2001a).

A XIX. század végétől kezdődően, egészen a XX. század második feléig a patakmenti területekre, lecsapolt lúpokra sok helyen idegenhonos fajokat, pl. nemes nyárákat, fekete diót, a magasabb régiókban lucfenyőt ültettek. Ezek a beavatkozások károsan befolyásolják az állományok természetességi állapotát, az alkalmazott fajok, technológiák megváltoztatják az gypszint összetételét. Emellett komoly természetvédelmi problémát okoznak az inváziós fafajok, mint a zöld juhar és az amerikai kőris (BORHIDI és SÁNTHA 1999). A lágyszárú inváziós fajok, mint a bíbor nebánsvirág (*Impatiens glandulifera*), japánkeserűfű (*Fallopia × bohemica*), amerikai aranyvessző fajok (*Solidago* spp.), süntök (*Echinocystis lobata*), közönséges vadszőlő (*Parthenocissus inserta*) káros

hatása elsősorban a domb- és síkvidéki állományokban jelentkezik (4. ábra).

A túltartott nagyvadállomány számottevő, degradációt okozó tényező a többletvízhatástól függő erdők minden típusában, mivel e területek itató, illetve dagonyázó helyként szolgálnak (BARANYAI-NAGY 2012, SZMORAD 2014). Az elmúlt évtizedekben a hivatalos adatok szerint is sokszorosára nőtt a vadlétszám, napjainkban erdőfelújulást, erdőfelújítást gátló mértékű. Az égert károsító kórokozó gomba, *Phytophthora alni*, mely a fák pusztulását okozhatja, a hazai állományok közel 75%-ában megtalálható, a patakmenti ligeterdők és a láperdők egyaránt veszélyeztetettek. Igaz az állományok jelentős többségében a fertőzött, beteg fák aránya 5% alatti. Valószínűleg képesek a fák a fertőzést természetes védekező-mechanizmusaik révén lokalizálni, a betegségből felgyógyulni (KOLTAY 2005). A kőris fajokat károsító *Chalara fraxinea* gomba hazánk egész területén elterjedt, egyaránt előfordul fiatal és idős állományokban. Jelenleg nem ismert a kórokozó elleni hatékony védekezés, a jövőben feltehetőleg tanúii lehetünk a kőrisek természetes szelekciójának (KOLTAY és mtsai 2011). Az intenzív mezőgazdasági területek közé ékelődő állományok esetében jelentős a tápanyag bemosódás miatti eutrofizáció.

Jelenlegi erdőgazdálkodás, természetvédelmi kezelés

Napjainkig a patakmenti ligeterdőket és láperdőket érintő erdőgazdálkodás vonatkozásában jelentős változás a XX. század második feléhez képest nem történt. Uralkodó művelésmód ma is a tarvágásos,

egyres tájakon a rövid idejű felújító vágást követő vég-használat. A vágásos üzemmód aránya a 2007. évi üzemtervi adatok alapján mézgás éger állományokban több mint 99%. Az üzemtervi adatok alapján a mézgás éger állományok átlagos kora 40 év körüli, az átlagos vágásérettségi kor pedig 60 év. Jellemzően 1–70 év közötti állományok találhatóak az országban, 80 évesnél idősebb a védelmi és gazdasági elsődleges rendeltetésű részletekben is alig fordul elő. A mézgás éger hazánkban feltételezett biológiai életkorát megközelítő állományok jelentéktelen kiterjedésben találhatóak, ugyanakkor van példa 200 éves életkort meghaladó egyedekre patakmenti égerligetben (KATONA 2009). A magyar kőris esetében az állományok életkora 1–80 év közötti, még jobban elmarad a biológiai életkorától (OEA 2007). A 2000-es évektől kezdődően, részben a Natura 2000 hálózat 2004. évi kijelölésének hatására, kísérleti jelleggel, kis területeken elkezdődött a rövid időtartamú fokozatos felújítóvágás alkalmazása a magyar kőris uralta láperdőkben, egyenletes vagy csoportos bontóvágással. Az állományokat az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi XXXVII. törvény végrehajtásáról szóló 153/2009 (XI. 13.) FVM rendelet életbe lépése előtt jelentős részben társarjól, kisebb részben csemeteültetéssel újították fel (BARTHA 2001a). Gazdasági elsődleges rendeltetésű erdőkben magról való felújítás annak ellenére sem igen történt állomány szinten, hogy mind a magas, mind a magyar kőris a legtöbb lápi, ligeterdei termőhelyén természetesen újul magról. A rendelet életbe lépésével a kőris fajok sarjaztatásos felújítása alapvetően tiltott. A mézgás éger speciális csírázási igénye miatt magról való felújításának nincs gyakorlata, a sarjrol való felújítást a jogszabályi környezet jelenleg is engedélyezi. A mageredetű állományok aránya fo-



4. ábra. Bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*) uralta égerliget (fotó: Baranyai Zsolt)

lyamosan csökken, a gyepek helyén spontán erdő-sülő területeket, csemetével telepített állományokat is sarjról újítták fel az első vágásfordulót követően. Az előhasználatokat általában elhanyagolják, részben a területek bejárhatóságának korlátozottsága, részben a faanyag időszakonkénti viszonylagos értéktelensége miatt. Az igen rövid vágásforduló miatt általában egy, legfeljebb két gyérintésre kerül sor. A kedvezőtlen termőhelyeken álló nemesnyárasokban, elsősorban védett területeken, fafajcserés átalakítások is kezdődtek.

A 2009. évi erdőtörvény és az ezt követő erdőtörvény rendeletek legalább a védelmi rendeltetésű erdők területén megteremtették a lehetőségét és kényszerét a folyamatos erdőborítás kiterjedtebb alkalmazásának. Teret nyertek egyes a liget- és láperdőkben történő gazdálkodás természetközelibbé válását elősegítő, régóta hangoztatott egyéb elvek is. Megjelent a tervezési elvek között a 0,5 hektárnál nagyobb összefüggő állományok önálló erdőrésztletként való kialakításának igénye és a minél folyamatosabb, elegyes fafajösszetételű erdőborítás biztosításának kívánalma. Egyes erdőtervezési körzetekben a természetes folyamatokra alapozott, folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodást szolgáló elvek is megállapításra kerültek, ilyen például a szálaló, vagy átalakító üzemmód, illetve a szálaló vágás tervezésének lehetősége magyar kőris és mézgás éger alkotta láperdőkben. Az állományban könnyen sarjaztatható mézgás éger esetében megmaradt ugyanakkor a tarvágások elvégzésének lehetősége. A vágásérettségi korok folyamatosan emelkednek, lehetőség nyílt a biológiai életkor közeli véghasználati kor tervezésére. A természetvédelmi erdőkezelést elsősorban biztosító faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód azonban még a legjobb állapotú láperdőkben sem vált általánossá, a gazdasági haszonvétel módja és mértéke általában továbbra is az erdőgazdálkodó szándékától függ. A meglévő fűz- és nyírlápok területén általában beavatkozás csak az inváziós fajok visszaszorítása, és a vízháztartás javítása érdekében történik.

Jelentős területű láperdők találhatóak nemzeti park igazgatóságok vagyongazdálkodásában, ahol kísérletképpen természetes folyamatokra alapozott, folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás kezdődött, a későbbiekben pedig haszonvétel nélküli természetvédelmi erdőkezelés tervezett. Minden esetben elsődleges beavatkozásként az inváziós fafajok, pl. zöld juhar (*Acer negundo*) visszaszorítása szükséges. A részben gazdálkodási célú beavatkozások az Ipoly mentén önvetényült, homogén, középkorú (40–50 év) mézgás éger állományokban a természetes lékdinamika előbbre hozása, az elegyfajok arányának növelése és a szerkezeti változatosság megteremtése érdekében tervezettek. A fakitermelések során kisméretű lékeket nyitottak, a döntött törzsek 20–30%-a a területen maradt, cél volt az elszórt idős fűzek, a természetes keletkezett holtfa, vagy az alászorult

egyedek állományban hagyása (GÉRINGER 2014). Az Ócsai Tájvédelmi Körzetben gyérintés és véghasználat korú kiszáradó termőhelyen álló magyar kőris, illetve magyar kőris, mézgás éger elegyes állományokban enyhe erélyű csoportos bontások kerültek végrehajtásra, elsősorban a már meglévő újulatfoltok területén. A kivágott faanyag közelítése kézzel, lóval, kis talajnyomást biztosító könnyű gépekkel történt (Nagy István szóbeli közlése, 2015). A folyamatos erdőborítás melletti mageredetű felújítás módozatainak kifejlesztése érdekében középkorú, sarjeredetű éger, éger-kőris elegyes állományokban történtek természetvédelmi beavatkozások, oly módon, hogy az inváziós fafajok lehetőleg ne nyerjenek teret. Fakitermelés történt 1–1,5 famagasság átmérőjű területen, melyet kismértékben mesterséges felszínbolygatás követett, így biztosítva a mézgás éger számára a nyers talajfelszínt. Természetes úton keletkezett fekvő holtfa állományban hagyása esetén az 5–6 éves korhadó törzseken rendszeres a mézgás éger és magyar kőris mageredetű újulatának megjelenése, ezek felett néhány fa kivágásával kisméretű léket nyitottak, mely elegendő fényt biztosít a mézgás éger növekedéséhez is (NAGY 2014).

Ajánlott természetvédelmi kezelési és erdőgazdálkodási módszerek

A többletvízhatástól függő erdőket gyors dinamikai folyamatok jellemzik, mivel az állományalkotó fajok többsége pionír karakterű. A patakmenti ligeterdők és láperdők megfelelő vízviszonyok mellett (inváziós növényfajok hiányában) képesek gyorsan regenerálódni. Az állományok természetessége a vízellátás, erdő- és vadgazdálkodás, inváziós fajok függvénye (SZMORAD 2014). A megfelelő vízviszonyok biztosítása a természetszerű vízfolyás morfológia megtartásával, helyreállításával leginkább a hegy- és dombvidéki területek liget- és láperdeiben kivitelezhető, síkvidéken a nagy területeket érintő talajvízszint csökkenés jelentősen megnehezíti. Minimalizálni szükséges minden beavatkozást, mely az élőhelyek vízellátottságát rontja, illetve a területen uralkodó hidrológiai viszonyokat megváltoztatja (pl. mederszabályozás, stabilizálás, gázlók, hidak, vízelvezetők létesítése, források foglалása). Jelentős javulás érhető el a helyi szinten megoldható problémák felszámolásával, pl. vízelvezetők elzárása. Ugyanakkor a térségi szintű vízgazdálkodás tervezésének folyamatában is meg kell jeleníteni a természetvédelmi szempontokat (pl. Víz Keretirányelv, vízjogi engedélyek) (SZMORAD 2014).

Egyre nagyobb kezelési feladat a lágyszárú és fás szárú özőnfajok szabályozása, mely zárt erdőtümbön

belüli hegyvidéki állományokban kevésbé, sík- és dombvidéken – különösen mezőgazdasági területekkel vagy inváziós fajokkal borított gyepekkel szomszédos állományokban – nagyobb jelentőségű probléma. Ahol még lehet, ott a megelőzésre kell helyezni a hangsúlyt, máshol az inváziós fajok visszaszorítása rendszeres beavatkozást igényel (SZMORAD 2014). A liget- és láperdőkben végzett beavatkozások (természetvédelmi kezelés és erdőgazdálkodás) során általánosan törekedni kell a változatos állományszerkezetű, vegyeskorú, elegyes fajösszetételű, elegendő földön fekvő és lábán álló vastag és vékony holtfát tartalmazó állományok kialakítására és fenntartására (FRANK és SZMORAD 2014, SZMORAD és KIRÁLY 2014). Elengedhetetlen lenne a vadkár mérséklése, mely azonban csak a tágabb térség vadlétszámának szabályozásával valósulhat meg (BARTHA 2001a). Vadászati létesítmény üzemeltetése, ideiglenes les kivételével keskeny, kis kiterjedésű állományok esetében nem megengedhető, nagy kiterjedésű láperdő állományoknál pedig törekedni kell a degradáltabb, széli területeken történő elhelyezésre. A puffer szerepet betöltő erdőszegélyek védelme, kialakítása minden esetben szükséges.

Gazdasági célú használat alól mentesítendő állományok

A többletvízhatástól függő erdők legjobb természetességi állapotú, általában kis kiterjedésű állományai az erdőgazdálkodás alól mentesítendőek. Ezeket az állományokat adminisztratív eszközökkel is védeni szükséges. Meg kell teremteni az önálló erdőrészek kialakításának lehetőségét a vízfolyások mentén, a zárt erdőtömbökön belül is, és azokat faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba kell sorolni. Állományonként szükséges a természetvédelmi kezelés prioritásainak meghatározása, azaz, hogy aktív kezelést alkalmazunk-e egy adott szukcessziós állapot fenntartására, az állomány állapotát megőrzendő, javítandó (ezek szigorúan nem gazdálkodási célú beavatkozások). A másik lehetőség pedig, hogy a területet – az inváziós fajok elleni védekezést, vadlétszám szabályozást kivéve – mentesítünk minden beavatkozástól (gazdálkodás, útépités, nyílt turizmus), s ezáltal lehetőséget biztosítunk a természetes erődinamikai folyamatok érvényesülésének, felvállalva az állományok kiterjedésének esetleges csökkenését. A rezervátum szemlélet (teljes érintetlenség) általában az inváziós fajok és/vagy a vadlétszám degradáló hatása miatt nem megvalósítható.

A legjobb állapotú **patakmenti ligeterdők** döntően a hegyvidéki területeken találhatók. Ide tartoznak a legszűkebb, igen meredek falú, nagy esésű völgyek keskeny állományai, a hegységek montán területein, rétegforrások közelében, valamint meredek szivárgóvizes oldalakon megjelenő állományok. Jellemzően kis, a gazdálkodás szempontjából jelentéktelen kiter-

jedésűek. A szomszédos állományok végvágása során kialakulnak a feltételek, melyek biztosítják ezeknek az égeres sávoknak, foltoknak a természetes felújulását. Egyrészt nedves-vizes minerális felszíneken (pl. gyökértányér, iszapos meder) mageredetű újulat jelenik meg, másrészt a kidőlt fák tuskói is felsarjadhatnak (BARTHA 2001a). Fontos lenne továbbá, hogy a szomszédos oldalak letermelések a patak közvetlen közelét kíméljék, a döntések ne a patak felé irányuljanak, és a vágástéri hulladékot se juttassák a völgytalpakra. A szivárgóvizes oldalakon a mézgás éger hosszú távon versenyképes, a területen a folyamatos erdőborítást mesterséges beavatkozásokkal megbontani nem szabad, a beavatkozás csak a védendő értékek életfeltételeinek javítása, kialakítása érdekében engedélyezhető. A szélesebb, legjobb állapotú, idegenhonos, inváziós fajoktól mentes patakmenti ligeterdők egy része is mentesíthető a gazdálkodás alól. Az ilyen típusú kezelés azonban valószínűleg az állományok más erdőtársulássá történő alakulását eredményezi. Hosszú távon a mézgás éger csupán a patakok közvetlen közelében marad meg (BARTHA 2009). Az állomány tulajdonképpen saját maga számára teszi kedvezőtlené az élőhelyet, mivel sokat párologtat, szárítja a termőhelyet, elősegítve ezzel az üde lomberdők irányába történő szukcessziót (BARANYAI-NAGY 2012).

Az **éger-köris láperdők** közül a hosszú távon fenntartható, természeteshez közelítő vízellátású, nem kiszáradó élőhelyek javasolhatók gazdasági hasznosítás alóli mentesítésre. Ezek az élőhelyek a természetes felújulás állomány szinten Magyarországon alig ismert, szükséges tanulmányozni annak folyamatát. Figyelembe kell venni, hogy az állományok szinte mindegyike egykorú, gyakran elegyetlen. A magára hagyott fiatal, középkorú láperdőkben valószínűleg az egyes egyedek kidőlésével és a lékben, talajfelszínen, fatörzsön történő felújulással megkez-



5. ábra. Vízbe dőlt korhadó fatörzsön fejlődő éger újulat (fotó: Baranyai Zsolt)

dődik egy többkorú, elegyes állomány kialakulása (5. ábra). Az idősebb sarj állományok esetében elképzelhető jelentősebb területeken az állomány „összeomlása”, de a más vegetációs egységnek nem kedvező környezeti feltételek miatt itt is biztosított lehet a felújulás, nagyobb foltokból álló többkorú erdőszerkezet alakulhat ki.

A **fűz- és nyírlápok** rendkívül kis területű állományai vegetációtörténeti jelentőségük, kritikusan veszélyeztetettek. Erdőgazdálkodási jelentőségük elhanyagolható, csak ma már szinte elképzelhetetlen átalakításokkal (vízrendezés, mesterséges állománytelepítés) lehetne területükön gazdaságos fatermesztést folytatni, mely egyetlen esetben sem lehet cél. Állományaikban kizárólag természetvédelmi erdőkezelést szabad folytatni, mely általában az inváziós fajoktól való mentesítésen felül beavatkozást nem jelent. A zárt erdős környezetben kialakult fűz- és nyírlápokat övező erdőkben minimálisan 50 méteres pufferzóna kialakítása javasolt, melyben kizárólag természetvédelmi célú erdőkezelés végezhető. A környező erdőrészekben is ajánlható a természetes folyamatokra alapozott, folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás.

A gazdálkodás alól mentesített, de aktív kezeléssel fenntartott állományokban szükség esetén a természetvédelmi kezelés részét képezheti a faanyagot az élőhelyen hagyó kitermelések elvégzése, kisméretű nyers talajfelszín kialakítása, a sarjak, túlzott arányban megjelenő elegyfajok visszaszorítása, mageredetű egyedek segítése. Minden esetben szükséges az állományok folyamatos figyelemmel kísérése, inváziós fajok megjelenése esetén a beavatkozás azonnali megkezdése.

Gazdasági célú erdészeti hasznosítás alatt álló állományok

Általános erdőművelési irányelvek

Védett természeti területen és Natura 2000 területen, ahol lehetséges, természetes, természetszerű és egyes származék erdő állományokban természetes folyamatokra alapozott, folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás folytatása javasolt átalakító, a későbbiekben szálaló üzemmódban. A tarvágásos véghasználat területeit természetvédelmi és Natura 2000 területeken kívül is ajánlatos lenne mindenhol minimalizálni. Vágásos gazdálkodással elsősorban a leromlott állapotú, mesterségesen kialakított, inváziós fajokkal nagymértékben fertőzött átmeneti természetességű állományok, illetve a többletvízhatástól függő erdők helyén álló kultúrerdők és faültetvények, valamint egyes származék erdők kezelhetők, elsősorban természetvédelmi célú kijelöléssel érintett területeken kívül. Az önállóan tervezhető gazdálkodáshoz szükséges a keskeny, kis kiterjedésű állományokat is önálló erdőrészletként elkülöníteni.

Az erdőrészletek határát ligeterdők esetén legalább annak szélén, de inkább attól 10–20 méterre kifelé kell kijelölni (BARTHA 2001a). Az önálló erdőrészletként való kezelés a gazdálkodás részéről ellenállásba ütközhet, mivel a hosszan elnyúló keskeny sávok művelése technológiailag nehezebb (pl. a faanyag kiközéltetése nehézkes). Ahol önálló erdőrészlet nem alakítható ki, ott is javasolt a ligeterdő sáv eltérő kezelése. Amennyiben a ligeterdők eltűnésének, üde lombdökké alakulásának megakadályozása a cél, javasolható, hogy amikor a völgyoldalon álló 80 év körüli tölgyesekben és bükkösökben a gyérítéseket végzik, a völgyalji égerligetek már véghasználatra kerüljenek (IZRAEL 1962).

A gazdálkodással érintett erdőkben lényeges szempont az elegyesség megtartása, kialakítása, az állományok szerkezetének javítása (többszintes lombkorona, változatos cserjeszint), az idegenhonos fajok kitermelése, illetve megfelelő mennyiségű (5–20 m³/ha) és vastagságú holtfa visszahagyása. A faállomány-szerkezet javítását az értékes, árnytűrő elegyfajok (juhar, szil, nyár, fűz fajok, közönséges gyertyán, zselnicemeggy, stb.) ápolások, nevelővágások során történő megtartásával, segítségével elérhetjük, de arányukat a körislápok kivételével célszerű 30% alatt tartani. Mindenképpen növelni szükséges a vágáskorokat, szálerdők esetén 80–100 évre, sarjerdőben 60–80 évre (KESZTHELYI 1995, SOLYMOS 2000). A talaj-előkészítés feltétlenül kerülendő.

Nagy jelentőségű a kíméletes technológia alkalmazása. Kerülendő a völgytalpakon, lápteknőkben haladó szállítóutak kialakítása, minimalizálni szükséges a kisvízfolyásokon a keresztirányú áthaladást. A fahasználatokat lehetőség szerint vegetációs időszakon kívül, fagyott talajon, esetleg száraz időjárás esetén ősszel szabad végezni. Gépekkel a ligeterdő állományok területére bemenni nem szabad, láperdőkben csak kis talajnyomású szállító eszközöket szabad használni, a közelítések során kerülni kell a vonszolást, ajánlható a lóval, emberi erővel, kiséggel végzett közelítés (BARTHA 2001a, Nagy István szóbeli közlése, 2015). Kerülni kell minden növényvédő szeres kezelést, kivételes esetekben engedhető meg inváziós fajok visszaszorítására a csepegés-mentes irtási technológiák alkalmazása. A fásszárú inváziós fajok elleni védekezés az állományok megtartásának alapfeltétele, ami a láperdőkben a vízjárás figyelembevételével történő fahasználatlal valószínűsíthető meg. Kitermelésük télen javasolt, olyan tuskó magassággal, amit már vegetációs periódus elejétől kezdődően a lehető leghosszabb ideig víz borít (BARTHA 2001a).

Vizes erdőtípusokban elegendő vízből kiemelkedő felszín (pl. holtfa, zsombék) hiányában a mézgás éger magról nehezen újul, ezeket az erdőket tuskósarjról javasolt felújítani. A vágásmagasságot úgy kell megválasztani, hogy a tuskók egész évben vízfelszín felett legyenek. Rossz egészségi állapotú, idős, esetleg

többször sarjztatott láperdő állományok sarjról történő felújítása nehézkes, célszerűbb fiatalabb korban elkezdni a felújítást, mesterséges pótlás esetén helyi szaporítóanyagot szükséges előnyben részesíteni.

Félnedves láperdőkben mind a mézgás éger, mind a magas kőris magról megfelelően felújítható, ügyelni kell azonban arra, hogy a magas kőris eluralhatja az állományt. Az így keletkezett fiatalos sűrű és gyorsan záródik, 20 éves korig 2–3 tisztítást igényel (BARTHA 2001a). Amennyiben az állományban a kezelések elmaradtak, nem szabad a gyomosodásnak utat nyitó nagyobb erélyű belenyúlást alkalmazni.

A széles völgytalpakon a XX. század során kialakult, másodlagos állományok esetében, ahol a mézgás éger jelenleg kiterjedt az üde lombdők rovására, szükségesnek látszik a természetes folyamatokat követő gazdálkodás, az elegyes állományok kialakulásának segítése, és nem javasolt a homogén égeres állomány mindenáron történő fenntartása, kivéve, ha a védett, Natura 2000 területeken a természetvédelmi prioritások mást nem követelnek. Egyes kiszáritott területeken javasolható az eredeti mézgás éger uralta élőhelyek rekonstrukciója. A tűzegtartalom elvesztése (kotusodás, tűzegkiégés) miatt degradálódott területeken, ahol a mézgás éger telepítése valószínűleg nem jár sikerrel, engedni kell a pionír cserjefajok (pl. rekettyefűz) visszatelepülését (BARTHA 2001b, 2013).

A tárgyalt többletvízhatástól függő erdők állapotát befolyásoló jelentős tényező az erdőgazdálkodó szemlélete, hosszú távú gondolkodása, mivel ennek függvénye a gazdálkodás intenzitása. Minden művelésmód esetén a kisebb erélyű, területű, gyakoriságú elő- és véghasználatok támogathatóak. Kisterületű tarvágásokkal történő felújítás, melynek során figyelembe veszik, megvalósítják jelen tanulmányban is ajánlott elveket, kedvezőbb lehet, mint egy folyamatos erdőborítást megőrző üzemmódban elvégzett túlzott erélyű beavatkozás, melynek során ezen elvek figyelmen kívül hagyásra kerülnek.

Feltétlenül szükség lenne mézgás éger és kőris fajok uralta állományokban a folyamatos erdőborítást biztosító és a vágásos erdőgazdálkodást összehasonlító ökonómiai vizsgálatokra.

Folyamatos erdőborítás melletti gazdálkodási módszerek

Bár a folyamatos erdőborítással dolgozó művelési eljárások gazdasági céllal kerültek kidolgozásra, a részletes ismeretek hiánya miatt egyelőre a többletvízhatástól függő erdők esetén elsősorban védett területeken javasolhatóak (VARGA 2009). Ilyen művelésmód a 30–60 évre tervezett szálalóvágás és az átalakító üzemmód, későbbiekben szálalás. Létjogosultsága lehet az általában kis kiterjedésű magánerdőkben is, ahol cél az azonos mennyiségű és átmérő összetételű faanyag nyerése állandó erdőbo-

ritás mellett. Égerligetek esetén valószínűleg a legsebésebb állományokban, égerlápokban a félnedves típusokban lehet sikerrel alkalmazni üzemi méretben, de hazánkban és külföldön is hiányoznak a fajjal kapcsolatos tapasztalatok. Kőrislápok esetében a folyamatos erdőborítás melletti gazdálkodás a faj állomány alatt, magról történő felújulási képessége miatt szinte biztosan megvalósítható. A mézgás éger fényigényes volta miatt csak csoportos szerkezetű felújítás lehetősége merülhet fel. Az átalakítás során a hagyományos fahasználati kategóriák is tervezhetők, de a tarvágások, rövid idejű fokozatos felújítógátások helyett elnyújtott, csoportos bontáson alapuló fokozatos felújítógátások, illetve szálalóvágások tervezendők. A belenyúlások során minimum akkora bontás szükséges, mely elegendő fényt biztosít a csírázáshoz, a túlzott bontásból eredő fénytöbblet azonban az állomány gyomosodását okozza. A vágásos erdők szálaló erdőalakba való átalakításának megkezdése a tartós magtermést adó időszakban a legkedvezőbb. Mézgás éger esetén körülbelül 30–40 éves korban javasolható az átalakítás megkezdése. Kőris, kőris-éger láperdei állományokban lehetőség van enyhe erélyű (10% alatti), kisléptékű beavatkozásokkal a lazább lombzat alatt megjelenő magasabbra nőtt újulat csoportok megsegítésére, néhány száz négyzetméteres lékek nyitásával. A beavatkozások időben széthúzhatók, az idős állomány jelentős része visszahagyható a szálaló jellegű használattal folytatódó erdőműveléshez. A hosszú időtartam mindenképpen szükséges a korszerkezet széthúzásához, a természetes felújulásához és a folyamatos vastagfa-hozam biztosításához (MADAS 2005). Nem ajánlható az intenzív, a korosztályokat csak bizonyos mértékig széthúzó folyamatos erdőborítást biztosító célátmérős beavatkozások. A lékek alakja, mérete a főfafaj ökológiai igényétől, továbbá a kitértégtől és a lejtőviszonyoktól függ. Szükség lehet az újulat mesterséges kiegészítésére is, pl. elegyfajok bevitelére homogén állományokba, elkörisesedett állományokban a mézgás éger megtartása, vagy ha bármi okból elmarad a magtermés, esetleg ha hiányos a természetes újulat.

Vágásos gazdálkodás

Felújítás során alkalmazható módszerek

Általános elvként fogalmazható meg, hogy minél rosszabb természetességű egy állomány (a lombkorona, cserje- és gyepszint együttes figyelembevételével), annál jobban elfogadhatóak intenzívebb erdőművelési eljárások. A többletvízhatásnak kitett erdők vágásos üzemmódban lévő állományaiban a nagy területű tarvágásos véghasználat mellőzendő, kisméretű tarvágások, valamint csoportos felújítógátás alkalmazása javasolható a változatos többkorú erdőszerkezet kialakítása érdekében (SOLYMOS

2000). Egyéb, degradált állományokban nagy területű tarvágásos véghasználat alkalmazása is lehetséges. Ahol szükséges, ott a széles égerliget állományok fennmaradását nagyobb kiterjedésű egyidejű véghasználatok és sarjaztatásos felújítások megkoszabbíthatják, a mézgás éger felújulásához időszakosan ideális környezeti feltételeket teremtő beavatkozásokkal.

A vágásérett ligeterdő állományokban legfeljebb egy famagasság átmérőjű, láperdők esetén akár 0,1–0,2 hektár nagyságú, lékes tarvágásokkal javasolt a felújítás megkezdése. A letermelt állományrészek között legalább ugyanakkora méretű erdőfoltok maradjanak, s ezek levágására csak akkor kerüljön sor, ha a korábban levágott foltok már teljesen felújultak, vagy rudas korúak. Természetvédelmi szempontból kedvező lenne, ha a felújuló területekkel körbevett részek összeomlásukig fennmaradnának, természetesen újulnának fel. Fontos a vágások mozaikos elrendezése. A felújított állományrészekon legalább 25–30 méterenként célszerű vegyes fafaj összetételű hagyásfa-csoportok visszahagyása. Ilyen módon az állomány 5–10 év alatt is felújítható, de kívánatos lenne a felújítás idejének elnyújtása legalább a vágáskor feléig, azaz a fokozatos felújítógágás, szálalógágás irányába mutató módszerek alkalmazása. Ez, illetve a hagyásfa-csoportok megléte elősegíti a korosztálycsoportok széthúzásának megkezdését (BARTHA 2001a).

A levágott erdőfoltokon a felújítás tuskósarjakról történik, de törekedni kell a mézgás éger, valamint a különböző elegyfajok mageredetű csemétéinek megtartására, ha szükséges, a köris fajok visszaszorítására. Ha a felújulás akadályozott (pl. erőteljes homogén gyepszint, kiöregedett sarj állomány, víz borította termőhely) mesterséges erdősítést kell végrehajtani, mézgás éger esetében legalább kétéves, iskolázott, minimum 1 m magas csemetével. Az élőhelyre jellemző magaskórósodás, gyomosodás és cserjésedés miatt az erdősítést a véghasználat után a lehető leghamarabb el kell végezni. Mesterséges erdősítések során javasolt a hiányzó elegyfajok ültetése is (BARTHA 2001a).

A tarvágás mellett javasolható másik művelésmód a csoportos felújítógágás, ahol az állományt fokozatosan bontogatva 3–30 év alatt termelik ki (SOLYMOS 2000). Az előkészítő vágást követően a mézgás éger újulata ligeterdőkben és félnedves láperdőkben gyorsan megjelenik, ezt segítő a cserjeszint kis foltokban történő kivágása és esetenként mozaikos gyepszagatás ajánlható. Az égerligetek és égerlápok esetében a vetógágás során a klasszikusnál nagyobb, 40–50%-os záródásbontás szükséges. Célszerű a csoportosan megtelepülő fényigényes újulatfoltok köré tervezni a következő bontásokat. Elegendő mageredetű újulat hiányában mesterséges kiegészítésként csemeteültetés javasolt. Fontos, hogy a csemete erőteljes legyen, hogy az üde körülmények között

felverődő lágyszárúak konkurenciáját kiállja. A természetes úton felújítandó állományokban a tuskók kifáradásáig a mézgás éger felújulása sarjról biztosítható, továbbá mézgás éger hagyásfák kijelölésére is megvan a lehetőség (BARTHA 2001a). A végvágásra jellemzően a felújítás megkezdését követő 8–10. évben kerül sor, melyet szükséges lenne 15–30 évre emelni. Helyenként elképzelhető a végvágás mellőzése, és szálalógágás jellegű folyamatos állományfenntartás. Amennyiben az újulatot magról kelt csemeték és sarjak vegyesen alkotják, törekedni kell a sarjak arányának csökkenésére (SOLYMOS 2000).

Az erdőnevelés során alkalmazható módszerek

A többletvízhatásnak kitett erdők állományai a vágásterületeken jellemző erős gyomosodás és cserjésedés, valamint az állományalkotó fafajok fiatalkori gyors növekedése és jó visszaszerző képessége miatt, a felújítás első éveiben erőteljes erdőnevelési beavatkozást igényelnek (FRANK 2009). A felújítást követő két vegetációs időszakon át legalább évente egy-két alkalommal el kell végezni az ápolásokat. A sarjcsokrok a mageredetű csemeték növekedését akadályozzák, így már ekkor megkezdhető a sarjak egyelése, illetve – a csemeték megfelelő arányú jelenléte esetén – visszaszorítása (SOLYMOS 2000, BARTHA 2001a). Az állomány záródása után, 6–10 éves kor között, tisztítógágással javasolt folytatni a sarjaknak a mageredetű egyedek javára történő visszaszorítását, a sarjcsokrok egyelését, valamint az elegyarány-szabályozást. Mind a 18–25 éves kor között elvégzett törzskiválasztó gyérítés, mind a növedékfokozó gyérítés közepes erélyű pozitív jellegű szelekció kell, legyen (FRANK 2009). A gyérítéseknél az elegyfajokat tartalmazó állomány kialakítását és megőrzését, a növtérigény kielégítését javasolt célul kitűzni. A lábon száradt faegyedek megtartása a holtfához kötődő élőlénycsoportok, pl. a szaproxil rovarok, az odúlakó madarak, a leváló fakéreg alatt, illetve odvakban éjszakázó denevérfajok miatt minden esetben ajánlott (BARTHA 2001a, VARGA 2009).

Származékerdők átalakítása

Azokon a termőhelyeken, amelyek potenciálisan alkalmasak természetszerű erdők fenntartására, de jelenleg nem ilyen erdő áll rajtuk, hosszabb távon természetszerű erdők kialakítását kell megcélozni. Ilyen beavatkozás lehet szükséges azokon a talajvédelmi rendeltetésű, meredek, szivárgóvízes oldalakon, amelyek égerliget-termőhelyek, de rajtuk idegenhonos vagy termőhelyidegen faj – leggyakrabban lucfenyő – állománya található. Hasonlóan a széles patakvölgyek, mocsári, lápi erdős élőhelyek nemes nyár monokultúrái is átalakíthatók az alábbi módszerekkel. Az átalakítás során ajánlott előnyben részesíteni a folyamatos erdőborítást biztosító eljárás-

sokat (fokozatos fafajcserés átalakítás). Fényigényes fafajok esetén a gyomosodást megelőzendő 20%-os záródásig javasolt megbontani az állományt, és elsősorban a nagyobb egyedeket célszerű eltávolítani az alátelepítést megelőző vegetációs időszak végén. A visszahagyott árnyaló fák lehetőleg olyan fajúak legyenek, hogy a jövő állományát ne nyomják el. Az átalakítás bontás szerint történhet egyenletes (ernyős fokozatos felújítás), és egyenlőtlen (pl. csoportos vagy sávós fokozatos felújítás) felújítási módszerrel (MAJER 1982, KOLOSZÁR 2002). Amennyiben termő korú rontott állományban van annyi főfafajt képviselő egyed, amennyi egy jó magterméskor a talajt beszórja, a faállomány felújítása természetes úton is megpróbálható, ellenkező esetben mestersé-

ges felújítás szükséges csemeteültetéssel (KOLOSZÁR 2002). Jobb termőhelyeken található rontott állományok helyreállításakor, csoportos bontás szerinti átalakítást lehet végezni csemeteültetéssel, vagy a csoportos felújításhoz hasonlóan. Javasolt 50 m-enként ismétlődő, egy famagasság átmérőjű lékek kialakítása, majd a lékeket gyűrűszerűen szélesítve, 2–3 beletelítéssel, 10–15 év alatt lehet az átalakítást végrehajtani (MAJER 1982).

Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk köszönetet mondani Varga Zoltánnak és Bartha Dénesnek a kéziratához főzött értékes megjegyzéseikért, javításaiért.

Irodalomjegyzék

- BALSAY, E. és BALSAY, S. (2010): *Hansági égeresek*. – Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Fertőd, 74 pp.
- BARANYAI-NAGY, A. (2012): *A nyugat-dunántúli patakmenti égerligetek tájtörténeti, növényföldrajzi és társulástani vizsgálata*. – PhD értekezés. – Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, 162 pp.
- BARTHA, D. (1999): *Magyarország fa- és cserjefajai*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 302 pp.
- BARTHA, D. (szerk.) (2001a): *A természetszerű erdők kezelése. A KöM Természetvédelmi hivatalának tanulmánykötetei 7*. – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 286 pp.
- BARTHA, D. (2001b): *Veszélyeztetett erdőtársulások Magyarországon*. WWF füzetek 18. – WWF Magyarország, Budapest, 35 pp.
- BARTHA, D. (2006a): A magyar kőris botanikai jellemzése. – *Erdészeti Lapok* **141**: 84–86.
- BARTHA, D. (2006b): A magyar kőris megismerésének vizontag-ságos története. – *Erdészeti Lapok* **141**: 58–61.
- BARTHA, D. (2009): Az év fája. A mézgás éger. – *Erdészeti Lapok* **144**: 79–81.
- BARTHA, D. (2013): *Természetvédelmi élőhelyismeret*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 261 pp.
- BIDLÓ, A., HEIL, B. és KOVÁCS, G. (2006): Az év fája: A magyar kőris termőhelyigénye. – *Erdészeti Lapok* **141**: 106–108.
- BORHIDI, A. és SÁNTA, A. (szerk.) (1999): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól. 2*. – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 404 pp.
- BÖLÖNI, J., BARTHA, D., STANDOVÁR, T., ÓDOR, P., KENDERES, K., ASZALÓS, R., BODONCZI, L., SZMORAD, F. és TÍMÁR G. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata II. Az erdők természetességének elemzése tájak és erdőtársulások szerint. – *Erdészeti Lapok* **140**: 198–201.
- BÖLÖNI, J., MOLNÁR, Zs. és KUN, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011*. – MTA ÖBKI, Vácrátót, 441 pp.
- DANSZKY, I. (szerk.) (1963): *Magyarország erdészeti tájainak erdőfelújítási, erdőtelepítési irányelvei: Általános irányelvek. Erdő- és termőhelytípus térképezés*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 346 pp.
- DANSZKY, I. (1973a): *Erdőművelés I. Erdőfelújítás, erdőtelepítés, fásítás*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 923 pp.
- DANSZKY, I. (1973b): *Erdőművelés II. Erdőnevelés, erdővédelem*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 196–197.
- FIDLÓCZKY, J. (1995): *Az erdőgazdálkodás helyzete és annak természetvédelmi vonatkozásai*. WWF füzetek 7. – WWF Magyarország, Budapest, 18 pp.
- FRANK, N. (2006): Az év fája: A magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis*) erdőművelési tulajdonságai. – *Erdészeti Lapok* **141**: 408.
- FRANK, N. (2009): Az év fája: A mézgás éger (*Alnus glutinosa*) erdőművelési tulajdonságai. – *Erdészeti Lapok* **144**: 306–307.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (2014): *Az optimális és elvárható élőhelyi állapot jellemzése*. – In: FRANK, T. és SZMORAD, F. (szerk.): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése*. Rosalia Kézikönyvek 2. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 25–30.
- GÉRINGER, P. (2014): *Ipoly-völgyi égeresek természetvédelmi kezelésének tervezése*. – In: FRANK, T. és SZMORAD, F. (szerk.): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése*. Rosalia Kézikönyvek 2. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 125–126.
- GENCSI, L. és VANCURA, R. (1997): *Dendrológia*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 728 pp.
- GYÖNGYÖSSY, P. (2003): *Település és táj kapcsolata az Őrségben*. – Kerekerdő Alapítvány, Szombathely, 81 pp.
- IZRAEL, G. (1962): Hegyvidéki erdők művelésének néhány kérdése. – *Erdészeti Lapok* **97**: 207–216.
- JÁRAI-KOMLÓDI, M. (1966): Adatok az Alföld negyedkori klíma- és vegetációtörténetéhez. I. A vegetáció változása a Würm glaciális és a holocén folyamán, palinológiai vizsgálatok alapján. – *Botanikai Közlemények* **53**: 191–201.
- JÁRAI-KOMLÓDI, M. (1987): *Postglacial climate and vegetation history in Hungary*. – In: PÉCSI, M. és KORDOS, L. (szerk.): *Holocene environment in Hungary*. Geographic Research Institute, Budapest, pp. 37–47.
- KATONA, Cs. (2009): Az év fája: A mézgás éger. – *Erdészeti Lapok* **144**: 45.
- KEVEY, B. (2008): Magyarország erdő-társulásai. – *Tilia* **14**: 1–488.
- KESZTHELYI, I., CSAPODY, I. és HALUPA L. (1995): *Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére. A KTM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 3*. – Kanalasgém Nyomdaipari és Kiadó Kft., Budapest, 251 pp.
- KIRÁLY, G. (1997): A Kőszegi-hegység flóra- és vegetációváltozásai az elmúlt 150 évben. – *Tilia* **5**: 322–353.
- KISS, J. (2004): *Javaslatok a természetszerű erdőtelepítések fellendítésére*. – In: EXNER, T. és MÁTHÉ, L. (szerk.): *A természetköz-*

- zeli erdőtelepítés lehetőségei Magyarországon. WWF füzetek 23. WWF Magyarország, Budapest, pp. 18–25.
- KOLOSZÁR, J. (2002): *Erdőneveléstan*, (egyetemi jegyzet). – Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, 163 pp.
- KOLTAY, A. (2005): *Az erdők egészségi állapota – új növényi betegségek megjelenése*. – 10. Tiszántúli Növényvédelmi Fórum, Debrecen, (előadás), 2005. 11. 18–20.
- KOLTAY, A., SZABÓ, I. és JANIK, G. (2011): *Chalara fraxinea* incidence in Hungarian ash (*Fraxinus excelsior*) forests. – *Journal of Agricultural Extension and Rural Development* 4(9): 236–238.
- MADAS, L., KOLOSZÁR, J. és CSÉPÁNYI, P. (2005): A vágásos erdőből a szálalóerdőbe. – *Erdészeti lapok* 140: 265–267.
- MAJER, A. (1968): *Magyarország erdőtársulásai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 515 pp.
- MAJER, A. (1982): *Erdőműveléstan II. (kézirat)* – EFE, Sopron, 237 pp.
- MOLNÁR, Zs., HORVÁTH, F., LITKEY, Zs. és WALKOVSKY, A. (1997): A Duna–Tisza közti kőrises égerlápok története és mai állapota. – *Természetvédelmi közlemények* 5–6: 55–77.
- MOLNÁR, Zs. (2007): *Történeti tájökölógiai kutatások az Alföldön*. – Doktori Értekezés, Pécsi Tudományegyetem, Pécs, 291 pp.
- NAGY, I. (2014): *Égerfelújulás elősegítése*. – In: FRANK, T. és SZMORAD, F. (szerk.): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése*. Rosalia Kézikönyvek 2. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 126–128.
- OEA (2007): *Országos Erdőállomány Adattár*.
- OROSZI, S. (2010): Erdőgazdálkodás 1935–1990. – *Erdészettörténeti Közlemények* 82: 127–135.
- ÓDOR, P., BÖLÖNI, J., BARTHA, D., KENDERES, K. és SZMORAD, F. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata III. A faállomány és a holtfa természetességének értékelése. – *Erdészeti Lapok* 140: 226–229.
- SOLYMOS, R. (2000): *Erdőfelújítás és -nevelés a természetközeli erdőgazdálkodásban*. – Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest, 286 pp.
- SZMORAD, F. (2014): *91E0 Enyves éger (Alnus glutinosa) és magas kőrises (Fraxinus excelsior) alkotta ligeterdők (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)* – In: HARASZTHY L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 881–887.
- SZMORAD, F. és KIRÁLY, G. (2014): *Az erdő természetvédelmi szempontú kezelése*. – In: HARASZTHY L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 758–760.
- TAKÁCS, G. (2011): Tájátalakítás és a felszínborítás változásai a Hanságban a XVIII.–XX. században. – *Tájökölógiai lapok* 9(1): 13–42.
- VARGA, B. (szerk.) (2009): *Silva Naturalis Vol. 1. – A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai*. 251 pp.

Streamside riverine and swamp woodlands

Anikó Baranyai-Nagy¹ & Zsolt Baranyai²

¹*Apponyi Franciska u. 34, H–2151 Fót, Hungary. E-mail: bnagyaniko@gmail.com*

²*Danube-Ipoly National Park Directorate, Költő u. 21, H–1121 Budapest, Hungary*

E-mail: baranyaizs@dinpi.hu

In this paper, hygrophilous woodlands dependent on surplus water are discussed including streamside riverine woodlands, swamps, ash, alder, willow and birch mires. Due to anthropogenic effects, the extent of woodlands along rivers and streams started to decrease as far back as the middle ages. Additionally, the use of lowland swamps began in the 18th century: as a result of draining and water regulation it shrunk to its fragments during the past 200 years. At present, birch swamps are the rarest habitat type in Hungary. However, the areas of willow and alder swamps, streamside riverine woodlands and swamps are also rather small. Numerous stands are very precious for conservation and abundant in ice age relicts. All forest types which are dependent on surplus water are exposed to strong anthropogenic effects and threatened to a greater or a lesser degree. Their naturalness is influenced by the water supply of the area, forest and game management as well as the presence of invasive alien species (SZMORAD 2014). In these stands, clear-cutting was applied as a forest management technique for centuries and natural or artificial regeneration was carried out based on stump sprouting. As for forests dependent on surplus water, the most natural stands must be omitted from forest management. In economically managed stands, natural or semi-natural continuous forest cover should be maintained wherever possible. Clear-cut areas should be minimized. We should aim at developing and maintaining mixed-age streamside riverine and swamp woodlands that are free of invasive alien species and rich in dead wood as well as in diverse microhabitats.

Key words: streamside riverine woodlands, swamp woodlands, landscape history, close to nature forestry, forest management

Erdőssztyepp-erdők kezelése

Kun András¹, Rév Szilvia¹, Verő György², Nagy István² és Demeter László³

¹8699 Somogyvámos, Fő u. 62. E-mail: kunandras29@gmail.com

²Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1121 Budapest Költő u. 21.

E-mail: verogy@dinpi.hu, nagy.istvan@dinpig.hu

³Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen Sumen u. 2. E-mail: demeterl@hnp.hu

A Kárpát-medence felnyíló erdői nem csupán florisztikai és növényföldrajzi tulajdonságaik tekintetében sajátosságok, hanem táji környezetük, természetvédelmi problémáik tekintetében is. Gyakorlati védelmük, természetvédelmi kezelésük, az erdőgazdálkodási módszerek ideális alkalmazása, illetve fenntartásuk és fejlesztésük sajátos megközelítésmódot igényel. Ritkaságukra, veszélyeztetettségükre és természetvédelmi problémáikra sokan, sokféle fórumon felhívták már a figyelmet, jelen cikkünk hangsúlyosan a napi szintű védelmi lehetőségeiket és ezek akadályozó tényezőit tárgyalja, a hatályos jogszabályok tükrében. A speciális szakmai tapasztalatokat és a rendelkezésre álló jogi/gyakorlati eszköztársakat bemutatását elsősorban a nemzeti park igazgatóságok munkatársainak helyi tapasztalataira alapozzuk.

A 2009-es Erdőtörvény és más vonatkozó jogszabályok számos ponton biztosítanak hatékony védelmi lehetőségeket, és adnak keretet a természetvédelem képviselőinek az erdészeti ágazattal való partneri együttműködésre. Emellett azonban számos jogszabályi hiányszóra, valamint szemléletfüggő, illetve a gondolkodásmódban és szándékban rejlő buktatóra is felhívjuk figyelmet.

Írásunk gyakorlatban is használható támpontokat ad mind a természetvédelmi munkatársak, mind a jogszabályi környezet javításán dolgozók számára. Mivel erdőssztyepp-erdőink sorsa, fenntartása és fejlesztése rendkívül nagyban függ a természetközeli erdőgazdálkodási módok terjedésétől, ezért hozzá kívánunk járulni ahhoz is, hogy az erdészeti és természetvédelmi ágazatok képviselői egymás nyelvezetének, gondolkodásmódjának, céljainak jobb megértésével tovább közeledhessenek egymáshoz.

Kulcsszavak: erdő, erdőssztyepp, erdőgazdálkodás, erdőtervezés, Erdőtörvény, talaj-előkészítés, természetvédelem, Natura 2000, inváziós fajok, vadkár

Bevezetés

Az erdőssztyepp-erdők egykoron a Kárpát-medence sík- és dombvidékeinek, így a Magyar Alföldeknek, az Erdélyi-medencének, valamint a Középhegységek szegélyzónájának is jellemző, elterjedt élőhelytípusai voltak. A Kárpát-medence változatos összetételű erdős pusztái a hatalmas eurázsiai erdőssztyepp-zóna nyugati szegélyét alkották, és számos egyedi vonással bírtak (v.ö. MOLNÁR és KUN 2000, FEKETE és mtsai 2014). A múlt idő használata megalapozott, ugyanis mire a XX. század első felében a magyar vegetációkutatók teljességgel felismerték ezen vegetációkomplexek növényföldrajzi és természetvédelmi jelentőségét, túlnyomó részük már áldozatul esett az emberi tevékenységeknek.¹

Nem véletlen, hogy Magyarország Európai Unió csatlakozását követően, a Pannon Biogeográfiai Régió

kijelölése és definiálása kapcsán elsődleges szerephez jutottak az erdőssztyepp-karaktert hordozó élőhelyek, élőhely-komplexek és tájrészletek (v.ö. FEKETE és VARGA 2006, illetve lásd az 1. táblázatban összefoglalt élőhelyeket), nyugatabbra ugyanis már alig lelhetők fel (néhány töredékes megjelenést kivéve pl. a Bécsi-medencében vagy a Keleti-Alpok völgyeiben).

A pollenanalízis, a rekonstrukciós vegetáció-elmélet eredményei és a még fennmaradt vegetáció-töredékek tanulmányozása alapján tudjuk, hogy az erdőssztyepp-erdők kialakulásának, vegetációtani sajátosságai létrejötteinek okai a Kárpát-medence jellegzetes átmeneti éghajlati viszonyaiban – elsősorban a hosszabb-rövidebb nyári szárazság (szemiarid periódus) hatásában – keresendők, a vegetációtörténeti, a növényföldrajzi és a talajtani adottságok mellett (ZÓLYOMI 1958, BORHIDI 1961, FEKETE 2006). Nagy szerepet játszottak az erdőssztyepp-zóna képének formálásában a tájhasználat-történeti sajátosságok is (ezekről az érdeklődő olvasó bővebben tájékozódhat többek között MOLNÁR és KUN 2000, MOLNÁR 2003, MOLNÁR és mtsai 2006 írásaiból).

A pannóniai erdőssztyepp növényzetének jellemzője, hogy a fás vegetáció nem záródik teljesen, és a kisebb-nagyobb mértékben nyílt koronaszintű er-

¹ Az első leírásokat (KERNER 1863, RAPAICS 1918, SOÓ 1926) és a pannon erdőssztyepp-töredékek származásának, történetének felismerését (pl. ZÓLYOMI 1957, BOROS 1958) követően születtek meg azok a szintézisek, amelyek – immár jórészt posztumusz – teljes képet adnak ezekről a rendkívül nagy jelentőségű élőhelyekről (ZÓLYOMI 1958, ZÓLYOMI és FEKETE 1994, MOLNÁR és KUN 2000). Az idézett munkák tanulmányozását minden érdeklődőnek ajánljuk.

1. táblázat. Hazánk erdőssztyepp-karakterrel rendelkező fás- és cserjés élőhelyeinek összefoglalása, legfontosabb szakirodalmi adatai. Félkövér-dólt betűkkel írtuk az egyértelműen az erdőssztyepp-vegetációhoz tartozó élőhelyeket, nem tipizált szedéssel pedig azokat az élőhelyeket, amelyeknek egyes állományai erdőssztyepp-jellemzőkkel bírhatnak

Magyar név	Á-NÉR kód	Bölöni és mtsai 2011 (oldalszám)	Natura 2000 kód	HARASZTHY 2014 (oldalszám)
Cserjések és szegélyek				
Sztyeppcserjések	M6	222.	40A0	789.
Sziklai cserjések	M7	226.	40A0	789.
Száraz-félszáraz erdő- és cserjés szegélyek	M8	230.	6210	800.
Üde cserjések	P2a	214.		
Galagonyás-kökényes-borókás cserjések	P2b	218.		
Alacsonyerdők és erdő-gyep mozaikok				
Molyhos tölgyes bokorerdők	M1	303.	91H0	899.
Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek	M2	330.	91I0	904.
Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek	M3	340.	91I0	904.
Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek	M4	344.	91I0	904.
Homoki borókás-nyárasok	M5	348.	91N0	921.
Fáslegelő, fáskaszálók, felhagyott legelőerdők, gesztenyeligetek	P45	357.	(9260)	
Ősi fajtájú, gyepes és / vagy erdősdő, extenzíven művelt gyümölcsösök	P7	360.		
Őshonos fajú facsoportok, fasorok, erdősavok	RA	364.		
Őshonos fafajú puhafás jellegtelen vagy pionír erdők	RB	366.		
Fényben gazdag és felnyíló erdők				
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	L1	298.	91H0	899.
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	L2a	308.	91M0	915.
Cseres-kocsányos tölgyesek	L2b	314.	91M0	915.
Hegylábi és dombvidéki elegyes lösztölgyesek	L2x	326.	91I0	904.
Zárt erdők, felnyíló részekkel, erdőssztyepp-szegélyekkel				
Alföldi zárt kocsányos tölgyesek	L5	335.	91I0	904.
Őshonos fafajú keményfás jellegtelen erdők	RC	369.		

dők, erdőfoltok, illetve a fajgazdag szegélycserjések, cserje-erdők tisztásain, valamint a ligetes erdők aljnövényzeteként a (szubmediterrán fajokat is tartalmazó) sztyepprétek is megjelennek. A töredékesen fennmaradt állományok vizsgálata alapján ismertes, hogy ezek az élőhely-komplexek természetesen állapotukban összetettségük, színtettségük következtében táji környezetükhöz mérten gyakran kiemelkedően fajgazdagok, a biodiverzitás szigetei. Az erdei és sztyepplakó növény- és állatfajok mellett megtalálhatók bennük a szegélyekhez, a félárnyékos, többé-kevésbé szélsőségektől védett mikro-élőhelyekhez kötődő úgynevezett erdőssztyepp-fajok is (v.ö. a jelen kötet „Felnyíló erdők lágyszárú fajainak védelmi lehetőségei – különös tekintettel az erdőssztyepp-erdők megőrzésére” című fejezete).

Az erdőssztyepp-erdők történetében, végzetes megfigyelésében alapvető szerepet játszott az a tény, hogy az erdőssztyepp zónája, a sztyepp területéhez hasonlóan, ősidők óta az ember által is lakott és használt terület. A legeltető állattartás a vándorló és

a letelepedett népcsoportoknak egyaránt fontos megélhetési forrása volt. Bizonyítható az is, hogy a Kárpát-medencébe érkező lakosság a végleges letelepedés előtt is irtotta, illetve legeltette az erdőfoltokat (JÁRAI-NÉ 2000). A szálláshelyek környékén, később a falvak kialakulása után mind nagyobb területeken meginduló földművelő gazdálkodás olyan intenzív tájhasználatot jelentett, amely mára jórészt eltüntette az eredeti alföldi és dombvidéki erdőssztyepp-vegetációt. Ennek a következménye, hogy a fennmaradt természetesen állapottú töredékek a természetvédelem kiemelt fontosságú objektumai (1. ábra). Nemzetközi jelentőségüket mutatja, hogy az erdőssztyepp mozaikok erdő- és cserjés komponensei az Európai Unió Élőhelyvédelmi Irányelvében („Habitats Directive”)² egytől-egyig a kiemelt jelentőségű, védendő élőhelyek között szerepelnek (v.ö. HARASZTHY 2014: a 40A0, 6210, 91H0, 91I0 és 91N0 kóddal jelölt élőhelyek leírásai).

² Az Európa Tanács 92/43/EGK sz. irányelve (1992. május 21.) a természetes élőhelyek, a vadon élő állatok és növények védelméről.



1. ábra. Az alföldi homokvidékek tölgyes erdőssztyeppjei egyedi fajösszetételük, komplexitásuk következtében a természetvédelem legfontosabb objektumai közé tartoznak. A képen különböző mértékben felnyíló, nyárelegyes pusztai tölgyes foltok, száraz homoki gyepek és fajgazdag, cserjés szegélyek láthatók – Nagykorösi-erdő (fotó: Kun András)

Az erdőssztyepp-maradványok általános állapotát érzékletesen jellemzi a Nagykorösi-erdő kutatója, Hargitai Zoltán, aki az 1940-es években így írt (részletességében és sokszínűségében is korszakalkotó jelentőségű sorozatának második, növénytársulásokról szóló részében): „A hajdani mocsártölgyesek³ helyén ványadt sarjerdőket, sínylődő törpenyárfás, galagonyás és sós-kaborbolyás buckákat, a gazdagvirágú tisztások helyén elgyomosodott ugarokat, ekeföldet és sívár akácokat találunk... Meglepődünk, ha találkozunk egy-egy több százesztendő tölgyvel, melynek vastag törzse és hatalmas lombkoronája kirívó ellentétben áll a mai erdő szegénységével. A kép nemcsak lehangoló, de egyhangú is. Csak a nevek (Nagyerdőben: Kőrifás berek, Szilos berek, Vadmeggyes, Égerfás berek; Csókás erdőben: Nagymogyorós, Iharfás, Feketegyűrűs, Kishagymás) sejtetik, hogy régen a tölgyeseket helyenként kőrös, szil, vadmeggy, éger, mogyoró, juhar, feketegyűrű⁴ és nyír állományai tarkították.” HARGITAI 1940, p. 232.) Több mint hetven esztendő telt el azóta, hogy az idézett cikk elhagyta a nyomdát. S hogy mi történt közben? Vajon igaza lett a védelemben reménykedőknek?

A történeti-térinformatikai elemzések szerint az erdőssztyepp-erdők története a XX. század második felében sem a természetszerető ember reményei szerint alakult. Az 1950-es évektől szinte minden er-

dőssztyepp-területünkön hatalmas kiterjedésben ültettek akácot, erdeifenyőt, nemes nyár fajtákat, nem csak a parlagok vagy gyomos legelők, hanem a fajgazdag sztyepp-komponensek (erdőssztyepp tisztások) és a frissen kivágott, kituskózott ősi erdőssztyepp-erdők helyére is (BÉRCESNÉ MOCSKONYI 2005, 2011).

Kétségtelen, hogy az általános pusztulás mellett és ellenére is, léteznek ma még elfogadható állapotú erdőssztyepp-erdők (2–3. ábra).⁵ Ezek léte tette lehetővé, hogy kialakulhasson valamiféle képünk az egykori erdőssztyepp jellegzetességeiről, arról, hogy a növény- és állatpopulációk miként foglalják/foglalhatták el a különböző termőhelyeket, és hozhatták létre az erdőssztyepp-vegetációt. Ha véletlenszerűen leteszünk egy pontot az erdőssztyepp-zóna ma is fás területein, akkor az nagy eséllyel akácusra, fenyvesre, nemesnyárasra, esetleg özönfajokkal teli hazai fafajú ültetvényre kerül.

Az alföldi és dombvidéki erdőssztyepp-erdők területén az általános erdőfelújítási gyakorlat részévé vált a tarvágás és a teljes talaj-előkészítés, aminek eredménye ökológiai szempontból rendkívül káros: a módszer alkalmazása során a gyepszint eltűnik, vagy csak erősen degradált állapotában marad fenn, így az erdőssztyepp regenerációja gyakorlatilag lehetetlenné válik. Vizsgálati eredmények szerint a természe-

³ *Quercus robur* erdők.

⁴ *Acer tataricum*

⁵ Néhány kritérium: több őshonos fafajból álló, több korona- és cserjésztíttal rendelkező, több korcsoportot is magukban foglaló, viszonylag fajgazdag lágyszárú szinttel bíró állományok.

tes fajkészlet újra-települése ilyen beavatkozás után már szinte lehetetlen, még a közvetlenül határos, jó állapotú részletekből is lassú, csekély mértékű lehet (MOLNÁR 2014).

Teljes talaj-előkészítést követően idegenhonosak mellett őshonos fajokkal is történik erdőfelújítás. Sajnos ebben az esetben szintén a természetesség csökkenése irányába haladnak a folyamatok. A teljes talaj-előkészítés nyomán még a ritkábban megvalósított hazai fafajú felújítások is akác-elegyes, elszegényedett fa- és cserjefaj-összetételű faállományokká alakulnak át, melyekből az erdőssztyepp-erdőkhöz kötődő növény- és állatközösségek visszavonhatatlanul eltűnnek.

Kiemelten szólnunk kell még a természetvédelmi és gazdálkodási szempontból legnagyobb, és szinte orvosolhatatlan problémáról, az erdőssztyepp-erdők rendkívül alacsony regenerációs képességéről is (v.ö. VERŐ 2011). Az erdőssztyepp tölgyesek jelentős részét a rendszeres erdőgazdálkodás elterjedése előtt sarjzatták, ami nagy valószínűséggel arra utal, hogy magról való felújításuk korábban sem lehetett problémamentes. Mára azonban az erdőssztyepp-erdők természetes (természetes újulatra, vagy sarjzattásra alapozott) felújítása nagyon korlátozottan, sok helyütt egyáltalán nem lehetséges. Ennek okai között egyaránt szerepelhet a talajvízszint-süllyedés, az aszályos évek- és a forró napok számának növekedése, valamint a légköri aszály fokozódása.

A kialakult helyzetben különösen nagy jelentőségű, hogy – több évtizedes, gyakran elkeseredett és szinte minden esetben parttalan polémiába fulladó szakmai vitát követően – napjainkban már rendelkezésre áll néhány olyan jogszabály, illetve besorolási- és beavatkozási lehetőség, amelyek esélyt adnak a regenerációs potenciállal szinte nem rendelkező állományok megőrzésére, állapotromlásuk megakadályozására is. Az alábbiakban ezekre is kitérünk majd.

Nincs azonban vége az erdőssztyepp-erdők végzetes leromlását okozó tényezők felsorolásának. A már bemutatott erdészeti gyakorlat egyértelműen és erőteljesen hozzájárul ahhoz, hogy ma gyakorlatilag minden állomány, és az erdőssztyepp-zóna teljes területe fertőzött inváziós fajokkal. Az ellenük való védekezés általában rendkívül költséges és rendszeres beavatkozások (pl. az inváziós fajok visszaszorítása) hiányában, évtizedes léptékben nagymértékű átalakulás és elszegényedés várható (MOLNÁR és BIRÓ 1996, KUN és RÉV 2011). A törvényhozó ma már ebben a tekintetben is kínál néhány lehetőséget a változtatásra, a fejezet későbbi részeiben, nagy tapasztalatú természetvédelmi szakemberek segítségével, ezeket a lehetőségeket, teendőket is összegyűjtöttük.

A bevezetés lezárásaképpen összefoglaljuk, és némileg kiegészítjük az eddig elmondottakat: hazánk azon területein, ahol az erdőssztyepp-erdők előfordultak, illetve még töredékeikben megtalálhatók...



2. ábra. Ma már nagyon ritkák a természetszerű pusztai tölgyesek. A képen látható állomány koronaszintje erősen felnyíló, gyepszintje változatos összetételű: egyaránt találhatóak itt erdei- gyepi, és a szegélyekre jellemző úgynevezett erdőssztyepp növényfajok – Nagykőrösi-erdő (fotó: Kun András)

- Általánosan alkalmazott a tarvágás, és utána a teljes talaj-előkészítés. Ez rendkívüli mértékű humuszvesztéshez vezet. Előidézi a talajélet és az erdők természetes fajkészletének pusztulását, és nagymértékű gyomosodást indít el.

- Az erdőssztyepp erdők megmaradt állományait ma is sok esetben cserélik akác, fenyő- és nemes nyár ültetvényekre. Ezek az ültetvények ökológiai értelemben nem erdők. Fajválasztásuk oka eredetileg gazdasági, de gazdaságosságuk – hosszú távú gondolkodás esetén – igencsak nehezen indokolható. Néhány vágásciklus után a talajt kiszigerelik, végül maguk is leromlanak.

- Az erdőfelújításokat – már amennyiben hazai fafajt alkalmaznak – többnyire elegyetlenül ültetett fehér nyárral⁶ (vagy kocsányos tölgygel) végzik. Az őshonos fafajú ültetvények – hasonlóan az idegenhonosokhoz – elegyetlenek és egykorúak.

- Az inváziós növényfajok mindenütt jelen vannak, még az állományok ültetvényektől legtávolabbi részeiben is megjelennek a lékekben, dőlések helyén. Az inváziós fajok elszaporodása a gyepszint további beárnyékolódását, gyomosodását okozza.

- Ha véghasználnak egy erdőssztyepp-erdőt, az eredeti állomány nem képes regenerálódni, az új állomány általában még hasonlítani sem fog az eredetire. Az erdőssztyepp zóna erdőinek természetes dinamikájához szorosan hozzátartozik, hogy a száraz időszakokban felnyílnak, majd később záródnak. Többek között ez az oka, hogy a már zárt erdőkben is sok erdőssztyepp faj

⁶ Az erdőtervekben nagyon sok helyen a „hazai nyár”, illetve a „szürke nyár” megnevezés szerepel, ami többnyire nem más, mint a fehér nyár. A különböző taxonok, illetve szinonimák szakmailag indokolatlan használata keveredést okozhat a szakemberek körében is. Jelen fejezetben a „fehér nyár” fajnevet használjuk, de (különösen a természetes, nem csemetekerti eredetű populációk esetén) beleértjük a szürke nyárat (*Populus × canescens*) és ezek teljes, változatosan visszakereszteződött (introgresszált) populációját (v.ö. BARTHA 1992).



3. ábra. A homoki tölgyes mellett az alföldi erdőssztyepp-erdők másik különlegessége a sziki tölgyes. Állományai nagyon ritkák, hazánkban csupán apró töredékek maradtak meg. A kép előterében fajgazdag sziki sztyepprért (sziki kocsorddal és réti őszirozással), a háttérben galagonyacserjével szegélyezett, idős kocsányos tölgyek alkotta felnyíló erdőfoltok – Hencida, Csere-erdő (fotó: Kun András)

találhatunk, illetve hogy a félszáraz, sőt üde erdőkben is jelen vannak a melegkedvelő és fényigényes lágyszárú fajok. Nagyon lényeges szempont, hogy ezt a természetes dinamikát nem lehet összeegyeztetni a jelenlegi erdőművelési gyakorlattal.

A fentiek következtében **a felnyíló, vagyis a természetes dinamikájuk szabályait követő pannóniai erdőssztyepp-erdők – páratlan természeti kincseink – a véghasználatok és az erdőfelújítások áldozataivá váltak, a meglévő állományok pedig erősen veszélyeztetettek.**

Az értékes maradványok megóvása, állapotuk javítása érdekében a természetvédelmi és a többi érdekelt ágazat összefogására van szükség. Az utóbbi években sokat változott a természetvédelem és az erdészeti tevékenység jogi szabályozása, és megnyíltak olyan lehetőségek is, amelyek – mindennapos, eltökélt természetvédelmi érdekérvényesítés esetén – reményt nyújtanak arra, hogy az erdőssztyepp-erdők utolsó foltjait meg lehessen óvni a végső pusztulástól. Az alábbiakban az aktuális jogszabályi környezet kínálta lehetőségek szerinti csoportokba gyűjtöttük össze a legfontosabb szempontokat, lehetőségeket és teendőket, amelyek a gyakorlati védelem során napjainkban felmerülnek.

Általános szemlélet, gazdálkodói szempontok, és a jogi védelem lehetőségei

Az erdőssztyepp-erdők sorsát jelenleg legerőteljesebben meghatározó tényezők a jogszabályi keretek és az egyes területek védettségi státusza. Mégis ki kell

emelnünk, hogy ezek mellett rendkívül sok múlik az erdőgazdálkodó (aki esetenként azonos a tulajdonossal) szándékán, szemléletén is. Az erdőgazdálkodók érdekeire, céljaira általában érzékenyek az erdészeti hatóságok, és a védelmi célú törekvésekre is nyitottabbá válnak, amikor az adott erdőgazdálkodó eleve együttműködő a természetvédelemmel (vagyis nincs konfliktus az érdekelt felek között).

Bár lassan terjednek a természetközeli erdőgazdálkodási módok, tapasztalatok szerint komolyabb át-törésre (különösképpen a sík- és dombvidékeinken) nem számíthatunk addig, amíg az erdőgazdálkodók központi szabályozók révén nem válnak kifejezetten érdekeltté a felnyíló természetszerű erdőállományok megőrzésében.

A 2009-es Erdőtörvény mind szemléletében, mind konkrét szabályozóiban és fogalomrendszerében óriási előrelépést tükröz, egyfajta szemléletváltózási mérföldkő az erdészeti ágazatban. Számos pontja biztosít lehetőséget az erdei ökoszisztémák megfelelő (tartamos, természetvédelmi célkitűzésekkel összhangban lévő) használatához.

Az alábbiakban a jelenlegi szabályozási rendszert alföldi és dombvidéki erdőssztyepp erdeink szempontjából elemezzük. Igyekszünk rámutatni a megfelelő módú erdőgazdálkodási lehetőségekre és a finanszírozásra szoruló hiányosságokra egyaránt.

Természetvédelmi szempontok és tulajdonviszonyok

Tekintsük át először a jelenlegi jogszabályi feltételeket, a megőrzés és a gazdálkodás szabályozásának ütközési pontjait a tulajdonviszonyok szerint. Habár nem rendelkezünk precíz kimutatással, az erdőssztyepp-tölgyesek esetében országos léptékben valószínűleg domináns az állami tulajdon a magántulajdonnal szemben.

• **Állami tulajdonú területeken**, ahol az erdőgazdálkodó az illetékes állami erdőgazdaság, a természetvédelmi célok szempontjából alapvető ütközéspont, hogy az erdészeti ágazat – jelenlegi formájában – jellemzően nyereség-orientált, és emiatt ellenérdekel minden olyan gazdálkodási gyakorlatban, ami (rövidtávon, pusztán a pénzügyi eredményt tekintve) kevesebb profitot termel.⁷ Ennek ellenére léteznek jobb szemlélettel kezelt körzetek (széles látókörű erdőtervezők vagy kiemelt lakossági nyomásnak kitett területek esetén), de számuk, területi kiterjedésük – arányaiban – elenyésző. Az általános szemléletmód megváltoztatása felsővezetői szintű elhatározásokat

⁷Érdemes ezen a ponton figyelembe venni azt is, hogy az állami erdőgazdaságok hazai összes éves nyeresége mindössze évi 2 milliárd Ft körül van, ráadásul a bevételek nem csupán faanyagtermelésből, hanem például kőbányákból, vadásztatásból is származnak. Gyakorlatilag ezért az (államkincstári léptékben) elhanyagolhatóan csekélyke haszonért áldozuk fel a természetszerű erdők jelentette nemzeti örökségünket, többek között az erdőssztyepp-maradványainkat...

igényelne, de rendkívül sok múlik az erdőgazdálkodó szemléletén is. Piacorientált cégek – még ha esetenként sokat tehetnek, sőt, tesznek is – kielégítően és teljes körűen nem fogják tudni és/vagy akarni fenntartani (vagy akár fejleszteni) a védendő erdőket, az erdei ökoszisztémákat.

• **Magánerdőgazdálkodók** esetében nagyon ritka, bár akad olyan, aki a pénzügyi szempontok mellett – vagy esetleg azok ellenére is – fontosnak tartja az erdőössztyepp-erdők megőrzését, és hajlandó előtérbe helyezni ezt a szempontot, vagyis önkéntesen megkíméli (az amúgy jogi védelem alatt nem álló) erdejét a tarvágástól. Például a Nagykőrösi-erdő területén léteznek még olyan erdőössztyepp-maradványok, amelyek magánerdőgazdálkodó tulajdonosai az elmúlt évtizedekben önszántukból lemondtak a tarvágásról, és fenntartották idős kocsányos tölgyesüket. Kétségtelenül léteznek ezzel éppen ellentétes példák is...

A WWF Magyarország által 2003-ban kiadott „Erdőfigyelő jelentés” szerint sok problémát okoz, hogy a kárpótlási folyamatban számos, szakmai háttérrel nem rendelkező magánszemély jutott erdőtulajdonhoz, valamint, hogy szélsőségesen felaprózódott erdőbirtok-szerkezet jött létre. Kimutatható, hogy a nem helyben lakó, a helyi természeti értékekhez semmilyen módon nem kötődő tulajdonosok hajlamosabbak erdők kizsákmányolására, mint a lakhelyük közelében gazdálkodók. Kiderült, hogy a magánerdőgazdálkodók többségének szüksége lenne erdészeti képzési programokra, és ösztönözni kellene őket az ezeken való részvételre (EXNER és JÁVOR 2003).

Kommunikációs lehetőségek

Kétségtelenül nehéz olyan pozitív üzeneteket megfogalmazni, amelyeket az erdőgazdálkodók ne erőteljes korlátozásként élnének meg, még az erdőtámogatási lehetőségeket is figyelembe véve. A magánerdőgazdálkodókat célzó, a jó szándéokra alapozott kommunikációban a természeti értékekre, a természeti örökségre érdemes felhívni a figyelmet. Tapasztalatok szerint az üzenetek hatásossága változó, mint ahogy nagyon változó az erdőgazdálkodók természetvédelmi ágazattal való viszonya is.

A másik lényegi (és praktikus) üzenet lehet a jó szándékú gazdálkodók esetében annak a tudatosítása, hogy a körzeti erdőterv (korábban: üzemterv) az üzemmódok, „fakitermelési tervek” tekintetében nem kötelezettségeket, hanem **lehetőségeket** tartalmaz, tehát az erdőtervi előírások a lehetséges maximumokat, a konkrét helyen alkalmazható lehetséges legintenzívebb beavatkozást írják le. Például, amikor az állomány az előírt vágásérettségi kort elérte, **nem kötelező** véghasználattal levágni – akkor sem, ha adott esetben például tarvágás szerepel az erdő-részletlapon –, hanem művelhető folyamatos erdőborítással is, vagy alkalmazható szálalóvágás, vagy

(klasszikus, 10–30 évre elnyújtott, kettőnél több vágási lépésben végrehajtott⁸) fokozatos felújítóvágással is letermelhető az állomány, amely nagyobb eséllyel ad az életközösség számára a regenerációhoz. (Itt is megemlítjük, hogy az alföldi tölgyesek⁹ esetében még ezeket a fahasználati módokat sem tartjuk elfogadhatónak, lásd később).

Jogsabályi lehetőségek

Rátérve a jelenlegi jogsabályok által kínált lehetőségekre, fontos gyakorlati tapasztalat, hogy akár magán-, akár állami erdőgazdálkodóról legyen szó, viselkedésüket – szubjektív élményeik következtében – sokkal inkább az Erdőtörvény („Evt.” ld. lentebb), és a hozzá tartozó végrehajtási rendelet határozza meg, mint a természetvédelmi jogsabályok (Tvt., Natura 2000 Korm. rend.). Védett természeti területeken a Tvt. kötelező érvényű passzusait (jó esetben) alkalmazza az erdészeti igazgatás, de ilyenkor is igaz, hogy a gazdálkodók a jogsabályokon alapuló előírásokat az erdészeti szabályozáson, az erdészeti hatóságon keresztül kapják meg, illetve ő az eljáró hatóság az ügyekben. Emiatt az erdőgazdálkodás mindennapjaiban az erdészeti hatóság jelenti a tekintélyt, az autoritást. Jogi és gyakorlati szempontból azonban az erdészeti hatóság, illetve az erdőgazdálkodó saját szándéka mellett a területek védelmi státusza is meghatározó. A gyakorlatban a védelmi szempontok a jogsabályi lehetőségek ellenére is gyakran háttérbe szorulnak.

Az alábbiakban felsoroljuk azokat a hatályos jogsabályokat, amelyek arra hivatottak, hogy meghatározzák erdeink sorsát:

- Erdőtörvény: 2009. évi XXXVII. tv. az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról [Evt.]
- 153/2009. (XI. 13.) FVM rendelet [Vhr.] (Szerepe az Evt. végrehajtásának részletezése.)
- „Természetvédelmi Törvény”: 1996. évi LIII. tv. a természet védelméről [Tvt.]
- „Natura 2000 Kormányrendelet”: 275/2004. (X. 8.) Kormányrendelet (Natura 2000 területekre vonatkozik)
- Számos részletezőbb, erdőtervezési körzetekre szabott szabályozási elemet tartalmaznak az úgynevezett erdőterv rendeletek (jelenleg a 60/2013. (VII. 19.) és a 47/2014. (IV. 24.) VM rendeletek)

A jogsabályok szövege teljes formájában az Interneten is elérhető (pl. a www.njt.hu portálon), illetve széleskörű összefüggéseikben tárgyalva, az erdők

⁸ A fokozatos felújítóvágás „az elmúlt évtizedekben hazánkban sokat egyszerűsödött, hiszen sok esetben két lépésben, 3–10 év alatt zajlik le az állományok véghasználata”, minimum 3 lépés és 10–30 év helyett (lásd FRANK és SZMORAD 2014, 72. oldal).

⁹ Ha nem konkretizáljuk, ott cikkünkben „tölgyek” megnevezés alatt elsősorban a következő, az adott tájegységben honos fajokat értjük: alföldeken a kocsányos tölgy, és molyhos tölgy, dombvidéki területeken pedig ezek mellett a kocsánytalan tölgy és a cser is.



4. ábra. Fűves aljnövényzetű, felnyíló koronaszintű cseres, kevés molyhos és kocsánytalan tölgygel. A szárazodó klímában a száraz termőhelyen álló felnyíló erdők a tarvágás után nagyon nehezen újulnak fel. Különösen nehezes a sok ciklusban sarjzatott, regenerációs képességüket már jórészt elveszített állományok természetes felújítása. Ezért célszerű lenne teljes védelmük, faanyagtermelési célú hasznosításuk megszüntetése – Keleti-Bakony, Ballai-magyal (fotó: Bölöni János)

védelme szempontjából kivonatolva és értelmezve olvashatunk róluk FRANK és SZMORAD (2014) könyvében. A következőkben a felsorolt jogszabályokból emelünk ki, illetve elemzünk néhány olyan passzust, amelyeknek meghatározó jelentőségük lehet az erdőssztyepp-erdőink megőrzése szempontjából.

Tapasztalatok a védett természeti területek erdőinek gyakorlati védelmével kapcsolatban

Az alábbi áttekintés közel sem teljes körű. Elsősorban néhány problematikus pontra szeretnénk ráirányítani a figyelmet, és bemutatni a problémák megoldásával kapcsolatos tapasztalatokat.

Védett természeti területek őshonos fajú állományaira vonatkozóan eredményesen megvalósul a gyakorlatban az 1996. évi „Természetvédelmi törvényben” megfogalmazott tarvágási tilalom (Tvt. 33. § (5) bek. a) pont¹⁰). Kivehetik a faanyagot például szálalóvágással vagy fokozatos felújítóvágással, esetleg szálaló (vagy az ehhez átvezető átalakító) üzemmódban, de az ilyen típusú (vég)használati módok alföldjeinken nem jellemzőek, így arra számíthatunk, hogy a területi védelem alá került alföldi tölgyeseket a továbbiakban is faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódban fogják tartani (4. ábra).¹¹

¹⁰ Tvt. 33. § (5) bek. a) pont „Védett természeti területen lévő erdőben a tarvágás csak nem őshonos fajokból álló, vagy természetes felújulásra nem képes állományokban – összefüggően legfeljebb 3 hektár kiterjedésben – engedélyezhető”.

¹¹ Érdekességképpen: Szlovéniában 1949 óta tilos a tarvágás. Nem csak védett területek esetén, hanem általános érvénnyel, az egész ország területén. Erdőfelújításra nem költenek pénzt. Erdők gyönyörűek, és folyamatosan (hosszú időtávon fenntartható módon) gazdaságos fakitermelést folytatnak rajtuk... Kicsiny, akár egy-két hektáros területenként határozzák meg a pontos gazdálkodási munkákat, célokat, így nem is homogenizálják az erdőket. Igaz, nem végveszélyben lévő síkvidéki szentély jellegű vegetációtípusokról van szó, de jól látszik, hogy az erdőgazdálkodásban meghatározó a szemlélet, a paradigma.

Megjegyezzük, hogy a nem őshonos fajú állományok véghasználati területének 3 hektárban való maximalizálása (bár bizonyos indokokból ez kivételesen nagyobb is lehet, ld. Tvt. 33. § (6) bekezdés) az alföldi gyakorlatban kevésbé indokolható ökológiai érvekkel, mint amennyire jó táptalajt ad ágazatok közötti ellenséges hangulat kialakulásának. Hiszen esetenként komoly nehézség és hátrány lehet az erdőgazdálkodók számára a felújítás kivitelezésekor¹². Ráadásul a felújítás őshonos fajokkal kell, hogy történjék (ld. Tvt. 33. § (7) bek.¹³), így (továbbra is sík vidékről beszélünk!) természetvédelmi érdek is lenne, hogy a fafajcserés átalakítás a teljes erdőrészlet területén mielőbb megvalósuljon, területi korlátozás nélkül.

Fokozottan védett erdőterületeken elvben sokkal szigorúbb védelemnek kellene érvényesülnie, mint a nem „fokozottan” védetteken, de ez a gyakorlatban nincs teljesen így. Fokozottan védett területeken kutatás, bemutatás, természetvédelmi kezelés lenne csak lehetséges (lásd például a Tvt. 33 § (1) bekezdését¹⁴), a Tvt. még a belépést is engedélyhez köti. Ennek ellenére vannak olyan területek, ahol – egyébként meglepő módon az erdőtervnek megfelelően – mégis vesznek ki fát az állományból. Az erdőtervbe nem kerülhetne

¹² Például a 3 hektárnál jóval nagyobb területű (védett területre eső) nemenyásásokat is több ütemben, évekre elnyújtva, 3 hektáros darabokban lehet letermelni, miközben a nemes nyár faminősége, miután elérte az ideálisat, hamar elkezd romlani, így az erdőgazdálkodónak érdeke lenne, hogy a letermelés időben ne húzódjon el. Ilyen esetekben a felújítási munkálatoknak jelentősen megnő a szervezési munkaigénye, ahhoz képest mintha egy ütemben történt volna meg a teljes terület felújítása.

¹³ Tvt. 33. § (7) bekezdés: „Védett természeti területen lévő, nem őshonos fajokból álló erdőben a természetszerű állapot kialakítására a pótlás, az állománykiegészítés, az erdőszerkezet átalakítása, a fafajcseré, az elegyarány-szabályozás és a monokultúrák felszámolása útján kell törekedni”.

¹⁴ 33. § (1) bekezdés: „Fokozottan védett természeti területen lévő erdőben erdőgazdálkodási beavatkozás csak a természetvédelmi kezelés részeként, a kezelési tervben foglaltakkal összhangban végezhető”.

bele fakitermelés, mégis belekerül... Bár ez a probléma nem általános, de ebből a példából is látszik, hogy következetesebben kellene érvényt szerezni a Tvt. fokozottan védett területekre vonatkozó előírásainak.

Helyi védettség alatt álló területek esetében sok múlik az illetékes önkormányzaton is abban a tekintetben, hogy mennyire kezelik megfelelően, betartják-e a Tvt. és az Evt. erdők védelmére irányuló előírásait. Általában erre alig van módjuk, például mert nincsen saját természetvédelmi szakembergárdájuk. Jó esetben megkeresik az illetékes nemzeti park igazgatóság szakembereit, de sokszor ez sem történik meg. A paletta színes: létezik a szakszerű, kezdeményező és lelkiismeretes-, és megtalálható a témát „nyűgnek tekintő” önkormányzati hozzáállás is. Ennek hatása jól nyomon követhető a helyi védett erdők állapotváltozásán.

Ha a Tvt. egy passzusa nincs kifejezetten kötelezően alkalmazandóra fogalmazva, akkor az olyan általánosan, illetve feltételes módon megfogalmazott jogszabályi előírások, mint például „kerülendő” vagy „elrendelhető” az erdészei gyakorlattal szemben nem érvényesíthetők.

A Tvt. például jó szándékkal törekszik a védett területeken végzett fakitermelésekhez kapcsolódó vágáskorokat befolyásolni¹⁵, konkrétan a „biológiai vágásérettséghez” köti azokat. Ez egy nagyon fontos kérdés lehet alföldi tölgyfák tekintetében (is), hiszen a tölgyek hosszú életű, alföldön rosszul újítható fajok... Valójában nincsen egységes tudományos állásfoglalás, még kevésbé szabályozási irányelv a biológiai vágásérettségről. Az erdőtervező személyétől nagyban függ, hogy mit gondol a helyes vágásérettségi korról, és így mi kerül meghatározásra az erdőterv rendeletekben illetve a körzeti erdőtervekben, azon belül is a konkrét erdőrészletlapokon. Mennyi lehet valójában a biológiai vágáskor például síkvidéki kocsányos tölgy esetében? Az erdészeti szempont műszaki felfogáson alapul, hiszen eladni jó pénzért a jó minőségű fát lehet. A fa addig jó, amíg aktívan nő, jó az egészségi állapota. Egy idő után megjelennek rajta a károsítók, kezd romlani az állapota... de egy tölgyfa „el tud haldokolni” három-négyszáz éven keresztül! Tudomásunk szerint egy kocsányos tölgy átlagosan öt-hatszáz évig élne. Ez alapján a biológiai vágásérettségi kor akár három- vagy négyszáz év lehetne. A gyakorlatban pedig azon folyik a vita körzeti erdőtervezéskor, hogy 90–120 vagy 120–140 évet határozzanak-e meg. Ezzel kapcsolatban az erdész és a természetvédelmi (ökológus) szakma nem tud egyetérteni... Miközben a természetvédelem őszinte javaslata inkább 300 év lenne. Sőt, tisztán szakmai alapokon valójában 300 m tengerszint feletti magasság alatt „ex lege” védett területté kellene nyilvání-

tani az őshonos, még természetes állapotú tölgyerdőket, facsoportokat, idős egyedeket – a lápokhoz, kunhalmokhoz, barlangokhoz hasonlóan –, tekintettel a változó klimatikus viszonyok miatti rossz felújíthatóságukra.

Szintén beszédes a holtfa példája. A Tvt. (sem más jogszabály) nem kötelezi az erdőgazdálkodót meghatározott minimális mennyiségű holtfa erdőben hagyására, csak lehetőségeket fogalmaz meg erre vonatkozóan¹⁶. Az erdőtervezők nem szoktak élni a lehetőséggel, hogy előírjanak minimális meghagyandó holtfát, az erdőgazdálkodók zöme pedig önszántából nem hagyja bent az erdőben az értékes faanyagot. A körzeti erdőterv vonatkozó erdőrészletlapjának megfelelő tevékenység elvégzése előtt az erdőgazdálkodónak úgynevezett Bejelentőt („Tervezett erdőgazdálkodási tevékenységek... számú bejelentés”), kell küldenie az erdészeti hatóságnak, aki védett terület érintettsége esetén továbbküldi a természetvédelmi hatóságnak, és érdeklődik arról, hogy felmerül-e új szempont, ami az erdőtervezés óta tudomására jutott. Ha nem, akkor hozzájárul, hogy az erdőgazdálkodó elindítsa a tervezett munkálatot. Az erdőgazdálkodó további kötelessége, hogy úgynevezett Műveleti lapot állítson ki, közvetlenül mielőtt elkezdi a munkát. A holtfa kitermeléséről („szaradékolás”) azonban nem kell Bejelentő, csak Műveleti lap, és erről az egyszerűsített eljárásról már nem értesül a természetvédelem, csak az erdészeti hatóság. Tehát a (fokozottan) védett területeken, ha az erdőgazdálkodó össze akarja szedni a holtfát (beleértve a kidőlt fát is), ezt megteheti úgy, hogy az hivatalosan nem jut a természetvédelem tudomására.

A Natura 2000 besorolású erdőterületek védelmének jelenlegi lehetőségei, tárgyalási tapasztalatok

Azok az erdőterületek, amelyek nem élveznek országos védettséget, viszont bekerültek a Natura 2000 hálózatba (jelentősebb erdőössztyepp-erdő területeink közül ilyen például a Nagykőrösi erdő), ott elvileg a Natura 2000 kormányrendelet (a 275/2004. (X. 8.) Kormányrendelet) kínál jogi eszközt a védelmükre.

Mire ad lehetőséget a Natura 2000 besorolás?

A Natura 2000 területbe sorolás ténye (a földhivatali ingatlan-nyilvántartáson túl) az erdőrészletlapokon is szerepel. A Natura 2000 hálózatba tartozó területeknél a 10 évente esedékes körzeti erdőtervezés során a nemzeti park igazgatóságokat is bevonják a tervezési folyamatba. Így a nemzeti park igazgatóságoknak – meghatározott pontokon – lehetőségük

¹⁵ Tvt. 33. § (8) bek.: „Véghasználat a (6) és a (7) bekezdésben meghatározott kivétellel csak a biológiai vágásérettséghez közeli időpontban végezhető.”

¹⁶ Természeti értékre, természetvédelmi szempontokra hivatkozva elvileg mennyiségi korlát nélkül lehet visszahagyni álló és fekvő holtfát, illetve a Tvt. általános irányelvei szerint jó, ha hagynak holtfát (Különösen a Tvt. 43. § (1) bekezdés utal erre, de áttételesen hivatkozható még: Tvt. 16. § (1) és (2) bek., 17. § (1) bek., 42. § (1) és (2) bek.)



5. ábra. Gyakran előfordul, hogy a különleges természeti értékű (európai szinten is nagy fontosságú) élőhelyek – az erdészeti előírások következtében – nehezen védhetők meg. A képen hegy-ségperemi helyzetű, ligetes-felnyíló, füves aljnövényzetű molyhos tölgyes, szálanként cserrel. Szárazságtűrő gyepi és erdei fajokban gazdag elegyes sarjerdő, a lösztölgyes egy változata. Ha ezt az állományt letermelik, regenerációjára már aligha van esély – Nyugati-Cserhát, Kosd (fotó: Bölöni János)

van érvényesíteni a természetvédelmi érdekeket az erdőtervezési folyamat során (ugyanaz vonatkozik védett természeti területekre is). Az erdőterv rendelet és a körzeti erdőtervezés – részletszintű tárgyalásokat megelőző – folyamatában elküldik a kezelési és fenntartási terveket, ezek hiányában kezelési állásfoglalásokat vagy Natura 2000 javaslatokat, illetve néhány ponton az erdészeti hatóság felé véleményezési joggal élhetnek.

A körzeti erdőtervezés során kiharcolt alapelvekért már nem kell a részletszintű tárgyalásokon részletenként megküzdeni, de a gyakorlat azt mutatja, hogy számos valós, pozitív gyakorlati következménnyel járó eredmény csak a részletszintű tárgyalásokon születik meg, ahol a természetvédelem képviselőjének nem ritkán az erdőtervezővel és állami erdő esetén a szintén jelenlévő erdőgazdálkodóval konfrontálódva, részletről részletre kell érvelnie a természetkímélő megközelítések mellett (5. ábra).

Bár a Natura 2000-besorolás a korlátozásokat illetően kevésbé erős védelmi kategória, mint a hazai védett természeti területté nyilvánítás (kevesbé részletesen szabályozott és általánosságban megengedőbb), egyes esetekben nagyon is erőssé válhat. Például, az a célkitűzés, hogy a jelölő élőhely „ne degradálódjon”, általában nem érhető el önmagában a Natura 2000 jogi státuszának köszönhetően, de ahhoz, hogy „ne semmisüljön meg”, érvként már fel lehet használni a Natura 2000-besorolást. Ugyanis ilyen mértékű veszélyeztetése esetén már akár az Európai Bizottság Környezetvédelmi Főigazgatóságához is lehet fordulni. Ilyenkor a Natura 2000-besorolás nagyhatású védelmi kategóriává válhat.

Mivel a Natura 2000 területeken belül a jó állapotú állományok gyakran a kultúrerdőkkel, illetve faültet-

vényekkel, vagy vitatható állapotú, tölgyelegyes állományokkal mozaikosan helyezkednek el, a természetvédelem képviselőinek feladata, hogy a részletszintű tárgyalásokon részletről részletre meggyőzzék az ellenérdekelteket arról, hogy melyek a mindenképpen védelmet érdemlő jelölő élőhelyek. Tény, hogy még a Natura 2000 területeken is a konkrét védett faj előfordulások, különösen a jelölő fajok jelentik a leginkább akceptált érvet, amin nincs vita, de az erdőtervező / az erdészeti hatóság álláspontja szinte minden esetben az, hogy a jelölő élőhely többi részét, ahol éppen nincs ilyen faj, tarra lehet vágni.

Általános tapasztalat, hogy a lokálisan-regionálisan értékes (nem védett) fajok jelenlétét, faállomány szerkezeti jellemzőket, dinamikai folyamatokat, fragmentációra, szegélyhatásra való hivatkozásokat és hasonlókat nehéz (gyakorlatilag lehetetlen) érvényesíteni. Kétségtelen, hogy ezek valóban nehezen objektívizálható tulajdonságok¹⁷.

Ha egy erdőtervezési tárgyaláson az erdőtervező és a természetvédelem képviselője – több tárgyalási kör után – végképp nem tud megegyezni, akkor ezt a tárgyalás jegyzőkönyvében rögzíthetik (nem csupán Natura 2000, hanem minden terület esetén). Ha a kérdés minisztériumi szintre jut, a döntésbe bevonják az Országos Erdő Tanácsot, amely erdészeti szakmai kérdésekben a Kormány közvetlen tanácsadó testületként tevékenykedik. Állásfoglalását minden félnek el kell fogadnia. Így elvileg független, szakértői döntés születhet, és például nem szükséges minden egyes esetben a napi érdekérvényesítéstől teljesen különböző időléptékben zajló tudományos alaposágú kutatásokat lefolytatni, ami gördülékenyvé teszi az ügymenetet. Megjegyzendő, hogy jelentősen lehetne fokozni a döntések előkészítettségét, azok tudományos megalapozottságát előkészítő tanulmányokkal, amelyek minden szempontot, aspektust kielemeznek, szükséges esetben akár független szakértők bevonásával.

Bár nyilvánvalóan sok tényező befolyásolja a természetvédelmi szektor kompromisszum-készségét egy-egy erdőtervezési tárgyalásakor, sok esetben úgy látjuk, érdemes lenne bátrabban, gyakrabban, jegyzőkönyvi szinten felvállalni a szakmai egyet nem értést, és szükséges esetben felsőbb szintre vitetni az ügyeket.

Specifikusan Natura 2000 területek esetén az erdőtervezési folyamat része a Natura 2000 elővizsgálat

¹⁷ Jogszabály-értelmezési kérdés, hogy egy adott állományt milyen esetben minősítsük jelölő élőhelyé. Sajnos gyakori vélemény az erdészek részéről, hogy ha az erdőtervben nem szerepel kocsányos tölgy, az eleve nem lehet pusztai tölgyes jelölő élőhely. Még a természetvédelmi botanikus szakértők között sem egyértelmű, hogy milyen összetételű és állapotú erdőre mondják rá, hogy jelölő élőhely (mert sok tényezőtől, szemponttól – pl. régiótól, domináns fajoktól, típusjelző/specialista fajok jelenlététől, tömegességétől stb. függ). Másfelől egyetértnek abban, hogy az Alföldön még az akáctengerben álló „három öreg tölgy” is védendő, többek között azért, mert jó kiindulópontja lehet később egy táji léptékű regenerációnak, akár intenzív módszerekkel történő rekonstrukciónak is...

és hatásbecslés. Ez a másik olyan beavatkozási pont, amelyhez szükséges lenne komolyabb szakértői megalapozottságot biztosítani. Jelenleg az erdészeti hatóság ítéli meg, hogy szükséges-e a hatásbecslés, és a hatásbecslési dokumentációt az erdészeti hatóság készíti el (elvileg az érintett nemzeti park igazgatóság véleményének figyelembe vételével). Az elkészült dokumentáció sokszor nem tartalmaz meggyőző érveket, a tárgyalás statisztikai adatok felsorolásában, és kevésbé megalapozott következtetésekben merül ki. Mindez természetvédelmi szempontból nem kielégítő: a jelölő élőhelyek és fajok szempontjából alaposabbá és egzaktabbá kellene tenni. (A Natura 2000 fenntartási tervekben nincsenek szabályozási szintű rögzített előírások, és nem tartozik hozzá végrehajtási eszközrendszer). Nagyon sok múlik az adott erdőtervező jó szándékán, szemléletén, ráfordítható idején, lelkiismeretességén, azon, hogy mennyire veszi figyelembe a meglévő szakértői anyagokat, illetve változó az is, hogy a nemzeti park igazgatóság kapacitása milyen mélységű véleményezésre ad lehetőséget.

Fontos figyelembe venni, hogy a jogszabályok számos erdőgazdálkodási elem tekintetében csupán lehetőségeket adnak meg, ami a szokásos, természetvédelemmel sok esetben ellenérdekelt erdőtervezési szemléletben egyet jelent a figyelmen kívül hagyással. Például, hiába Natura 2000 besorolású a terület, jó állapotú erdőssztyepp-erdőkkel, és hiába említi a törvény, hogy a legjobb három természetességi kategóriába tartozó, véghasználattal érintett erdőrészek esetén a faállomány élőfakészletének 5%-os mértékéig az erdészeti hatóság **előírhatja** hagyásfák, facsoportok meghagyását (Evt 73. § (4) bekezdés¹⁸), – ez nem kötelező! Hasonlóképpen, Natura 2000 területeken hiányzik a fakitermelés kötelező érvényű időbeli korlátozása, ami fontos lenne, esetenként még idegenhonos ültetvények esetén is (az Evt. 73 § (8) bek. csupán lehetőséget ad erre).

Újra hangsúlyozzuk, hogy mennyire sok múlik a részletszintű tárgyalásokon, és mindkét fél vérmérsékletén. Azon, hogy mennyire értő és nyitott szemléletű az erdész, és mennyire kitartó, higgadt, elszánt és erőteljes a természetvédelmi fél. Legtöbb esetben arról kellene meggyőzni az erdészeti tárgyalófelet, hogy mást tervezzenek, mint amit a megszokott sablonok alapján megszoktak.

Rendeltetés

A védelmi elsődleges rendeltetés megítélése a védett természeti területek esetében automatikus (Tvt. 32 § (1) bek.). (A természetvédelmi rendeltetés mellett más védelmi rendeltetés kategória – például talajvé-

¹⁸ Evt 73. § (4) bekezdés: „Az erdészeti hatóság természetes és természet-szerű, valamint származékerdőkben, véghasználat esetében, termőhelyi, tájképvédelmi, talajvédelmi és erdőművelési okokból előírhatja a faállomány élőfakészletének 5 százalékos mértékéig hagyásfák, facsoportok visszahagyását.”

delmi vagy honvédelmi – is vonatkozhat rájuk). Nem védett, „csupán” Natura 2000 besorolású erdőknél azonban nem feltétlenül kerül elsődleges rendeltetésként a „védelmi” besorolás a részletlapra. Elképzelhető, hogy csak „további rendeltetések” között szerepel (Natura 2000 Kormányrendelet 24 § (2) és (5) bek.). Ez a kérdés – ahogy már fentebb volt róla szó – például az Evt. 10.§ (2) bekezdés érvényesíthetősége miatt fontos.

A rendeltetés is a körzeti erdőtervek készítése és az erdőtervek elfogadása során dől el, tehát ebben a tekintetben is nagyon fontos szerepe van a tárgyalásokon részt vevő természetvédelmi képviselőnek, akinek a közösségi jelentőségű élőhelyek és fajok jelenlétével hatásosan, a konfrontációt is vállalva kell érvelnie a Natura 2000 elsődleges rendeltetés mellett. Általános tapasztalat, hogy a tárgyalásokon az erdészeti képviselői a konkrétan lokalizált jelölő/védett faj előfordulásokat objektívnak fogadják el, ám a jelölő élőhelyek megfelelő besorolását hajlamosak kétségbe vonni, például az állapotra, az inváziós fertőzöttségre, az egykorúságra, a természetes újulat hiányra hivatkozva.

Így történhet meg, hogy a Natura 2000 területeken belül található jelölő élőhelyeket tartalmazó erdőrészek sorra nem kapják meg az elsődleges Natura 2000 (vagy más védelmi) rendeltetést, véghasználati mód tekintetében pedig innentől kezdve szabad az út a tarvágás választásához. Ugyanis a Natura 2000 területeken található erdőfoltokon, akkor is, ha ezek jelölő élőhelyek, nincsen egyértelmű, vagy automatikus jogszabályi kötelezettség arra nézve, hogy ne írassanak elő tarvágást – a gyakorlat az, hogy elő is írják. Ezek azok az esetek, amikor az – elvileg a hazai jogszabályoknak megfelelően működő – erdészeti hatóság komoly nemzetközi következményekkel számolhat (mert a problémával a brüsszeli székhelyű Európai Bizottság Környezetvédelmi Főigazgatóságához lehet fordulni).¹⁹

További lehetőségek és akadályok

A jelölő élőhelyek megőrzésére vonatkozólag a már többször emlegetett „Natura 2000 rendelet” (a 275/2004. (X. 8.) Kormányrendelet) tartalmaz előírásokat, azonban a szabályozás (erdők esetében) nem eléggé konkrét, nem kellően mélyreható, és inkább lehetőségeket kínál fel, mint erős védelmi előírásokat. Például, tarvágás Natura 2000 területen elvileg nem végezhető, amennyiben az „Natura 2000 célokat

¹⁹ Tény az is, hogy egyes erdészeti hatóságok még erre sem mutatnak érzékenységet. Így történhetek meg azok a nagymértékű természetvédelmi károkozások, amelyek következtében végül nemzetközi, majd hazai hatóságok szabtak ki bírságokat (lásd pl. az ún. „Sajóládi ügyet”, de a Nagykőrösi-erdőben is megtörtént, hogy kivágtak egy erdőssztyepp-tölgyest, majd hagyták, hogy elakácosodjon). Az ilyen bírságolás után az illetékes erdészetek már jobban figyelnek a természetvédelmi szempontokra. Persze, az elpusztított erdőssztyepp-erdőket nem lehet helyreállítani.

veszélyeztetet” (275/2004. (X.8.) Korm. rendelet 8 § (2) bek.). Ennek gyakorlati fogantatosíthatósága azonban – ahogy már utaltunk erre – csekély, mert a „jelölő élőhely” minősítést az erdészeti ágazat nem minden esetben fogadja el, az Erdőtörvény pedig nem tér ki a jelölő élőhelyekre. (Láttuk, hogy a „közösségi, illetve kiemelt közösségi jelentőségű élőhely” besorolás még a Natura 2000 területeken belül is vitatott az erdészeti igazgatás részéről, Natura 2000 területeken kívül pedig számukra gyakorlatilag irreleváns.)

A jelölő élőhelyek megőrzéséért folyó küzdelmet nehezíti, hogy még abban az esetben is, ha a részlet-szintű tárgyalásokon sikerül kiharcolni valamilyen természetközeli módszer alkalmazását, ez önmagában nem oldja meg a tömeges fásszárú inváziós nyomás problémáját. Vagyis, az erdőssztyepp-erdők, különösképpen az alföldi tölgyesek esetén aktív természetvédelmi erdőkezelésre van szükség, csupán magára hagyással (pl. faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba sorolással) nem oldódik meg a védelem. (Bár nyilvánvalóan nagy előrelépés, ha legalább nem vágják le a tölgyest, így marad esély javítani az állapotán.)

Inváziós-visszaszorítás

Az erdőgazdálkodók saját jogértelmezésük szerint (a jogértelmezési vitáról is bővebben szólunk az inváziós fajokról szóló alfejezetben) nem kötelezhetőek inváziós visszaszorításra, a természetvédelem pedig csak az erdőgazdálkodó engedélyével, hozzájárulásával végezheti, amennyiben – többnyire pályázati alapon – sikerül ilyen célú támogatást szereznie. Sajnos bizonyos állami erdőgazdaságok illetékességi területén még ez a hozzájárulás is akadályozott. A szabályozás komoly hiányossága, hogy sem a védett, sem a Natura 2000 területekre vonatkozólag nincsen egyértelmű jogszabályi előírás a felszaporodó inváziós fásszárú növények visszaszorítására. Ez annak ellenére így van, hogy nem csupán a cserjeszintet hajlamosak elborítani, hanem folyamatosan felnőnek a lombkoronaszintbe is, potenciálisan csökkentve mind a valós mind az Evt. szerinti „egyszerűsített” természetességet. Noha a természetesség az Evt. szerint nem csökkenhet²⁰, ezt a passzust az erdészeti hatóság jellemzően csak a véghasználatok utáni célállapot meghatározásra vonatkoztatja (részletesebben lásd lent).

Az inváziósok tehát komolyan degradálják erdőssztyepp erdeinket, és az ágazatok közötti együttműködést és közérdeket szem előtt tartó kifejezett szabályozási szándék nélkül ma ez az egyik leginkább fenyegető veszély.

²⁰ Evt. 7 § (3) bek.: „Az erdőgazdálkodási tevékenységet úgy kell végezni, hogy az erdők természetességi állapota az erdőgazdálkodás következtében ne romoljon.”

Erdőtervezés és az erdők védelme 1. – Üzemmódok

A hatályos Erdőtörvény (a 2009-es Evt. (29. § (1) bek.) jól differenciált módon tartalmazza a lehetséges üzemmódokat:

- a.) Vágásos
- b.) Szálasó
- c.) Átalakító
- d.) Faanyagtermelést nem szolgáló.

A vágásos üzemmód esetén, a véghasználat időtartamát figyelembe véve, három típust különítenek el: szálasóvágás; fokozatos felújítóvágás; tarvágás. Ezt az erdőtervi lap fahasználati terv részében jelölik.

A b.), c.) és d.) típust nevezik „folyamatos erdőborítást biztosító” üzemmódoknak.

Öröndetes, hogy a 2009-es Evt.-ben ilyen markánsan jelennek meg a természetközeli gazdálkodásra jellemző üzemtervi kategóriák is. Egyrészt tanúsítja az erdészeti ágazatnak a természetközeli gazdálkodás iránti erősödő elköteleződését és szemléletváltását, másrészt a gazdálkodók, erdőtervezők számára lehetőséget, jogszabályi keretet teremt a törvényalkotó.

Vágásos üzemmód vs. folyamatos erdőborítás

A legnagyobb küzdelem napjainkban országos szinten azért folyik, hogy a súlypont a vágásos gazdálkodás felől a folyamatos erdőborítás irányába (b, c, d) tolódjon el. (A folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás nem zárja ki a természetvédelmi kezeléseket, az élőhely-fejlesztési és a célzott fajvédelmi célú beavatkozásokat.) Világos, hogy a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódnak (d) elsősorban a kiemelten értékes, ritka és sérülékeny élőhelyek esetében van létjogosultsága, amelyek másképpen nem őrizhetők meg. Ilyenek hegyvidékeken is bőven vannak, de kiemelt a jelentőségük sík- és dombvidékeken.

A tárgyalások folynak, azonban a változás a gazdálkodói szemléletben és az erdőtervekben is nagyon lassú, márpedig éppen az erdőssztyepp-erdők kedvezőtlen állapota miatt, különösen az alföldi tölgyesek esetében, nincs sok időnk: ahol nem sikerül megakadályozni a tarvágást, ott végleges pusztulással kell számolni.

Országos szinten nézve szükség van:

1) érintetlen területekre is (a ritka és érzékeny fajok élőhelyein, ritka és egyedi élőhely-típusokban), és kellene területek, ahol

2a) folyamatos erdőborítás mellett fenntartható gazdálkodás folyhat (ez kellene legyen a védett erdők általános kezelésmódja). 2b) Olyan eset is van, amikor már túl degradált az adott erdőtömb, és kifejezetten a fejlesztés érdekében kell beavatkozni, gazdálkodni. Itt egyedi stratégiák szükségesek.

3) a területek egy részén továbbra is létjogosultsága lenne a vágásos üzemmódoknak, az idegenhonos ül-



6. ábra. Kiemelkedő természeti, gazdálkodás-történeti és tájképi értékek a fáskaszálók és fáslegelők. Képünkön hegyvidéki fáskaszáló idős tölgyekkel, mezei szillel és vadkörtével – Dömös felett, a Visegrádi-hegységben (fotó: Kun András)

tetvényeknek, a szimpla faanyag termesztési szemléletnek.

Természetvédelmi szempontból mind az 1), mind a 2a) és 2b) megközelítés fontos: legyenek kvázi-ős-erdeink néhány száz év múlva (amelyek faanyagtermelést nem szolgálnak), illetve folyjon nagy területeken az erdőssztyepp-erdőket fenntartó (folyamatos erdőborítással járó) erdőgazdálkodás. Nyitott kérdés a kettő aránya, az, hogy mi legyen a hosszú távú reális cél és elvárás. Tapasztalatok szerint jelenleg a legnyitottabb erdészeti hatóságok is csak maximum 3–5%-nyi faanyagtermelést nem szolgáló „magterületet” látnának szívesen. Ez egy folyamat, ami reményeink szerint a viszonylag intenzív gazdálkodás irányából a viszonylag extenzív felé halad (6. ábra).

Zónarendszer

A régóta tervezett nemzeti parki zónák bevezetésének éppen az erdők esetében lenne nagy jelentősége, mert a zónarendszer egyértelműen, szakmai alapon foglalná magába az úgynevezett természeti övezeteket (magterületeket). Ez azért lenne fontos, mert jelenleg szinte kizárólag ott találhatóak faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódú erdők (d), ahol az erdészeti tevékenység lehetősége eleve korlátozott. Az erdőtervezők szívesen sorolnak ide például meredek hegyoldalon lévő, köves talajú, alacsony állományokat, (például a bokorerdőt), miközben a kevésbé szélsőséges termőhelyeken jellemző erdőtípusoknak (középhegységben például a cseres- és gyertyános-tölgyesek, alföldeken a gyöngyvirágos- és a pusztai tölgyesek, és még hosszan sorolhatnánk) kisszámú állománya van kivonva a művelésből. Rendkívül fontos nemzeti érdek, hogy minden természetszerű élőhelytípusunkból, élőhely-komplexünkünkől, ideális esetben jellemző tájrészletünkünkől legyenek gazdálkodást nem szolgáló területek.

A magterületek objektíven megmutatnák, hogyan reagál az adott erdőtípus például a klímaváltozás ha-

tásaira, tanulmányozhatók lennének a természetes erdődinamikai folyamatok. Ezeket a megfigyeléseket, kutatási eredményeket fel lehetne használni a faanyagtermelést szolgáló üzemmódú erdőrészek kezelésében is, értékes információkkal szolgálhatnának a gazdálkodási módszerek finomításához, fejlesztéséhez, valamint a klímaalkalmazkodást is segítenék.

Cél: a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód (d)

Az erdőssztyepp-erdők – kiemelten az alföldi tölgyesek – esetében jelenleg szinte mindenütt vagy a vágásos üzemmód (a), és ezen belül is a tarvágás, vagy a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód (d) szerepel a részletlapokon, más üzemmódok (és más vágásos típusok) jellemzően nem is kerülnek szóba. Alföldi területeken kísérleti jelleggel, valamint ártéri keményfás ligeterdőkben elvéve fordul elő a szálalóvágás (a), de sem a szálaló üzemmód (b), sem a fokozatos felújítóvágás (a) nem jellemző a körzeti erdőtervekben.

Le kell szögezni, hogy a folyamatos erdőborítást szolgáló háromféle üzemmód közül az erdőssztyepp-erdőknél **csak a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód (d)** jelenti a járható utat. Vizsgálatok és megfigyelések szerint (v.ö. VERŐ 2011, MOLNÁR 2014) az erdőssztyepp-erdők jelenlegi igen csekély felújulási (és felújíthatósági) kapacitásuk miatt még a szálaló üzemmódot (b) sem bírják el. Sőt, az ideális az az eset, amikor egyáltalán nem történik őshonos fafajokat érintő fahasználat. Mindezek a tények, igazságtartalmuk ellenére is, nehezen közölhetők pozitív üzenetként a gazdálkodókkal.

Az Erdőtörvény kínálta lehetőségek

A 2009-es Evt.-ben a következő két, első olvasásra kiemelkedő jelentőségűnek tűnő bekezdés szerepel (a szövegben tartalmi kivonatot adunk közre, az eredeti bekezdések lábjegyzetben olvashatók):

- A 10.§ (1) bekezdése szerint folyamatos erdőborítást biztosító üzemmód alkalmazása vált kötelezővé: állami tulajdonú, az erdőrészletlap szerint legjobb három természetességi kategóriák egyikébe (természetes, természetszerű, származék) eső, védelmi vagy közjóléti rendeltetésű erdőrészletet tekintve, erdőtervezési körzetenként bizonyos arányban (körzeti erdőtervezési időszakonként növekvő mértékben, először egyötöd, majd egynegyed, majd egyharmad területarányban).²¹
- A 10.§ (2) bekezdése szerint tilos a tarvágás az állami tulajdonú erdőkben, ha az adott erdőrészlet természetességi besorolása (a törvény szerint lehetséges hatféle állapotból) a legjobb három egyikébe esik (természetes, természetszerű, származék), és az erdőrészletlapon elsődleges rendeltetesként a védelmi vagy a közjóléti rendeltetés szerepel.²²

A fenti két bekezdésnek különösen nagy jelentősége lehet a jó állapotú, de a védett természeti területek közé nem sorolt erdőterületek esetében, hiszen itt más eszközünk alig létezik (ha van egyáltalán) arra, hogy a „sztenderd” erdőgazdálkodást a gyakorlati szinten valóban természetközeli módszerek irányába tereljük.

A fenti 10. § (1) és (2) bekezdések – állami tulajdonú erdők esetén – elvileg felhasználhatók a jobb állapotú, de védett természeti területnek nem nyilvánított erdőssztyepp-erdőink védelmében, amennyiben az erdőtervező meggyőzhető arról, hogy az adott állományt (elsődleges) védelmi rendeltetésüként²³ sorolja be.

A rendeltetés a különböző természetvédelmi státuszok esetében a következőképpen alakul: 1.) Védett természeti területeken az elsődleges rendeltetés automatikusan „természetvédelmi”. 2.) Nem védett Natura 2000-es területek esetében a „Natura 2000” védelmi rendeltetést nem kötelező az „elsődleges rendeltetéshez” sorolni (szerepeltethető csupán a „további rendeltetések” között). 3.) A semmiféle jogi védelmi státusszal nem rendelkező területek esetében pedig egyáltalán nincs előírás a „védelmi” rendeltetésre. Utóbbi két esetben (2, 3.) tehát kiemelten fontos az erdőtervező meggyőzése, hogy hajlandó legyen

²¹ Evt. 10. § (1): „Az egyes erdőtervezési körzetekben a védelmi és közjóléti rendeltetésű, a 7. § (1) bekezdés a), b), c) pontja szerinti természetességű állami tulajdonú erdő területének az e törvény hatálybalépését követő – a) első körzeti erdőtervezést követően legalább egyötöd részén, – b) második körzeti erdőtervezést követően legalább egynegyed részén, – c) harmadik körzeti erdőtervezést követően legalább egyharmad részén, az erdőterv határozatban foglaltak szerint, folyamatos erdőborítást biztosító átalakító, szálaló vagy faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódokat kell alkalmazni.”

²² Evt. 10. § (2): „A védelmi és közjóléti elsődleges rendeltetésű, 7. § (1) bekezdés a), b) és c) pontja szerinti természetességű, állami tulajdonú erdőben a tarvágás tilos.”

²³ „Védelmi rendeltetésű az erdő, amely különleges kezelést igényel, és ahol az erdőgazdálkodás gazdasági funkciója nem, vagy csak korlátozott mértékben érvényesül” (Evt. 24 § (1)). A „védelmi rendeltetés” valójában 16 féle lehetséges rendeltetést foglal magába (ld. Evt. 24 § (2)), itt csak néhány példát emelünk ki: természetvédelmi, Natura 2000, talajvédelmi, mezővédő, vízvédelmi, tájképvédelmi erdő.

elfogadni valamelyik „védelmi” rendeltetési kategóriát. Az Evt. 10. § (1) és (2) bekezdések szempontjából nézve nem csupán a „természetvédelmi”, hanem más „védelmi” rendeltetés-kategória is megfelel: erdőssztyepp erdőknél reálisan szóba jön a „talajvédelmi” rendeltetés. (A talajvédelmi rendeltetés alkalmazása gyakran gazdálkodói érdek, de kiemelten fontos az alföldi erdőssztyepp erdők megőrzése szempontjából is, részletesebben lásd lent). A gyakorlat azt mutatja, hogy a meggyőzés szakmai objektivitási viták és jogszabályi hivatkozási alapok hiánya miatt változó mértékben vezet eredményre.

Tény, hogy ma még léteznek olyan, magas természetvédelmi értéket képviselő, de jogi védelem alatt nem álló (sem védett természeti terület, sem Natura 2000 terület) alföldi tölgyes erdők (köztük pusztai tölgyesek), amelyek mindenképpen védelmet érdemelnének, de ezt jellemzően nem kapják meg a gazdálkodóktól (sem a magán-erdőgazdálkodóktól sem az állami erdőgazdaságoktól).²⁴ Ha pedig ez az érték valamilyen módon nem kerül be az erdészeti nyilvántartásba, nem nyilvánul meg az erdőtervekben, akkor védelmük hatóságilag nem foganatosítható, nem kérhető számon. A természetvédelmi szervek az ilyen esetekben hivatalosan nem kapnak meghívást, de elvileg részt vehetnek a nagy jelentőséggel bíró erdőrészletszintű tárgyalásokon. (A körzeti erdőtervezés többlépcsős folyamatának korábbi szakaszaiba gyakran bevonják őket, amennyiben a körzetben található védett vagy Natura 2000 terület.) Vagyis, a természetvédelem képviselőinek céltudatosan figyelniük kell a természeti értékkel rendelkező erdőrészletekre vonatkozó tárgyalások kitűzött időpontját, és részt kell venniük azokon. Ám, ha esetleg részt is vesznek az erdőrészlet szintű tárgyalásokon, többnyire kevés, az erdészeti hatóság számára meggyőző érv van a kezükben: általában a védett fajok előfordulási adataival, az általános természetvédelmi élőhely-értékkel próbálnak érvelni. Az ilyenfajta próbálkozások eredményessége a tapasztalatok szerint csekély. Emiatt a közelmúltban és napjainkban is felbecsülhetetlen természeti értékű erdőssztyepp maradványokat vágtak és vágnak le.

A végleges és katasztrofális mértékű elszegényedést előzhette volna meg a társulások, mint önálló entitások védelme – hasonlóan a védett fajokéhoz –, de ez nem került napirendre komolyabban, az Élőhelyvédelmi Irányelv mellékleteiben szereplő közösségi jelentőségű élőhelyek jelenléte pedig csak a Natura 2000 területekre vonatkozólag használható fel az érvelés során.

A fentieket kiegészítve és összefoglalva felsoroljuk, hogy jelenleg mi jelenti a legfőbb akadályát az Evt 10.§ (1) és (2) védelmi jellegű alkalmazásának:

²⁴ Erre példa egyik kiemelkedően értékes erdőssztyepp-maradványunk, a Pusztavacsi-erdő, amely változatosságával még ma is, még romjaiban is közösségi-, országos- és nemzetközi szinten a legmagasabb fokú védelmet érdemelné.

- Ha az állomány nem áll semmiféle jogi természetvédelem alatt, akkor a gyakorlatban nehéz elsődleges rendeltetésként „természetvédelmibe” soroltatni. Például a „származék” természetességi kategóriájú fehérynárasok esetén, vagy akár az olyan tölgyesek esetén, amelyekben nem ismert védett fajpopuláció, illetve nem sikerül meggyőzni az erdőtervezőt arról, hogy ez egy közösségi jelentőségű élőhely (például mert részlegesen el van akácosodva). Ez történik például a Pusztavacs melletti állami tulajdonú tölgyesekben, ahol a mai napig újabb és újabb erdőssztyepp-erdő maradványokat vágnak tarra.
- Ha Natura 2000 besorolású a terület, de másfajta jogi védelem alatt nem áll, akkor is ugyanez a helyzet! Bár a Natura 2000 területek automatikusan kapnak („Natura 2000”) védelmi rendeltetést, de nem feltétlenül elsődleges szinten (275/2004. Korm. rendelet, 24. § (2) és (5) bek.), így ez nem automatikus vagy közvetlenül működő védelem a tarvágást illetően (sem). (Ismételten megjegyezzük, hogy a Natura 2000 elsődleges rendeltetés önmagában nem zárja aki a tarvágást. A kizáráshoz állami tulajdonú, 1–3 természetességi állományról kell, hogy szó legyen.)
- A „talajvédelmi” rendeltetésbe soroltatás mindkét fenti esetben egy lehetséges alternatív út, részleteket lásd lentebb.
- Ha túlságosan nagy a nem őshonos (akár az inváziós) elegyarány a faállományban, és emiatt az állomány alacsonyabb természetességi besorolást kap, akkor az Evt 10.§ (1) és (2) bekezdései nem vonatkoznak (vagy nem vonatkoztathatók) rá. Ez azért probléma, mert az erdőrészletlapokon megjelenített, Evt. szerinti természetességi besorolás egyoldalú és statikus, gyakran nem esik egybe az ökológiai szempontú megítéléssel. Például inváziós fásszárúakban gazdag erdőrészleteknek is lehetnek jobb elegyarányú foltjai, vagy gyakran a magas inváziós fertőzöttség ellenére is lehet egy-egy állomány más szempontokból értékes (például gazdag lágyszárú flóra, ritka állatfajok jelenléte, idős korú, diverz őshonos fa- és cserjékészlet stb. amelyből az idegenhonosok visszaszorításával jelentős állapotjavulás lenne elérhető. Részletesebben lásd lent).
- Ha az állomány nem állami tulajdonú, akkor az Evt 10.§ (1) és (2) bekezdései szintén nem vonatkoznak (nem vonatkoztathatók) rá.
- Az Evt 10.§ (1) és (2) bekezdésekben foglaltak megvalósításával kapcsolatban itt jegyezzük meg, hogy a folyamatos erdőborítást biztosító üzemmódok közül az Alföldön szinte kizárólag a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódot alkalmazzák, elhanyagolható az átalakító és a szálaló üzemmód aránya. Ez (hazai) tölgyek dominálta erdőknél kifejezetten helyes, és lentebb részletezett okokból mást nem is tartunk megfelelőnek (sőt, a kocsányos és a molyhos tölgyet kímélni kel-

lene, bármilyen elegyarányban legyenek is jelen). Más őshonos fafajokból álló erdők, például hazai nyár (ültetvények) esetében viszont célszerű lenne elmozdulni a szálaló üzemmód irányába, vagy legalább kísérletesen megkezdni a szálaló üzemmód alkalmazhatóságának technológiai és ökonómiai tanulmányozását. Különösen azokra az erdőrészletekre gondolunk, ahol a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód nem eléggé indokolt, viszont tarvágás helyett indokoltak lehetnek a kevésbé drasztikus gazdálkodási formák. Ugyanis, ha nagy területen lehetne elegyesebb és jobb koreloszlású erdőkké alakítani az alföldi hazai nárasokat, és folyamatos erdő/erdőssztyepp borítást biztosítva rentábilisan gazdálkodni rajtuk, akkor a mainál természetyszerűbb, ökológiailag kedvezőbb (az élővilág számára átjárhatóbb és pufferezőként is hatékonyabb) mátrixot jelentenének a tölgy dominálta fragmentumok számára is. Ennek hiányában, a jelenlegi jog- és szokásrend következtében hosszú távon az erdőrészletek további polarizációja várható. Egyik, várhatóan kialakuló véglet a gazdasági erdők csoportja (kizárólag tarvágásos véghasználati módban), másik a faanyagtermelést nem szolgáló erdőké – egymással közvetlen szomszédságban.

- Az Evt 10.§ (1) bekezdés alkalmazása csupán lehetőség az egyes erdőrészletek szempontjából, nem biztos, hogy adott erdőrészlet végül belekerül a kötelező 1/5, később 1/4, majd 1/3-ba (a magyarázatot lásd fentebb). Általános gyakorlat – erről már esett szó –, hogy adott erdőtervezési körzetben az illetékes erdészeti hatóság először az erdőgazdálkodó számára legkevésbé rentábilis, gazdaságos fatermelésre amúgy is kevésbé alkalmas, gyakran korábban már amúgy sem használt területeket sorolja át faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba. Ha még van területarányos törvényi kötelezettsége, vagyis ha a törvényben előírt 1/5 (később pedig 1/4, majd 1/3) arány eléréséhez további területek szükségesek, akkor van lehetőség arra, hogy a természetvédelem is kifejthesse véleményét arról, hogy mely erdőterületek kerüljenek át faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba.

Például, a Kiskunság területén az erdészetek szívesen sorolják át faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba a borókás-nyárasokat – hiszen az ott található faanyag amúgy sem hozna jelentős hasznot, főként a felújítási költségekhez és kockázathoz képest nem. Szintén példa erre a Nagykőrösi-erdő azon része, ahol egy pályázat kapcsán a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság 90 éves használati jogot szerzett. Ezek is könnyen belekerülhetnek faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba.

Néhány esetben az is előfordul, hogy az állami erdőgazdálkodó hajlik arra, hogy erdőssztyepp-tölgyeseket soroljon át. Mégis, sok esetben természetvédelmi szempontból – a valóban sürgősen

megvédendő területek mindegyikének bevonásához – az első körös 1/5-ös területi részarány kevések bizonyul.

Meghatározóak a tárgyalások, illetve az átsorolások szempontjából a körzeti erdőtervben lefektetett elvek. Ezekről függhet például, hogy el lehet-e fogadtatni szempontként azt a tényt, hogy ha levágnak egy jelölő erdőssztyepp-élőhelyet, akkor hiába ültetnek a helyére őshonos fafajokat, attól az még nem lesz jelölő élőhely. Egyes erdészeti igazgatóságok hajlanak elfogadni ezt a szempontot, esetleg, mert Natura 2000 területekre vonatkozóan már tartanak az ilyen esetben várható (vagy meg is tapasztalt) „brüsszeli” (Európai Bizottságtól kapható) büntetéstől és az ebből következő további anyagi és presztízs-veszteségektől.

- Ha időközben nem módosítják az Erdőtörvényben a folyamatos erdőborításra való fokozatos (egy-harmad területi arányig elmenő) előírást, akkor hosszú távon az erdők állapotában is országosan érzékelhető, látványos javulás várható. Természetesen csak több évtizedes léptékben lesz érzékelhető a hatás, ami előbb szerkezeti, később fafaj-, majd korcsoport-összetétel szempontjából is megnyilvánul majd. Az alföldi erdőtervezési körzetek többségében (az idegenhonos faállományok rendkívül nagy aránya miatt) talán ténylegesen belekerülhetnek majd – legkésőbb az 1/3 arány érvénybe lépésekor – a legfontosabb védendő (jó állapotú, állami tulajdonú) erdőssztyepp-erdő állományok. Másfelől, kérdés, hogy két-három évtized múltán (amikor az adott körzet erdőtervezésére sor kerül majd) mennyi marad a jelenleg még a kritériumoknak megfelelő területekből (lásd például az inváziósok spontán terjedése miatti állapotromlás, vagy tölgyesek tarvágása...)

Néhány konkrét lehetőség az erdőrésztlapokon²⁵

Az erdőssztyepp-erdőket érintő körzeti erdőtervi tárgyalásokon (és az azt megelőző erdőterv rendeletek készítése során) a természetvédelem képviselője jellemzően a következő erdőrésztlap-rubrikák befolyásolásával sikeresen érhet el eredményt:

– Legfontosabbak: 1.) az üzemmód, és 2.) a rendeltetés (elsődleges és továbbiak).

– További lényegesek: 3.) fakitermelési terv, 4.) erdősítési terv (például így érhetjük el, hogy valamely fafajt vagy fafajokat a részleten belül ne vágjanak ki, vagy kíméljenek, illetve, hogy milyen fafajokkal erdősítsenek).

– A Megjegyzés rovatban: például 5.) a védett- és/vagy jelölő fajok és élőhelyek jelenléte a területen. 6.) Plusz előírások, például, hogy csak fagyott talajon- / csak vegetációs perióduson kívül lehet termelni. / Valamilyen rekonstrukciós tevékenységgel, vagy pályázattal érintett erdőrésztlet. / Felnyíló erdő. stb.

Erdőtervezés és az erdők védelme 2. – A felnyíló erdők

Gyakori eset az erdőssztyepp zónában (nem csak alföldeken, hanem a hegylábi- és dombsági területeken, például a Gödöllői-dombságban is), hogy szárad a fák koronája, csökken a koronaszint záródása, vagyis elkezd felnyílni az erdő. Ilyenkor erdészeti értelemben „leromlik” az állomány. Ha a besorolás szerinti kötelező záródást már nem éri el, akkor akár kötelezhetik is a gazdálkodót az erdőfelújításra, arra, hogy a záródást állítsa helyre. Ez gyakran felhasználatot is jelent, esetleg akár a teljes erdőrésztlet letermelését. Pedig a felnyíló folyamatban éppen az az erdőssztyepp dinamika érvényesült, amiről olyan sokat beszélünk, és ami az egyik legfontosabb – bár a klímaváltozás miatt ma kétségkívül igen drámai sebességgel zajló – természetes eleme az erdőssztyepp-erdők életének.

Az erdőssztyepp-erdők természetes dinamikáját tehát az erdészeti szabályozás nem kezeli eléggé rugalmasan, fennmaradásuk érdekében az esetek többségében a természetvédelmi ágazat képviselőjének kell felszólalnia. A szabályozás ebben a tekintetben jelentősen javult, leginkább azzal, hogy bevezetésre került a „felnyíló erdő” fogalma, amelyekben 70% helyett csupán 30% az előírt kötelező minimum záródás.²⁶ A „felnyíló erdő” megjelenik az Evt. fogalom-meghatározásában (Evt. 5. § (12) bekezdés²⁷). Nagyon nagy jelentőségű, hogy jogszabályba foglalták ezt a fogalmat: indikálja a jogszabályalkotásban részt vevő erdészeti ágazati szereplők haladó gondolkodását; a gyakorlati alkalmazásából fakadó természetvédelmi eredmények mellett pedig ez is hozzájárulhat az erdőtervezők, erdőgazdálkodók szemléletének formálódásához. Azonban a „felnyíló erdő” kategória csupán egy lehetőség. Minden érintett erdőrésztletnél külön kell kezdeményezni a „felnyíló erdővé” minősítést, el kell indítani az eljárást és esetenként meg kell küzdenie érte. Ezért még napjainkban is megtörténik, hogy letermelnek olyan nem védett vagy nem védett Natura 2000-es területen lévő erdőállományt, ami az erdőssztyepp-erdő dinamika felnyíló fázisában van.

²⁶ A felnyíló erdő fogalma éppen az alföldi erdőssztyepp erdők miatt került be a szabályozásba. Ez annak a ténynek a tudomásul vételén alapul, hogy a gyeperdő mozaik természetesen léteznek... Ezeket az állományokat – 30%-os záródás fölött – nem kezelik záródáshiányosként (Ld. Evt. 51. § (8) bekezdés).

²⁷ Evt. 5. § (12) bekezdés: „*felnyíló erdő*: olyan természetes, természetszerű erdőtársulás, illetve ezek származék erdői, amelyek természetes módon alacsony záródásban borítják a területet, ligetesek vagy erdő és sztyepp-foltok váltakozásával alakulnak ki, így különösen az erdőssztyepp erdők és a karsztbokor erdők.”

²⁵ Az ezekkel a pontokkal kapcsolatos legfontosabb részletekre és buktatókra kitérünk az egyes alfejezetekben.

Átsorolás a felnyíló erdő kategóriába – tapasztalatok és nehézségek

A felnyíló erdővé minősítés feltételei sajnos nincsenek egyetlen jogszabályban összegyűjtve. Az Evt-n kívül „Az erdészeti termőhelyfeltárás részletes szabályairól” szóló 36/2010 (IV. 13.) FVM-rendeletben is található vonatkozó előírás, nevezetesen a termőhelyfeltárás szükségessége.

A „felnyíló erdő” minősítést az erdőrészt-lapokon a „Megjegyzés” rovatban szerepeltetik. (Csakúgy, mint az egyéb természetvédelmi előírásokat, amelyek egyéb rubrikákba nem fordíthatók át). Adminisztratív szempontból tehát jónak látszik a helyzet, de az is tény, hogy az átsorolás gyakran nem egyszerű, nem problémamentes.

A legegyszerűbb eset, amikor egyértelműen jó állapotú, természetesen erdőssztyepp-erdőről van szó, és az átsorolás egy menetben megtörténhet. Jelenleg ez az egyik legfontosabb eszköz a védelemben. A környezeti erdőtervezés alkalmával mérlegelik, hogy természetesen módon – domborzati, klimatikus, talajviszonyok miatt – nyílt-e fel az erdő, illetve, hogy emiatt fátlan-e egy-egy területész.²⁸

Bonyolítja a helyzetet, ha egy állományt két erdőtervezés közötti időszakban szeretnénk átsorolítani a felnyíló erdő kategóriába, ez ugyanis erdőtervtől eltérő kérelemnek minősül. Ez is járható út, de ilyenkor egyebek mellett termőhelyfeltárást is kell végeztetni (hektáronként egy talajszelvény gödörrel stb.), ami meglehetősen költséges.

Gyakran jelent akadályt, sőt megoldhatatlan problémát az átsorolás a nem egyértelmű esetekben. Felnyíló erdővé csak a legjobb három természetességi kategóriájú (természetes, természetesen, származék) erdőt lehet nyilvánítani (Evt. 5 § (12) bekezdés). Vegyünk néhány jellemző példát!

a) Adott egy akácfoltokkal átszőtt, de ezt leszámítva jó állapotú, megóvásra és rehabilitációra érdemes erdőssztyepp-tölgyes, amely az erdészeti részletlapon akácelegyes tölgyesként szerepel, és faanyagtermelő erdőként van erdőtervezve. Természetvédelmi szempontból nézve ez egy akáccal fertőzött erdőssztyepp-erdő, amelyet aktív beavatkozással kellene helyreállítani – lehetőleg ki kell termelni belőle az akácot, mégpedig úgy, hogy a felújítási kötelezettséget elkerüljük. Ideális esetben ki lehet termelni olyan mennyiségű akácot, hogy az inváziós arány 20% alá csökkenjen, vagyis az erdőrészt elérje legalább a



7. ábra. Felnyíló homoki tölgyes állomány akác-eltávolítás után. Az akác-csoportok (az erdőrészt egészéhez képest) viszonylag kis területűek voltak, ezért nem keletkezett felújítási kötelezettség, helyükön megindulhat az erdőssztyepp gyepp komponensének regenerációja – Nagykőrösi-erdő (fotó: Kun András)

származék természetességi kategóriát, de ezzel párhuzamosan a megmaradt fák (lombkorona-vetületi) összborítása ne csökkenjen 30% alá. Ilyen szerencsés esetekben nincs további akadály: el lehet kezdeni a felnyíló erdővé minősítési eljárást (7. ábra).

b) Előfordulnak olyan esetek is, amikor a lehető legtöbb akác eltávolítása után (ha még többet vágnánk ki, akkor 70% alá csökkenne az összborítás, tehát azonnal felújítási kötelezettség keletkezne) az inváziós borítás még mindig eléri a 20% arányt. Emiatt az állomány az Erdőtörvény értelmében továbbra sem lehet „származék” természetességi, vagyis a felnyíló erdővé való átminősítést nem lehet elkezdni. Ráadásul, a megmaradt tölgyes részek természetvédelmi szempontból még mindig túlságosan át vannak szöve akáccal (vagy más inváziósokkal). Ilyen esetekben – előbb vagy utóbb – általában felújítási kötelezettség keletkezik, méghozzá ugyanolyan, mint bármely más letermelés után, illetve záródásihiányos esetben, márpedig az ideális célállapot egy gyeppel (fátlan foltokkal) átszőtt felnyíló tölgyes lenne.

Bármilyen okból keletkezett a felújítási kötelezettség, a felnyílóvá minősítési eljárásban további adminisztratív nehézségek is előfordulnak. Legkorábban akkor lehet elkezdni az átminősítést, amikor a hatóság a felújítást „sikeres első erdősítésként” átvette (a szokásos műszaki paraméterekkel, például a majdani, 70%-os záródáshoz szükséges csemeteszámot tekintve). Az állomány természetességének megállapításához ugyanis a felújításban jelen lévő őshonos fafajokat csak ettől a pillanattól kezdve veszik figyelembe (jelenlétük adminisztratív szempontból ettől kezdve javítja az őshonos arányt). Márpedig, egy sztyepp

²⁸ A Dél-Nyírségben, azokban a felnyíló erdő kategóriába már átsorolt állományokban (például az Álló-hegyi tölgyesben), ahol van újulat, az erdőfelügyelő ezt elfogadja, és nem írja elő a felújítási kötelezettséget. Ha ezek az állományok nem felnyíló erdő kategóriában lennének, akkor viszont kénytelen lenne előírni. A Nyírségben található, felnyíló erdő kategóriába sorolt pusztai tölgyesekre azonban gyakran nem a felnyíló erdővé nyilvánítás miatt nem írnak elő felújítási kötelezettséget, hanem – sajnos – azért sem, mert a tisztásokat, felnyíló részeket szinte azonnal benővik az inváziós fafajok, vagyis az összes záródás amúgy sem csökken 70% alá.

termőhelyen lévő őshonos ültetvényt nem egyszerű – akárcsak „sikeres első erdősítés”-ig is – eljuttatni. A felnyíló erdővé való minősíttetés procedúrája pedig még csak ezután következik. Ha már sikerült átminősíttetni felnyíló erdővé, sokkal kisebb csemeteszám is elegendő lesz az erdőfelújítás további szakaszainak elfogadásához. Sztyepp termőhelyen azonban még ez sem biztos, hogy reális elvárás, hiszen az akácok és fenyvesek esetében gyakran előfordul, hogy eredetileg természetesen fátlan foltról van szó.

Az említett példák – olyan esetek, amelyek korántsem ritkák a valóságban – jól mutatják, hogy ez az út nehezen járható. Ráadásul alföldi viszonylatban rendkívül nehézkes részleges talaj-előkészítéssel akác helyén hazai nyárást létrehozni. Ezért rutinszerűen teljes talaj-előkészítéssel végzik, ami után többé nem regenerálódhat az erdőssztyepp-erdő gyepszintje, így nem lesz belőle igazán jó állapotú, ökológiailag értékes erdő. Emiatt akár okafogyottá is válhat a természetvédelmi célú felnyílóvá minősíttetés... Ha viszont mégis részleges talaj-előkészítéssel történik meg a felújítás, akkor az eredmény (erdészeti hatósági szempontból) általában nem lesz „jó” (mert foltokban felritkuló, rossz növekedésű lesz). Ez akkor is így van, ha ökológiai szempontból tökéletesen érthető, hiszen állományunk (erdős)sztyepp-termőhelyen áll, a klíma pedig szárazodik. Az ilyen helyzeteket többnyire az erdészeti hatóság nem tűri sokáig, és a legjobb esetben tíz-tizenöt évnyi küzdelem után átsorolja a felnyíló kategóriába...

A felnyíló erdők kategóriája tehát, bár az erdészeti szakma szerint is „létezik”, jelenleg még nincs megfelelően összehangolva a felújítási kötelezettségekkel.

Fátlan és „záródáshiányos” területek

Ugyancsak szólnunk kell az erdőssztyepp-erdők erdőtervezése kapcsán az erdőterületeken lévő gyepek (tisztások, kopárok), nyiladékok, fátlan szegélyek helyzetéről, mivel ezek gyakran jelentős természeti értéket képviselnek.

Tapasztalatok szerint a nagyobb gyepek foltok – ide tartoznak már a 0,3–0,5 hektárosak is – mindenképpen célszerű tisztásként vagy kopárként besorolni, mert ebben az esetben nem számíthatunk bele a környező felnyíló erdők átlagos záródásának arányába (vagyis nem csökkentik azt), ami minimum 30%. Ha nem így teszünk, akkor esetleg a gypfoltot szegélyező felnyíló erdőállomány léte kerül veszélybe. Az alföldi régióban, ahol nagy a valószínűsége a természetszerű erdők záródás-csökkenésének, ezt már elővigyázatosságból is érdemes megtenni.

Az erdőállományok természetkímélő átalakítása során külön ügyelni kell arra, hogy – mondjuk éppen az inváziós-eltávolítás során – ne alakuljon ki összefüggően 0,5 hektárnál nagyobb záródáshiányos terület, vagy 0,5 hektárnál nagyobb területű tarvágás, mert az ilyen helyeken automatikusan felújítási kötelezettséget



8. ábra. A képen pusztai tölgyes állomány akác-eltávolítás után megmaradt foltja (háttérben egy másik erdőrézlet erdeifenyő ültetvénnel). Az erdőrézlet a beavatkozás következtében összefüggően ötezer négyzetméter meghaladó területen fátlanná vált (illetve a fák koronavetületének területaránya hetven százalék alá csökkent), ezért az erdőgazdálkodó köteles lett az erdőfelújítást elvégezni. Ez az előírás esetünkben jelentős természetvédelmi problémát okoz, mert az idegenhonos faj annak idején ritkás, fás-ligetes-gyepes élőhely-komplexeket kolonizált (vagy arra telepítették). Termőhelyi okokból tehát ezen a területen gyeppel, vagy legalábbis az erdészeti szabályozás által elvártan sokkal nyíltabb erdőállomány lenne természetes – Nagykőrösi-erdő (fotó: Kun András)

érnek elő. Ez egy általános szabály, vagyis akár a fahasználat, akár a természetes folyamatok következtében alakul ki, felújítási kötelezettség keletkezik (8. ábra).

A gyakorlatban emiatt állnak elő azok a helyzetek, amikor hiába indokolt természetvédelmi szempontból egy erdőállomány egy részének tarvágása az inváziós faj eltávolítása érdekében, mégis benne kell hagynunk valamennyi kivágandót, hogy ne lépjük túl a 0,5 hektáros limitet. Ha ugyanis felújítási kötelezettségünk keletkezik, akkor olyan – fentebb már részben említett – erdészeti előírásokkal (műszakilag meghatározott célállapotok, hektáronként meghatározott darabszámú, méretű fa) találkozunk, ami nagyon meg fogja nehezíteni (ellehetetleníteni) a természetvédelmi kezelést.

A támogatási rendszerekkel kapcsolatos tapasztalatok

A számos jogszabályi lehetőség mellett és ellenére is, az erdőssztyepp-erdők megóvásának lényeges előfeltétele a támogatási rendszerek differenciált és célorientált fejlesztése lenne.

Támogatások Natura 2000 területeken

Napjainkban a Natura 2000 területeken a magángazdálkodók felvehetnek terület-alapú kompenzációs

támogatást, magángazdálkodók és önkormányzatok pedig támogatást igényelhetnek például idegenhonos fajok visszaszorítására, erdőállományok kézimunka igényes ápolására, és bármilyen szektorba tartozó gazdálkodó (állami is) támogatást igényelhet fajcserés szerkezetátalakításokra.²⁹

A Natura 2000 támogatások ma egyre népszerűbbek, sokan mégsem élnek velük, egyszerűen azért, mert nem tudnak róluk.³⁰ Ezért az érdekelt szakmák képviselőinek, a természetvédelmi és erdészeti szakembereknek fontos feladata a gazdálkodók tájékoztatása. Megfigyelhető, hogy akik már beléptek, illetve megismerték a rendszer előnyeit, gyakran kifejezetten Natura 2000 területen belül próbálnak erdőhöz jutni. Sok gazdálkodó felismerte, hogy tevékenysége így pozitív célt szolgál, és emellett fix éves bevételhez is jut.

Egyes (hegyvidéki) területeken – a támogatási rendszernek köszönhetően – a Natura 2000-es területtel rendelkező magánerdőgazdálkodók körében terjedőben van az a meggyőződés, hogy megéri a folyamatos erdőkép biztosítása. Ugyanis ez a terület-alapú kompenzációs támogatások felvétele mellett rendszeres fahasználatot is lehetővé tesz (legalábbis az idősebb állományokban). A Natura 2000 területek tölgyeseinek tarvágását a rendkívül magas felújítási költség is hátráltatja. A támogatások és a felújítási költségek egyenlege együttesen már a tölgyesek megkímélését eredményezheti.

Egyre többen élnek a „fafajcserés szerkezetátalakításokra” felvehető támogatásokkal is (valójában nem a „szerkezetet”, hanem a fajaj „összetételt” változtatják meg). Alföldön főleg hazai nyárákra cserélnek nemes nyárat, akácot, erdei- és feketefenyőt. (Védett területen ezzel a törvényi kötelezettségnek is eleget tesznek.) Tölgy fajokkal történő elegyítés nem jellemző, de előfordul.

Az idegenhonos visszaszorítás támogatási lehetőségének kihasználtságáról nincsenek adataink, alföldi viszonylatban (természetvédelmi örök megfigyelései

alapján) valószínűleg nem sokan (távolról sem eleven) élnek vele. Tervben van a támogatás igénybevétele lehetőségének kiterjesztése az állami szektorra is, ez további pozitív irányú változásokra ad lehetőséget.

Néhány gondolat a szükséges változtatásokról

Ma még a természetvédelmi szempontból kívánatoshoz képest csekély arányban veszik igénybe az erdő-támogatásokat. Viszont, ahol már igénybe veszik, ott kedvezően változik, javul az erdők természetességi állapota. Bár zömmel a magánszférát (vagyis a területek csak egy részét) érinti a támogatási rendszer, érdemes lenne továbbfejleszteni. (Állami tulajdonosi szféra esetén pedig a támogatások helyett mindenekelőtt a központi profitelvárások tudatos csökkentése, az értékközpontú szemlélet előtérbe helyezése segítené a szálalóvágás, szálalás, faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódok felé való további elmozdulást, bővebben lásd alább).

Ha a támogatási rendszer érdekeltté tenné a magángazdálkodókat abban, hogy átálljanak a természetes folyamatokra alapozott erdőgazdálkodási módszerekre, akkor a természeti értékek fennmaradásának biztosítása sokkal hatékonyabb és eredményesebb lenne. Szemben a mostani rendszerrel, ahol a kisszámú természetvédelmi örre hárul az a feladat, hogy (erdőrészletről erdőrézletre) elérjék az erdészeti szabályozáson keresztül az állomány egészének természetközeli használatát, amihez még a konkrét természeti érték információkat is gyakran maguknak kell összegyűjteni.

A változtatás fontos és kívánatos elemei lennének azok, amelyek a gazdálkodókat az erdők állapotának javítására, kiemelten az idegenhonos állományok fajcseréjére és őshonos állományokon belül az idegenhonosak visszaszorítására inspirálnák. Habár, ebben az esetben nagyon körültekintően kellene szabályozni és ellenőrizni a beavatkozások módját is (a túlzott vagy gondatlan herbicid használat elkerülése érdekében).

Az erdők megőrzéséért végzett munka során szerzett általános tapasztalat, (ez a gyepes után kapott támogatásoknál is megfigyelhető), hogy a gazdálkodók rövid idő elteltével hajlamosak „alanyi jogon járónak” tekinteni a meglévő támogatásokat, egyúttal hajlamosak elfelejteni, hogy ezt bizonyos korlátozásokért vagy kötelezettségekért cserébe kapják. A tárgyalások és a természetvédelmi érdekérvényesítés során ezekkel a tényezőkkel is számolnunk kell.

Állami tulajdonú erdők esetén is igaz, hogy jelenleg az anyagi érdekeltség hiányában veszítjük el az utolsó idős és nagy kiterjedésű erdőssztyepp-erdőinket. Állami erdőkre korlátozottan lehet támogatásokat felvenni. Európai uniós szinten az a megfontolás áll e mögött, hogy az állam, a saját tulajdonát képező erdőkben elvileg eleve köteles lenne a közfeladatokat ellátni, és nem az anyagi haszonszerzés motivációja

²⁹ Az erdőterületekre igényelhető támogatások az alábbi jogszabályokban találhatóak:

32/2008. (III. 27.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból az erdészeti potenciál helyreállítására nyújtandó támogatások igénybevételeinek részletes szabályairól

139/2009. (X. 22.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból az erdőszerkezet átalakításához nyújtandó támogatások részletes feltételeiről.

124/2009. (IX. 24.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból az erdő-környezetvédelmi intézkedésekhez nyújtandó támogatások részletes feltételeiről.

41/2012. (IV. 27.) VM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból a Natura 2000 erdőterületeken történő gazdálkodáshoz nyújtandó kompenzációs támogatás részletes szabályairól.

25/2012. (III. 20.) VM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból a fiatal erdők állományneveléséhez nyújtandó támogatások részletes feltételeiről.

³⁰ Bár a területalapú támogatás erdők esetében jelenleg (2015 nyarán) nem túl nagy összeg, mintegy 30–40 000 Ft/hektár, viszont a gazdálkodó ehhez minden évben hozzájuthat, ellentétben a fahasználatból származó bevételekkel.



9. ábra. A legszárazabb homoki termőhelyeken (borókás-nyárasokban) már néhány év alatt jelentős eredményt érhetünk el az akác-visszaszorítással. Itt az akác kevésbé vitális, és (az annak idején talaj-előkészítés nélkül telepített) ritkás akác-állományok alatt a homoki flóra jelentős mértékben megőrződhet. A képen a kisarjadt akácok vegyszerrel kezelt, elpusztult sarjcsokrai láthatók – Csevharaszi Borókás (fotó: Kun András)

kellene, hogy meghatározó legyen. A közfeladatok pedig nem a szűken értelmezett „közjólét” fogalmában merülnek ki. (Napjainkban divatosak lettek a „közjólét” égisze alatti beruházások, fejlesztések, de a gyakorlati tettek szerint jellemzően csupán turisztikai, élmény-vadászati, sport és rekreációs jellegű haszonsvételeket értenek alatta). Az, hogy egy állami erdőgazdálkodó „fát vág vagy természetet véd”, a kormányzat döntésén múlik. A kormányzat pedig a Natura 2000 hálózat létrehozásával nemzetközi kötelezettséget vállalt, amelyet saját eszköz- és intézményrendszerén belül kellene teljesítenie. Állami alapfeladathoz pedig az Európai Unió nem ad támogatást. A kormány döntésén múlik, hogy végre akarja-e hajtani azokat a közfeladatokat, amiket már formailag vállalt. A hangsúly tehát állami erdők esetén a központi szándékon van, szemben a magánerdőgazdálkodókkal, akiknél a pénzügyi támogatások jelentik az egyetlen eszközt a döntéseik, módszereik befolyásolására.

Állapotjavító kezelések, a táji léptékű tervezés és pufferzónák kialakítása

A bevezetésben többször említettük az erdőssztyepp-zóna fogalmát, és említettük, hogy az erdőssztyepp-vegetáció kialakításában sokféle (erdős-, cserjés- és gyepest) élőhely vesz részt. Az erdőssztyeppnek ugyanis alapvető jellemzője a mozaikos-

ság, az élőhelyek kisebb-nagyobb foltjainak diffúz hálózata. Mindebből következik, hogy az erdőssztyepp-erdők, és a hozzájuk kapcsolódó cserjés- és fátlan növényzetű foltok csak táji léptékű kezelés és védelem, illetve élőhelyrekonstrukció esetén őrizhetőek meg jó állapotban (9. ábra).

A természetvédelmi és erdészeti gyakorlatban ez a cél két, hasonló fontosságú léptékben valósul meg: (1.) a meglévő, többé-kevésbé természetzerű állapotú foltok (élőhelyek és élőhely-komplexek) védelme és állapotjavítása, és (2.) a jó állapotú foltok közvetlen környékén, illetve azok között történő beavatkozások (a pufferzónák és az ökológiai folyosók kialakítása). A következőkben az ideális (tehát a valóságban nem minden esetben maradéktalanul megvalósítható) kezelés sémáját vázoljuk fel, és kitérünk az egyes tevékenységekkel kapcsolatos tapasztalatokra.

A jó állapotú állományokban a legfontosabb teendők az alábbiak:

- Őshonos fajokat érintő fahasználat teljes kizárása, át-sorolás faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba;
- Inváziós fajok visszaszorítása. Erről az alábbiakban külön alfejezetben szólnunk.
- A fajgazdag erdő-gyep szegélyeken mechanikus cserje-visszaszorítás (vegetációs perióduson kívül), és ehhez szorosan kapcsolódóan a környező gyepekben a kíméletes legeltetés. Utóbbi módszertana kevésbé kiforrott, esetenként (tájanként, konkrét élőhely-típusonként) óvatosan kell próbálgatni, a hatások dokumentált nyomon követésével. A tisztások / kopárok gyepei általában a növényzet gazdagodásával reagálnak arra, ha időnként megjárjuk juhokkal – első közelítésben érdemes például minden második csapadékos évben próbálkozni. Erdőként nevesíthető területeken (amelyekre kiterjed az erdőtervezési kötelezettség) és ezek szegélyein tilos a legeltetés.
- A nagyvad létszámának apasztása. A vadkár témaköréről később részletesen szólnunk, most csak annyit említünk meg, hogy ez elsősorban regionális, de még inkább országos szinten lenne érdemben kezelhető. A nagyléptékű megoldás késlekedése miatt ma általában nagy területeket körbevevő kerítéseket vagyunk kénytelenek építeni, ami tájidegen, rendkívül drága, és karbantartás-igényes. A kerítés állapotát rendszeresen ellenőrizni is kell. A vadkizáró kerítéseken belüli szegélyeken általában erőteljes cserjésedés indul meg, ez azonban szükség szerint (például, ha a cserjésedés a még megmaradt lágyszárú flórát veszélyezteti) cserjeirtással, kontrollált legeltetéssel kezelhető, míg a vadkizárás hiányában a nagyvad orvosolhatatlan természetvédelmi kárt okoz.
- Megemlítjük a mesterséges állománykiegészítés jellegű faültetést, de ez nem mindenütt tartozik a legfontosabb teendők közé. Helyről-helyre megfontolandó ugyanis, hogy szükséges-e az erdő komponens

mesterséges módszerekkel történő, esetleg erőltetett fenntartása. Mivel a legtöbb terület természetes erdőssztyepp-erdő dinamikáját nem, vagy alig ismerjük, kétséges, hogy ragaszkodnunk kell-e a fás részek bizonyos arányához, vagy akár a kocsányos tölgy erőltetett felújításához.

A táji léptékű élőhelyrekonstrukció

Az erdőssztyepp-erdők esetében az optimális kiterjedést az jelentené, amikor nincs térbeli korlátja a természetes erdőssztyepp dinamika érvényesülésének. Ez tenné lehetővé, hogy a jelenleg szárazodó klímában is maradjon valamennyi erdő-fás terület (erdő-refúgium, például mélyebb fekvésű területeken, északi kitettséggű domboldalakon), ahonnan később újra terjeszkedhetne az erdő, illetve a hozzá kötődő állati és növényi közösségek.

A valós helyzet azonban jelenleg az, hogy az erdőssztyepp-erdőink olyan mértékben fragmentáltak, hogy ha például egy nagy kiterjedésű (több tíz hektáros) alföldi erdőtagból eltűnik a kocsányos tölgy, akkor szinte bizonyos, hogy természetes úton többé nem tud visszatérni. Persze, ez még inkább igaz számtalan, a tölgyesekhez kötődő növény-, állat- és gombafaj esetében. Ugyancsak meghatározó negatív hatású körülmény jelenleg az inváziós fásszárúak terjeszkedése, és a fragmentáció számtalan negatív hatása (erősödő szegélyhatás, állományklíma eltűnése, fajpopulációk elszigetelődése stb.). Mindezeket összevetve, ahhoz, hogy az optimális állapot felé léphessünk, illetve, hogy hosszú távon (több évszázados időléptékben) biztosíthassuk az erdőssztyepp-erdők fennmaradását, ezer-hektáros léptékű élőhelyrekonstrukcióban kellene gondolkodni.

Napjainkban ez elsősorban azt jelenti, hogy legelőször a még meglévő erdőssztyepp-állományok között lévő faültetvényeket intenzív módszerekkel át kellene alakítani őshonos ültetvények mozaikjává. Évszázados léptékben gondolkodva ezek majd féltermészetes-természeteszerű élőhelyekké regenerálódhatnak. Az őshonos fafajú állományok által alkotott pufferezónák különösen fontosak az inváziós nyomás csökkentése szempontjából. További jelentőségük, hogy többé-kevésbé átjárhatóak a természetes erdőssztyepp állományfoltok fajai számára, vagy lehetőség szerint minél nagyobb részük számára, tehát mint ökológiai folyosók is fontosak.

A fentiekből az is következik, hogy a még létező erdőssztyepp-erdő fragmentumok megőrzése és állapotának javítása (helyreállítás) bizonyos értelemben ugyanazt a tevékenységet jelenti. Vagyis, amellett, hogy az első számú, alapvető pont a meglévő tölgyesek fenntartása, tudatában kell lennünk annak, hogy a kis területekre visszaszorult, mindinkább elszigetelődő erdőssztyepp-állományok nagyobb léptékű élőhelyrekonstrukciós tevékenység hiányában hosszú távon nem őrizhetők meg.

Ez a tevékenység tipikusan állami feladat, hiszen a több ezer hektáros léptékben egységes, védelmi célú erdőtervezéshez magas szintű döntéshozói és hatósági szándéokra lenne szükség.³¹

Természetesen, ahogy a fejezet korábbi részeiből is kitűnik, nagyon sokat tehet az erdőgazdálkodók és az erdészeti hatóságok szakembergárdája, de kétségtelen, hogy a leghatékonyabb és bizonyosan a legeredményesebb az lenne, ha legalább a szentély jellegű erdőssztyepp-erdőinket, és környezetüket olyan szervezetek kezelhetnék (erdőgazdálkodóként), akik nem elsősorban profitot kénytelenek belőlük termelni.

Ugyancsak szükséges lenne jelentősen továbbfejleszteni a jelenlegi pénzeszközöket legalább 1.) az őshonos fajokat érintő fahasználat bevételekiesésének kompenzálására, 2.) az inváziósok aktív visszaszorítására és 3.) az idegenhonos fajú faültetvények fajajcserével járó átalakítására. Ezzel párhuzamosan rendkívül fontos lenne a partneri viszony szellemének megteremtése a ma gyakran ellenérdekelt felek között.

Erdőfelújítási kérdések

Az Erdőtörvény (2009. évi Evt.) 51. § (7) bekezdése szerint: „A véghasználat befejezését követően, továbbá, ha az erdő faállománya összefüggően ötezer négyzetmétert meghaladó területen bármilyen okból kipusztult, illetve a faanyagtermelést szolgáló erdőrészekben a fák koronavetületének területe az erdőrészt területének hetven százaléka alá csökkent, az erdőgazdálkodónak az erdőfelújítást két éven belül meg kell kezdenie, és az e törvény végrehajtására kiadott jogszabályban meghatározott határidőre be kell fejeznie.”

Felújítási kötelezettség keletkezése és teljesítése

A jelenlegi erdőművelési gyakorlatban többnyire véghasználat (az Alföldön jellemzően tarvágás) után keletkezik felújítási kötelezettség. Ahogy már fentebb említettük, figyelembe kell venni azt is, hogy ha inváziós visszaszorítást végzünk (például egy tölgyest szeretnénk megtisztítani az akáctól), és 1.) a visszaszorítás következtében 0,5 hektárnál nagyobb össze-

³¹ A táji léptékű tervezés felvázolt logikája nagymértékben eltér az erdészeti ágazatban uralkodó gondolkodásmódtól. Az erdészeti szakigazgatás adminisztrációs szempontból (is) elsősorban erdőrészekben gondolkodik és tervez. Emellett legfeljebb erdőtervezési körzetek statisztikái, elvei kerülhetnek szóba (ami pedig túl nagy terület), a kettő közötti térlépték kiesik az erdészeti ágazatban dolgozók látóköréből. Így például erdőrészek szomszédosságában gyakorlatilag egyáltalán nem gondolkodnak (pláne nem élőhelyfoltokban, vagy élőhelyfoltok szomszédosságában), hiszen az erdőrészek határai általában nem azonosak a valós élőhelyfolt-határokkal. Nem veszik figyelembe, hogy például mi van egy tölgyes folt mellett, így nem gondolkodnak pufferezónában, nem foglalkoznak azazal, ha például a legjobb állapotú tölgyes folt mellett közvetlenül inváziós állomány van. Emiatt a természetvédelmi ágazatra hárul a táji léptékű szempontok képviselete, ami jellemzően szemben áll az erdészek elképzeléseivel és érdekeivel.

függő fátlan folt keletkezik, vagy 2.) az összborítás 70% alá csökken, akkor az szintén felújítási kötelezettséget von maga után.³² Ilyen esetekben a felújítási kötelezettség teljesítésére általában lehet részterületi felújítást is végezni (hacsak más – pl. növényegészségügyi – okból nem rendel el a hatóság a teljes területre tarvágást).

Az „erdő helyén erdőnek kell lennie”: röviden így hangzik az erdészeti ágazatban (történelmi okokból) meggyökeresedett dogma. Regionális / országos léptékben alapvetően jó, hasznos alapvetés, hogy az erdőterület, mint vegetációs felszínborítási típus törvényi védelem alatt áll: van egy alapvető erdősültségi arány, amit célként kitűz az ország. Ez hasznos abból a szempontból, hogy például elejét veszi az erózióknak, a nagy területű terméketlen kopárok kialakulásának, fontos levegő- és klímavédelmi szempontból stb. Mint általános célkitűzés tehát nem vitatható, viszont az erdőssztyepp zónában – speciális helyzete és jellemzői miatt – kifejezetten korlátozó tényezővé válik, ezért ezt a régiót kivételként kellene kezelni. Jelenleg vélhetően egy szárazodási klímaperiódusban vagyunk, vagyis az erdőssztyepek természetes dinamikája szerint az erdőkomponens visszaszorulása és a gyeppkomponens kiterjedése várható. Ez esetenként az erdő szélsőséges felnyílását, fátlan foltok keletkezését jelenti, ami (30%-os záródásig) elvileg kezelhető a „felnyíló erdő” kategóriával.

Sokkal nehezebb megoldást találni a kialakuló csökkenő erdősültségi problémára a következő esetben: A XIX–XX. században azokra a helyekre is telepítettek akácot és fenyőt, ahol korábban gyepek voltak, és a tölgy nem maradt volna meg (esetleg csak kisebb-nagyobb ligetek formájában, sztyepp-erdő mozaikként lehetett jelen), de még a nyár is alig. Ezek a területek a napjainkban letermelésre kerülő akácok és fenyvesek helyén nem az „erdőt” kellene helyreállítani (felújítani), hiszen hazai fajok itt nem, vagy csak alig-alig maradnak meg, hanem tisztásokká (vagy kopárokká) kellene minősíteni. Az erdészeti szabályozás miatt azonban mégis kötelező „erdőt” létrehozni, és ez a természetvédelmi szemléletű gazdálkodó számára lehetetlen helyzetet teremt. Az „erdő helyén erdőnek kell lennie” alapú gondolkodás (és az ebből következő törvényi szabályozás) miatt tehát nem lehet elfogadtatni az erdészeti hatósággal, hogy csökkenhessen az erdőterület (10. ábra).



10. ábra. Felújítás levágott erdeifenyő ültetvény helyén. A fenyőt évtizedekkel ezelőtt nyílt homokpusztagyepre telepítették, és a teljes talaj-előkészítés következtében az eredeti fajkészletnek hírmondója is alig maradt. A közelmúltban letermelt fenyőállomány helyére a törvényi szabályozás következtében fákat kell telepíteni, pedig ökológiailag a gyepp visszaállítása lenne indokolt. Ebben a kényszerhelyzetben újból teljes talaj-előkészítést kellett alkalmazni technológiai okokból, a termőhelyi viszonyok következtében, illetve a jelentős inváziós veszély miatt – Csevharaszi Borókás (fotó: Kun András)

Az erdőrézlet-határok módosításának kedvező tapasztalatai

Sok esetben megoldást jelent az erdőrézletek határainak célzott, alaposan megtervezett módosítása. Ezt a módszert a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság szakemberei eredményesen alkalmazták a Csevharaszi Borókás egy 55 hektáros területén, ahol nagy volumenű pályázati program kapcsán lehetőségük nyílt átfogó tájrekonstrukciós beavatkozásokra. Alapesetben, ha csak kitermelték volna az akácokat (részterületi tarvágással), csereerdősítési-, vagy felújítási kötelezettség keletkezett volna. Mivel egyik sem volt reálisan kivitelezhető, a projekt előkészítése során olyan javaslatot készítettek egy új erdőrézlet-határ rendszerre, hogy a tervezett idegenhonos visszaszorítás után se csökkenjen az adott (új határokkal számolt) erdőrézletek záródása 30% („felnyíló erdő” esetén), vagy 40% alá („talajvédelmi erdő” esetén), illetve a fátlanná váló terület mérete sehol se érje el a 0,5 hektárt. Az ilyen módon készített javaslatot adták be kérelemként az erdészeti hatósághoz. Az erdőrézlet-határ módosítás – az erdészeti hatóság nyitottságának és rugalmasságának köszönhetően – viszonylag egyszerű folyamat volt, pedig gyakorlatilag az összes határt módosították. Ezek után az akác-kitermelésekre vonatkozó kérelmet erdőtervtől eltérő „egyéb termelésként” adták be. Ezt követően nem volt helye felújítási kötelezettségnek. Ily módon – a hatályos jogszabályok alkalmazásával – elérték a fő természetvédelmi célt: az akácok helyét homoki gyepp vehette át a borókás-nyárasok mozaikjába ékelődve, vagyis megkezdődhetett az egykori élőhely-mozaik regenerálódása.

Fontos tapasztalat, hogy (többek között) alföldi homokon sok esetben megoldást jelent a „talajvédelmi erdővé” minősítés is, amely sokkal egyszerűbb hatósági folyamattal érhető el, mint a „felnyíló erdő” kategóriába sorolás. Termőhelyfeltárás ugyanúgy szükséges hozzá, de nem feltétel az őshonos/idegenhonos fajok megfelelő aránya. Gyakorlati szempontból

³² Igaz ugyan, hogy a gyakorlatban nem mindig olyan automatikus adminisztratív folyamat részeként róják ki a felújítási kötelezettséget, mint például a papírforma szerinti véghasználat után. Például, amikor egy 0,7 hektáros akácot tarvágásra jelentenek be, akkor ezt automatikusan számon tartják. Ha „spontán”, illetve természetvédelmi kezelés során keletkezik ugyanekkora akácmentes terület egy nagyobb erdőrézleten belül (pl. akác visszaszorítás miatt), akkor a kötelezettség megállapítása a gyakorlatban az erdészeti hatóság képviselőjének szemléletétől és szándékától is függ.

pedig gyakran már a talajvédelmi erdőknél előírt minimum 40%-os záródás is megoldást jelent a védelem szempontjából (amikor az általánosan érvényes minimum 70% záródási követelmény nem teljesíthető).

Lehetőségek és valóság

Adminisztratív szempontból léteznek olyan szabályozási lehetőségek, amelyek elvben lehetővé teszik, hogy egy adott területet kivegyünk az erdő művelési ágból, és erdő helyett például gyepp lehessen ott. Ezt az úgynevezett csereerdősítés keretében vagy erdővédelmi járulék fizetésével (lásd Evt. VIII. Fejezet) lehet megtenni.

Csereerdősítéskor ki kell jelölni egy másik (legalább ugyanekkora, vagy nagyobb kiterjedésű) területet, ahol a művelésiág-váltás fordított irányú. Ez első olvasatra jó megoldásnak tűnhet, de nagy területekre vonatkozóan nagyon nehéz (nem életszerű) megoldani a csereerdősítést, a részletesen szabályozott kritériumok és az erdőgazdálkodók rendelkezésére álló alkalmas földterület hiánya miatt. Az erdővédelmi járulék összege pedig irreálisan magas ahhoz, hogy ezt nagy területek rekonstrukciós törekvéseinek keretében alkalmazni lehessen.

Felújítás tarvágás után

Abban az esetben tehát, ha nem sikerült megakadályozni egy erdőssztyepp-erdő tarvágását, illetve ha nem sikerült kivenni erdő művelési ágból az amúgy erdőnek alkalmatlan termőhelyű területet (például akácos, fenyves letermelése után), a következő kérdések, hogy 1.) milyen fafajokkal, és 2.) milyen módszerrel történjen a felújítás. Ugyanezek a kérdések merülnek fel akkor is, amikor a megóvandó erdőállományokat körülvevő idegenhonos faültetvények tarvágása után keletkezik a felújítási kötelezettség.

Teljes talaj-előkészítés

Az alföldi és dombvidéki régióban szinte minden esetben, különösen homok alapkőzeten a teljes talaj-előkészítés utáni mesterséges felújítás, illetve (akác és hazai nyárák véghasználata után) a sarjztatás jelenti a standard erdőgazdálkodást.

A teljes talaj-előkészítéssel járó folyamat leegyszerűsítve: levágják a faállományt, kítuskózzák, gyökerfésülik, majd a területet mélyen felszántják, végül csemetékkel beültetik. A kivágott fák tuskóit a talaj felső rétegével együtt tolólapal több méteres magasságú – gyakran több száz méter hosszú – úgynevezett tuskóprizmákba tolják össze. A tuskóprizmákon könnyen megtelepszenek az inváziós növényfajok, és a későbbiekben a további invázió kiindulópontjaivá válnak. Emellett, természetidegen felszíni alakzatokként, a tájban honos növény- és állatfajok természetes mozgását/terjedését akadályozzák.



11. ábra. Száraz homokháton az inváziós-eltávolítást és teljes talaj-előkészítést követően ültetett fehér nyár állomány. A sorközöket rendszeresen ápolják, így a selyemkóró és az akác csak a sorokban mutatkozik – Csévharaszi Borókás (fotó: Kun András)

Ezek a módszerek megsemmisítik az aljnövényzetet, a talaj magkészségét, és jelentős humuszvesztést is okoznak. Többek között ennek a következménye, hogy gyakran találkozhatunk olyan hazai tölgyes és hazai nyáras ültetvényekkel, amelyek aljnövényzete alig különbözik egy idegenhonos faültetvényétől: jóformán semmi nem marad, vagy alig-alig található meg bennük az eredeti aljnövényzet maradványa (11. ábra). A kutatások azt mutatják, hogy – belátható időn belül – nem tudnak visszatérni az erdőssztyepp-erdőkre jellemző lágyszárú fajok (a mindenütt jelenlévő zavarástűrő, és a gyorsan terjedő úgynevezett generalista fajok alkotják a gyepszintet).

Részleges talaj-előkészítés

A teljes talaj-előkészítés tehát egyet jelent a közösségi jelentőségű élőhely megszűnésével, és ez akkor is így van, ha a felújítás tölgyvel történik! Az érvényes erdészeti szabályozás ebből a szempontból is végzetesen problematikus: ma ugyanis az erdőssztyepp-erdők termőhelyei a szárazodás következtében többnyire nem alkalmasak arra, hogy ott a kíméletes módszerrel – úgynevezett részleges talaj-előkészítéssel – és őshonos fafajjal újítsuk fel az erdőt (módszertani kivételt lásd lent). Ezt mutatják a Nagykőrösi-erdőben szerzett inváziós-eltávolítási és őshonos fafajú felújítási tapasztalatok is.

Mielőtt ugyanis a hatóság „erdőként” átveszi az állományt, az erdőstítést több fázisban is sikeresnek kell nyilvánítania (ezek szabatos neve: „sikeres első erdőstítés”, majd egy következő fázisban az „erdőfelújítás befejezése”). A több lépcsős folyamat során az erdészeti hatóság szakemberei az Evt. végrehajtási rendeletében (153/2009 (XI. 13.) FVM rendelet) közreadott műszaki paraméterek teljesülését ellenőrzik. Ha az időközi ellenőrzésekkor nincs meg az előírt csemeteszám (célállomány-típusonként eltérőek a számszerű elvá-



12. ábra. Részleges talaj-előkészítéssel végzett felújítás. Az egykor pusztai tölgyes felnyíló foltjai közé telepített akácoltok kivágása után hazai fa- és cserjefajokkal újítottak fel. Ez a módszer megkíméli a gyepszintet, de ápolás-igényes, illetve száraz termőhelyen, száraz időszakokban az erdészeti hatósági elvárások szempontjából kockázatos – Nagykőrösi-erdő (fotó: Kun András)

rások), akkor újra csemetéket kell ültetni. Az újraellenőrzés-csemetepótlás váltakozás egészen addig tart, amíg el nem fogadják. Miután pedig a felújítást átvették (=„erdőfelújítás befejezése”), az erdőállomány adattárban „felújítás alatt álló terület”-ről átírják „erdő”-re.

Az Alföldön a részleges talaj-előkészítést az erdészeti hatóságok nem pártolják, ugyanis a természetes felszíni tagoltságnak megfelelően „foltos” (térben egyenlőtlenül maradnak meg a csemeték³³), és lassúbb is a felújulás. Az erdőgazdálkodó szempontjából pedig a részleges talaj-előkészítéssel végzett felújítás nagyobb kézimunka-igénye, és lassúbb növekedése miatt nem kedvező. Mégis, természetvédelmi szempontból – ha már az erdőssztyepp-erdőt levágták – ez jelenti az egyetlen esélyt, mert részleges talaj-előkészítés mellett legalább a lágyszárú erdőssztyepp növények túlélhetnek a fel nem szántott sorközökben, vagy a gödrök körül (12. ábra).

Létezik azonban olyan részleges talaj-előkészítési technológia, amellyel még igen rossz termőképességű homokon is hatékonyan lehet hazai nyár fajokkal erdősíteni, ez a talajfúrásos módszer.

Hazai nyár csemeték ültetése talajfúrással

A talajfúrásos technológiát a klasszikus erdészeti gyakorlatban nemes nyár célállomány létrehozására alkalmazzák. Különböző mélységű és átmérőjű lyukak fúrására alkalmas verziók léteznek (például 6 méter mélységű, 12 cm átmérőjű stb.). A Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság homokterületein az elmúlt években elkezdték alkalmazni az egyik

módszert a hazai nyár ültetéseknél is. Ennek eredeti technológiája szerint 2 méter mély, 20 cm átmérőjű lyukat fúrnak. A lyukba 2,5 méteres törzsmagasságú csemetéket ültetnek, mintegy 30 cm-es gyökérrel. A csemetét az ültetőlyuk teljes mélységéig leeresztik, tehát végül 80 cm-es rész marad a föld felett. (Ez a módszer tehát az erőteljes járulékos-gyökér képződésre hajlamos fajok esetében alkalmazható.) A mélyen ültetett csemeték törzse hamar gyökereket ereszt a lepelhomok között található – környezetüknél jobb víztartó képességű – humuszrétegekbe, és ez nagyban megnöveli a túlélésük esélyeit. A szabványos gépet a nemzeti park igazgatóság munkatársai átalakították: a traktor elejére helyezték, hogy a traktorosnak ne hátrafordulva kelljen dolgoznia, és a fúrót 30 cm átmérőjűre alakították, mert így nagyobb gyökérréteggel ültethető a csemeték.

Tapasztalatok szerint az ilyen módon elvégzett hazai nyár felújításokat 3 év alatt átvették befejezett erdőfelújításként. Vagyis nem volt rosszabb az eredmény, mintha teljes talaj-előkészítéssel végezték volna. Ha a szokásos 70%-os záródási célból kiindulva 4500 csemetét várnak egy hektáron, akkor ez a módszer igen drága. Ha azonban talajvédelmi rendeltetésű vagy felnyíló erdőről van szó, más lehet a helyzet gazdasági szempontból is. Azért csak „lehet”, mert az illetékes erdőfelügyelő személyétől függ, hogy a jogszabályt miként értelmezi. Vannak, akik a talajvédelmi rendeltetésű erdőrészekben a fenti csemeteszámnak csupán a 40%-át várják el, felnyílóknál pedig csupán a 30%-át, de vannak olyan erdőfelügyelők is, akik megkövetelik, hogy az ültetéskor meglegyen a 4500 csemete, és a természetre bízzák, hogy kipszutiljon belőle a termőhelyi adottságoknak megfelelő számú egyed. Előbbi esetben már pénzügyi szempontból is komolyan megfontolandó alternatíva a talajfúrásos módszer.

A talajfúrásos módszert fehér- és fekete nyárral próbálták ki eddig. Érdemes lenne megpróbálni kőris és juhar fajokkal is.

A Nagykőrösi erdőben végzett erdőfelújítások során alkalmaztak pásztás felújítási módszereket is: 1) keskeny pásztás módszer³⁴ egyáltalán nem vált be, a csemeték nem növekedtek az elvártnak megfelelően. 2) A széles pásztás módszer sem igazán vált be a rossz minőségű homokon, közepes és jó minőségű talajok esetében valószínűleg jobb hatásfokú.³⁵

Természetvédelmi tapasztalatok a Nagykőrösi-erdőben végzett fajcserés átalakítások kapcsán

A Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság LIFE pályázati forrás igénybevételével nagyszabású élőhely-rekonstrukciós munkákat végzett a Nagykőrösi-erdőben (a projekt 2006 és 2011 között futott), amelynek keretében többek között idegenhonos faültvényeket cseréltek őshonos fajokra. (A hangsúly az őshonos állományokba ékelődő akácok lecserélésén volt). Az erdőfelújításokat a területek egy részén részleges talaj-előkészítéssel végezték. Ezek a részleges felújítások – erdészeti hatósági szempontból – nem voltak maradéktalanul sikeresek, ami az erdész szektornak alapot szolgáltatott a természetmegőrzési munka kritizálásához. A számos sikeres beavatkozás helyett elsősorban

³³ A 153/2009 (XI. 13.) FVM rendelet 4. számú melléklete további értékelési szabályokra is kitér, arra az esetre, ha „a fő- és értékelésbe bevonható elegyfajfajú egyedek együttes tőszáma a fenti táblázat szerint ugyan elegendő a vizsgált területen, de azok egymáshoz viszonyított eloszlása nem egyenletes az erdőrészekben”.

³⁴ BPG 600-as nevű géppel 50 cm szélesen, 25 cm mélyen sorokban felkapták a talajt. Ezt a gépet eredetileg hegyvidéki viszonyokra, tőlgymakk talajba forgatására fejlesztették ki.

³⁵ FAE nevű gép: 60 cm szélesen és 60 cm mélyen mindent felaprít, még a tuskókat is. 200 lóerős traktor szükséges hozzá.

ezekre fókuszáltak. Fontos azonban megjegyezni, hogy a kérdéses felújítási területek helyzete élőhelyrekonstrukciós szempontból kielégítő. Az inváziós fajok eltávolítása után őshonos fajok termőhelyi mintázatot tükrözően alacsony borítású állományait találjuk a területen (13. ábra).

További számottevő eredmény, hogy az egyik legnagyobb alföldi erdőssztyepp-erdőnk területén hatalmas kiterjedésben sikerült tölgyes jelölő élőhelyek fennmaradását biztosítani egy 90 évre szóló bérbé vétellel. Ugyancsak nagy siker, hogy sok tölgyes állományt mentesítettek az inváziós fásszárúaktól, a természetes felújulást akadályozó nagyvadat pedig kerítéssel zárták ki a területről.

A nagykorösi tapasztalatok alapján a pásztás talaj-előkészítéssel végzett fajcserés átalakítások évtizedes időléptékben csekély eredményt hoztak ahhoz képest, amennyi erőforrást igényeltek. A talajfúrásos hazai nyár ültetési technológia pedig csak talajvédelmi rendeltetésű területeken jön reálisan szóba, de a felújítási költség, idő- és energiaigény így is tetemes. A természetvédelmi munkatársak tanulságként a következőket fogalmazták meg:

1.) A projekt előkészítő szakaszában az erdészeti hatósággal történő folyamatos egyeztetés során törekedni kell arra, hogy minél több akác eltávolításra kijelölt területen tekintsenek el a felújítási kötelezettségtől. Legfőképpen érdemes jól megtervezetten módosítani az erdőrészlet határokat, (lásd a Csévharaszi projekt fentebb leírt módszereit, vagy a Nagy-bugaci tapasztalatokat, v.ö. BOLLA és FILOTÁS 2015). Ha a termőhely is alátámasztja, érdemes kezdeményezni a talajvédelmi rendeltetést.

2.) Azokon a foltokon, ahol a felújítási kötelezettséget nem sikerül elkerülni, mielőtt letermelik az idegenhonos faültvényeket, alapos felmérést kell végezni a légyszárú szintre vonatkozóan. Ahol nincs jelen valamilyen botanikai érték, ott akár teljes talaj-előkészítéssel is megtörténhet a felújítás, ahol pedig botanikai értékek fordulnak elő, ott kell a talajfúrásos részleges talaj-előkészítést alkalmazni.

A fenti 1.) pont különösen azokra az erdőrészletekre vonatkozik, ahol a tölgyesbe akácoltok élkelődnek, mert ezek korábban jellemzően fátlanok voltak, és sokszor bukkatetön helyezkednek el. Annak idején ezeken a helyeken történt meg az akácosítások első üteme, és ilyen foltokon korábban, a jelenleginél üdőbb klimatikus viszonyok mellett, sem volt természetes eredetű erdő. Ha ezeket a területrészeket nem kezeljük külön, akkor elkövetjük azt a hibát, hogy erőnek-erejével megpróbálunk ott erdőt (pontosabban, a felújítási kötelezettség miatt az akác helyett őshonos fajú állományt) létrehozni, ahelyett, hogy gyepekké alakíthatnánk vissza ezeket a helyeket.

Az, hogy mennyire volt sikeres az erdőfelújítás, leginkább a talaj-előkészítésen és a termőhelyi adottságokon múlt. Először nem attól függött, hogy milyen fajú állományt véghasználtak. Például, azon akácok helyén, ahol a tarvágás során megfelelő irtástechnológiát alkalmaztak, még a részleges talaj-előkészítés után sem tért vissza az akác kezelhetetlen mértékben (VERŐ és CSÓKA 2015).

Tapasztalatok őshonos fajokkal történő felújításokról

Szemiarid területeken, vagyis az erdőssztyepp-zóna legszárazabb alföldi részein, őshonos célállomány esetén a fehér nyárral történő felújítás általánosan elfogadott technológia alkalmazásával történik. Akác átalakításoknál (fehér nyárra cserélés esetén) előfordul, hogy még teljes talaj-előkészítés mellett sem sikerül jól a felújítás, de az erdészeti hatóság képviselői



13. ábra. A felújulás sikeressége nagyban függ a talajtani adottságoktól. Előtérben kis kiemelkedésen – vastagabb homokleplen – alacsonyabbak a fácskák, hiányos a felújulás. Háttérben valamivel kedvezőbb talajú részen jobb növekedésűek a csemeték – Nagykorösi-erdő (fotó: Kun András)

ilyenkor inkább hajlamosak elnézőek lenni, hiszen látják, hogy az erdőgazdálkodó „mindent megtett”, a lehető legintenzívebb módszert alkalmazta, és belátják, hogy adott esetben a jogszabályban rögzített elvárt eredmények nincsenek összhangban a klimatikus és termőhelyi adottságokkal.

Ezzel szemben kocsányos tölgygyel felújítani még teljes talaj-előkészítés mellett is kifejezetten problematikus. (Ez a faj biológiai sajátosságaiból következik. Technológiai szempontból nehézkes, és mivel lassú növekedésű fajról van szó, sokkal tovább is tart, mint a nyárok felnevelése). Őshonos fajú erdőfelújítások tekintetében a Nyírség erdőssztyepp-területein különösen rossz a helyzet: napjainkban az erdész szakma képviselői tölgyfát vagy más őshonost legjobb esetben is csak a levágott gyöngyvirágos tölgyesek helyére ültetnek, a levágott pusztai tölgyesek helyére sohasem. Annak ellenére, hogy például a Nyírség őshonos elegyfaja, az ezüst hárs megfigyelések szerint kifejezetten jól újul, az erdőgazdálkodás erdőfelújítási gyakorlatában még kísérleti szinten sem kapott figyelmet.

Az előre látható nehézségek miatt a Nagykorösi-erdő hazai fajú felújításaiban sehol sem volt főfaj a tölgy, hanem azt mindenhol elegyfajként ültették. Évtizedes időtávlatban tekintve ez jó iránynak bizonyult. Sőt, ez nem csupán technológiai-erdészeti szempontból praktikus, de természetvédelmi szempontból sem lehet cél, hogy egybefüggő, nagy kiterjedésű kocsányos tölgy monodominanciájú erdőt hozunk létre. Egyrészt, mert így kétes az erdősítés sikere, másrészt az erdőssztyepp-régióban nagyon esetleges, hogy a sok tölgycsemetéből mennyi, és milyen mintázatban marad meg, illetve biztos, hogy a tölgyültetés még megközelítőleg sem imitálja megfelelően a természetes felnyíló tölgyesek, illetve az erdőssztyepp dinamikáját. Emiatt sokkal helyesebb, természetközelibb, hogyha fehér nyárral erdősítünk,



14. ábra. Kivágott akácültetvény helyén, teljes talaj-előkészítést követően ültetett hazai fa- és cserjefajok. A főfafaj a fehér nyár, kisebb egyedszámban más fajok is kerültek a sorokba, mint kocsányos tölgy, zselence meggy, mezei juhar, mezei szil és hazai cserjefajok. Az eredményes vadkizárásnak köszönhetően minden fajfaj csemetéi szépen növekednek – Nagykőrösi-erdő (fotó: Kun András)

sok elegyfajjal, köztük több-kevesebb kocsányos (illetve egyéb őshonos) tölgygel (14. ábra). A tapasztalatok azt mutatják, hogy ez a módszer a nyár természetes pionír tulajdonsága miatt is közelebb áll a természetes felújulási folyamatokhoz.

Az *erdőnevelés* során nagy problémát jelent, ha az erdész szakma képviselői (illetve általában az erdőgazdálkodók) nem védekeznek az inváziós fásszárúak ellen. Ha ott maradnak az inváziós góccok, az nagyobb időléptékben lenullázza az eredményt.³⁶

Összességében elmondható, hogy az erdőssztyepp-zóna erdőrészletei körül technológiailag nincs akadálya a sikeres fajfajcserés erdőfelújításoknak (pufferzónák és ökológiai folyosók kialakításának). Ahhoz, hogy ez megtörténjen, és természetvédelmi szempontból helyesen, körültekintően valósuljon meg, a szabályozási- és támogatási, valamint az erdőgazdálkodó szervezeti kérdéseket országos léptékben kellene összehangolni a természetvédelmi célokkal.

Természetes felújulás

Fentebb már bőven esett szó arról, hogy természetmegőrzési szempontból az lenne az ideális eset, ha erdőssztyepp-maradványainkban teljes mértékben mellőznék az őshonos tölgy fajok kivágását, sőt, a „faanyagtermelést nem szolgáló” üzemmód keretében általában az őshonos fahasználatot. Mindez – ugyancsak ideális esetben – lehetővé tenné, hogy a tölgyesek

³⁶ Az invázió még a teljes talaj-előkészítés után véletlenül megmaradt lágyszárúak fennmaradását is ellehetetlenítheti. A Nyírségben tipikus példa erre a fokozottan védett, közösségi jelentőségű faj, a magyar nőszirmos esete. Miután a nagy tömegben felverődő akác, kései meggy és más özönnyövények végleg kipusztítják a területről, akkor már ténylegesen nem marad indok az adott erdőrészlet védelmére...

is természetesen (magról) újulhassanak fel. Tekintsük most át röviden, hogy a felújulás tekintetében a jelenlegi helyzet milyen fő pontokon tér el az ideálistól!

Felújítás magról

Bár még léteznek középkorú, sőt, idős erdőssztyepp-erdő állományaink, ezek nagy része egykorú, elegyetlen. Mind ezekben, mind a rendkívül ritkán megtalálható változatos korösszetételű, elegyes állományokban egyaránt hiányzik a természetes tölgy újulat. Rendszeresen előfordulnak fiatal magoncok, és az időjárás függvényében több-kevesebb makktermés is van. Mégis, a fiatal tölgyek nem érik el a térdmagasságot, egy-két éves korukig elpusztulnak, eltűnnek.

A gazdaságilag művelt egykorú erdőkben a gypesszint árnyékoltsága is nehezíti a természetes felújulást, ezen azonban célzott természetvédelmi kezeléssel – a korona kíméletes, kisebb-nagyobb mértékű, foltszerű felnyitásával – lehetne javítani. A tölgy csemetéi fényigényesek, az erdészeti gyakorlatban a természetes felújítás során ezért is szoktak bontóvágást végezni a zárt tölgyesekben. (Erdőssztyepp-állományokban elegendő fény van nemcsak a szegélyeken, hanem a természetes módon felnyíló állománybelsőben is.) Amíg azonban a magoncok más okból nem képesek megmaradni és felnővekedni (elsősorban a vadkár, szárazodás, inváziósok terjedése miatt), hiába történik bontóvágás, a tölgy nem újul fel.

Néhány konkrét példa a magról történő felújulásra

Az erdőssztyepp-tölgyesek természetes felújítási nehézségei tekintetében sikeres kivételt képez néhány olyan állomány, amelyeket a természetvédők korábban bekerítetttek, és ahová nem tud bejutni a nagyvad (főként őz, vaddisznó, dámszarvas).

Ez figyelhető meg például a Debrecen melletti Álló-hegyi idős tölgyesben, amelyet 2001-ben kerítettek be, és 2015-ben már 2–3 méteres természetes kocsányos tölgy újulat is található benne. A tisztásokon még a közel 20 éves egyedek is alig érik el az egy méteres magasságot – mert ezeket előszeretettel rágja vissza a területre időnként beszőkö néhány őz –, de megmaradnak. A csemeték leginkább a tisztásokat szegélyező galagonyás cserjésből tudnak kinőni, mert ott a tövises ágak megvédik őket az őzektől.

A Nagykőrösi-erdőben (a Duna–Tisza közén) kedvezőtlenebbek a tapasztalatok. Ott a bekerítés ellenére egyelőre – mintegy öt év elteltével – úgy tűnik, hogy a természetes mag eredetű újulat nem képes térdmagasság fölé nőni. Ennek pontos okait kutatni kellene, hiszen elképzelhető, hogy évtizedek elteltével pozitív irányba változhat, vagy változtatható a helyzet. Érdekes, hogy Nagykőröstől északra, a vadkizáró kerítéssel nem védett Csevharaszi Borókás területén a molyhos tölgy meglehetősen jó természetes, makk eredetű felújulási képességet mutat.

A sarjzatatról

A homoki tölgyeseket korábban, több évszázadon keresztül sarjzatattal újították fel. Ennek oka főként

az volt, hogy amíg törvényi előírás nem tette kötelezővé a felújítást, addig a felújításra sokszor nem is tettek külön erőfeszítést, magyaráz, magára hagyták a tarvágott területeket, ahol a spontán felújulás sarjrol indulhatott el. Emellett közrejátszhatott a technológia egyszerűsége, a gyorsabb faanyag-hozam, és vélhetően az is, hogy a tölgyeseket már akkoriban is nehéz volt magról felújítani.

Bár az alföldi tölgyeseket napjainkban nem sarjztatják, időről-időre mégis felmerül ötletként (jobb híján) a tölgyesek sarjztatásos felújításának lehetősége. Kísérletképpen érdemes lenne megpróbálkozni ezzel is. Az erdész szakemberek véleménye szkeptikus, de inkább pesszimista ez ügyben. Mivel a legértékesebb erdőssztyepp-tölgyes maradványok ma általában 100 éves kor felett vannak, a sarjztatásos felújítás valóban kockázatosnak tűnik. Tapasztalatok szerint ugyanis az 50–60 éves tölgyfák esetében még sikeres lehet, ez után a kor után azonban fokozódó mértékben lecsökken az újrasarjadási kapacitás. Ráadásul a mai öreg tölgyfa egyedek valós kora sok esetben több száz év is lehet, és korábban sok cikluson át (10–20–50 éves vágásfordulóval) sarjztatatták őket. Hozzátesszük, hogy önmagában az egykori gyakori sarjztatás alapvetően nem volt káros természetvédelmi szempontból. (Egyrészt nem járt talaj-előkészítéssel, másrészt az akkori faanyag kiközéltetési és kiszállítási technológiák – kézzel, lóval, lovas kocsival – kímélték az aljnövényzetet és a talajfelszínt.) Azonban egy idő után a sarjztatás nem folytatható (vagyis nem fenntartható módszer), ha pedig magról, csemeteről akadályozott a felújítás, a kimerült, sarjadási képességét veszített egyedek pótlásának megoldása ellehetetlenül.

Összegzésképpen, az erdőssztyepp-tölgyesek természetes felújulásának legfőbb akadályai:

- Kétségtelen a nagyvad makkfogyasztásának, túrásának, rágásának negatív hatása. Bekerített területen, tövises-ritkás cserjésekben, ahol a vad nem fér hozzá, szignifikánsan jobb a felújulás (15. ábra).
- Jelentős szerepe van az általános szárazodásnak. Ez egyaránt jelent kisebb mennyiségű csapadékot, kedvezőtlenebb éves csapadékeloszlást, gyakori aszályos periódusokat (légszárazság), a talajvízszint csökkenését is. Léteznek még olyan területek, ahol vízkormányzással javítható lenne az erdő vízellátása, (és ezen keresztül mikroklímája), de ez az alföldi erdőmaradványoknak csak egy részére áll.
- A tölgycsemetéknek különösen az első 4–5 évben nagyon jó vízellátásra van szükségük. Látszólag „ülnek”, alig növekednek, miközben a talajban intenzív gyökérvégződés folyik. Egy néhány arasznyi (2 éves) tölgycsemetének bő másfél méter hosszú főgyökere is lehet! A talajvízszint süllyedés követ-



15. ábra. Bekerített, erőteljes növekedésű fiatal állomány. Az eredmény szempontjából alapvető kérdés, hogy sikerül-e megóvni a felújításokat a túltartott vadállomány károsító hatásától – Nagykőrösi-erdő (fotó: Kun András)

kezében ma már a fiatal tölgyek gyökérzete nem képes elérni a talajvizet, és ennek is kiemelkedő szerepe lehet a tölgycsemeték pusztulásában.

- Jelenleg sokkal nagyobb a fás terület aránya a fátlanhoz képest, mint az intenzív akácosításokat, fenyvesítéseket és az inváziós fásszárúak elterjedését megelőzően. Emiatt megnövekedett a növénytakaró összes vízigénye, és ehhez hozzájárult a (más okokból bekövetkező) talajvízszint drasztikus csökkenése. Az eredmény: negatív vízmérleg.
- Gyengíti a tölgyeket többféle rovar és gomba kártétele. Ezek azonban szinte mindig akkor válnak pusztító okká, ha valami más, általános vitalitás-csökkentő tényező is hat.
- Az inváziós növényfajok szerepe ebben a tekintetben is negatív: az árnyékolás, különösen a tölgy felújulása szempontjából nélkülözhetetlen felnyílások, szegélyek leárnyékolása következtében.
- Egyes inváziós fajok avarja, gyökérzete allelopatikusan hat (például ilyen a bálványfa és a kései meggy), vagyis biokémiai úton gátolja más növényfajok (ez esetben a tölgyek) csírázását, magoncainak fejlődését.

A fenti akadályok elhárítása mellett a természetes újulat segítése érdekében szemléletváltásra, nagyobb léptékű tervezésre is szükség lenne. Ez azt jelenti, hogy

1.) El kell fogadni, és fogadtatni, hogy az erdő komponens korunkban természetes módon átalakul és visszahúzódik, és az elfogadás tényének a szabályozási rendszer további finomításában és/vagy erdészeti hatósági döntésekben is meg kell mutatkoznia.

2.) Ahhoz, hogy az erdőssztyepek fás foltjai refúgiumokban megmaradhassanak, táji léptékű, komplex élőhelyrekonstrukció szükséges, ahol tere van az erdőssztyepp dinamika működésének.

3.) Mindezek alátámasztására és a konkrét tervezéshez a tölgyfelújulás, és az ahhoz kapcsolódó kérdések intenzív kutatására van szükség³⁷

4.) A tölgyek erdőssztyepp-zónában megfigyelt rossz természetes megújuló képessége és nagyon nehéz mesterséges felújíthatósága szemléletformáló erővel bír, és szemléletváltozást tesz szükségessé, és ezt az erdészeti szakma képviselőivel is el kellene fogadtatni. Ugyanis ez arra int bennünket, hogy még az eddiginél is jobban meg kell becsülnünk minden őshonos tölgyes állományt, sőt, minden egyes alföldi kocsányos és molyhos tölgy egyedét! Veszélyeztetettségük, természeti értékük okán komolyan felmerül a tölgyek általános, „ex lege” védelmének lehetősége. Optimális esetben a védelemnek minden 300 méteres szintvonal alatti területen élő kocsányos és molyhos tölgy egyedre vonatkoznia kellene.

5.) Nem csupán a tölgyek rossz felújuló képessége, hanem számos más probléma, egyedi szituáció miatt az alföldi erdőssztyepp erdőink védelme specifikus megoldásokat igényelne. A szabályozás nyelvére fordítani ezt nem egyszerű feladat, mert nehéz a jogszabályok minden vonatkozó részébe kivételeket belefoglalni. A felnyíló erdő fogalom jó, de más a célja, nem jelent teljes körű megoldást.

E helyről is javasoljuk, hogy kezdődjön el a közös gondolkodás olyan új kategória létrehozásán, amit a kiemelten magas értékű erdőterületekre lehet alkalmazni, és az lenne a célja, hogy az érintett területeket ki lehessen vonni a klasszikus üzemszerű gazdálkodással érintett erdőkre létrehozott erdőtörvényi kötelmek alól. Megfelelő kritériumrendszer mellett biztosítható, hogy csak olyan részletekre lehessen vonatkoztatni, ahol ez valóban indokolt. Erre az új erdészeti szabályozási kategóriára (neve lehet például „Kiemelt természetvédelmi értékű erdő”) más előírások vonatkoznának az Etv-n belül, mint a többi erdőtervezett erdőterületre. Úgy gondoljuk, az erdőssztyepp tölgyesek gyors cselekvést igénylő specifikus problémáit ilyen módon lehetne hatékonyan kezelni, az általános, széleskörűen érvényes szabályozás aprólékos módosítása helyett. Ez a kategória jelentősen különbözne minden más létező területi védelmi kategóriától, hiszen például a védett természeti és Natura 2000 területeken kezelési/fenntartási tervek határozzák meg a módszer-

tanilag és térben is strukturált kezelési irányelveket, és funkcióik szerint egyes részeik alkalmasak lehetnek például fenntartható erdőgazdálkodásra, más részeik turizmusra, de sok minden másra is. Ehhez képest (a sokszor elszigetelt, kis területi kiterjedésű) erdőssztyepp-erdők fenntartása (és fejlesztése) más megközelítésmódot igényelne. Az erdőrezervátum, mint védelmi kategória – bár megfelelőnek tűnhet –, szintén nem alkalmazható a szentély jellegű erdőssztyepp területekre, ugyanis magterületén kizár minden beavatkozást, még az özönnövény irtást is.

Az inváziós növényfajok visszaszorítása és a természetesség megítélése az Erdőtörvény alapján

Törvényi lehetőségek és korlátok

Az Erdőtörvény kimondja, hogy „Az erdőgazdálkodási tevékenységet úgy kell végezni, hogy az erdők természetességi állapota az erdőgazdálkodás következtében ne romoljon” (Evt. 7. § (3) bekezdés). Rendkívül öröndetes és előremutató, hogy az erdészet jogszabályi terminológiában megjelenik a természetesség fogalma, és mint viszonyítási alap szerepel: célul tűzi ki a jelenlegi természetességi állapot romlásának megállítását.

A természetességi állapot meghatározását viszont lényegében az őshonos, az idegenhonos, erdészeti tájidegen és az intenzíven terjedő fafajok elegyarányához köti az Erdőtörvény (ld. az egyes természetességi kategória definíciókat: Evt. 7. § (1) bekezdés). Ez meglehetősen egyoldalú megközelítést jelent, a valódi (ökológiai értelemben vett) természetességgel kevéssé van kapcsolatban. Létező, és korántsem kisarkított példával: ha a gazdálkodó tarra vág egy erdőssztyepp-tölgyest, és teljes talaj-előkészítést követően beülteti őshonos fajok csemetéivel (vagyis végleg megsemmisít egy értékes erdőmaradványt), erdészeti hatósági szempontból nem csökken a természetesség, míg természetmegőrzési szempontból ez katasztrófa. Abból is kedvezőtlen helyzetek adódhatnak, hogy az olyan erdőrészletek, amelyekben például 50%-nyi akác fordul elő, de ugyanott nagy területű és jó állapotú erdőssztyepp-erdőfoltok is vannak, „átmeneti” természetességű erdőként vannak besorolva, vagyis az erdészeti terminológia szerint nem természetes állományként.

Másfelől, az őshonos / idegenhonos arány hazánkban különösen fontos természetvédelmi kérdés, így ennek kiemelése – akár ilyen egyoldalú módon is – öröndetes lehetőségeket jelent a gyakorlatban: egyrészt biztosították, hogy hasonló természetességű őshonos állományokat tervezzenek az előző helyébe (legalább nem rosszabbat), másrészt indukálja az erdészeti ágazat szemléletének természetközeli gazdál-

³⁷ Néhány gondolat a kutatások tervezéséhez: Vizsgálni kellene az erdőssztyepp-régióban a kocsányos és molyhos tölgy felújulási mintázatát, a csemete-pusztulás okait, tekintettel a regionális/helyi különbségekre. Fel kellene mérni a kocsányos és molyhos tölgy állományokat, előfordulásukat térképezni kellene, lehetőség szerint kiegészítve genetikai vizsgálatokkal, a mikro-taxonok erdőrekonstrukcióban történő felhasználhatóságának vizsgálatával. A felmerülő további kérdések tisztázása után ki kellene dolgozni egy vegetációtanilag helyes és technológiailag is reális koncepciót és módszer-rendszert a tölgyek és más fafajok inhomogén mintázatokban (adott esetben akár teljes talaj-előkészítéssel) történő ültetésére és felnevelésére. Afféle erdőssztyepp-komplex kezelési és rekonstrukciós terv kidolgozására gondolunk, amely alkalmazkodik a termőhelyi változatossághoz. (Például a bukkatetőkön, egykori és mai tisztásokon gyepesít/nyílt/cserjés területeket hagy stb.)

kodás irányába való elmozdulását. Az erdőfelújítások célállomány meghatározásakor tehát ténylegesen figyelembe veszik az aktuális őshonos / idegenhonos elegyarányt, azonban nyitott kérdés a spontán terjedő inváziós fásszárúak természetesség rontó hatásának megítélése.

Elvileg, ha betű szerint értelmeznénk az Evt. azon előírását, hogy a természetesség nem csökkenhet, akkor fel kellene figyelni arra az eseményre, amikor valamely erdőrészletben (adott erdőtervi perióduson belül) szubszpontan terjedni kezd egy inváziós fafaj, és aktívan be kellene avatkozni a visszaszorítása érdekében. Az Evt. indirekt módon tartalmazza, hogy ez az erdőgazdálkodó kötelessége. Hatóságilag csupán a következő erdőtervezéskor (tehát 10 évente) kerül sor az adott állomány természetességének újraértékelésére, ezért az inváziósok terjedése hamarabb nem derül ki hivatalosan.

Hiába tervezték meg (természetesség szempontjából) helyesen az új célállományt, a terjedő inváziósok természetesség-módosító hatásával egyelőre senki sem számol, és felelősségi kör, vagy büntetési lehetőség sem került ebben a tekintetben meghatározásra. Mivel az Erdőtörvény megjelenése (2009) óta nem telt még el tíz év, így ezzel a problémával az érintettek még nem szembesültek. A 2009 óta erdőtervezésre kerülő erdőrészletekre rutinszerűen megállapítják az aktuális természetességi kategóriát, és a célállomány meghatározásakor ezt figyelembe is veszik (leegyszerűsítve: például, egy dominánsan őshonos állomány helyére dominánsan őshonossal történő felújítást terveznek). Azonban, hogy ezt a helyzetet időközben miként módosítja az inváziós fásszárúak terjedése, az csak az adott erdőtervezés után 10 évvel derül ki, tehát a legkorábbiak is csak 2019-ben kerülnek napirendre.

A gyakorlatban a spontán terjedő inváziósok természetesség módosító hatására az erdészeti hatóságok nem figyelnek, így természetesen fel sem merül, hogy bárki közbeavatkozzék az inváziósok megállítása érdekében.³⁸ Ennek egyik oka a fent bemutatott időbeliség, további okok pedig, hogy nincs meg a kellő terepi ellenőrző kapacitás, illetve az eltérő jogszabály-értelmezések is.

Külön nehézséget okoz, hogy a természetesség megállapításánál csak a felső lombkoronaszint fajösszetételét (elegyarányát) tekintik, és emiatt az állományban frissen megtelepült, vagy a cserjeszintben kolonizáló fázisban lévő – és természetvédelmi szempontból már ekkor is rendkívül kártékony – inváziós fajokat nem veszik figyelembe.

Mindent összevetve, szükséges lenne e jogszabály értelmezésének egységesítése, a szabályozás módosí-

³⁸ A figyelmen kívül hagyásnál eggyel rosszabb – és korántsem ritka – eset, hogy 1.) az értékes faanyagú spontán terjedő inváziós fafajt felvezik a részletlapra (ezzel legalizálva jelenlétét), vagy 2.) erdőtervbe veszik az özönfaj gyepen megjelenő spontán állományát. Ekkor már nem könnyű a visszaút a gyep művelési ághoz.

tása, bővített, precízebb megfogalmazása, annak érdekében, hogy

1.) Ne csupán a célállomány meghatározásnál vegyék figyelembe a jelenlegi természetességet, hanem a spontán terjedő inváziós fásszárúakra is térjen ki a jogszabály.

2.) Legyen egyértelműen kimondva, hogy milyen következménnyel jár, ha a természetesség spontán módon romlik, és meg kell határozni, hogy kinek a felelőssége a természetesség fenntartásának biztosítása;

3.) A még csak a cserjeszintben jelenlévő inváziós fafajok irtásával megelőzhető a magtermő állományok kialakulása. A cserjeszintben lévő inváziósok természetvédelmi károkozása is tetten érhető (például a talaj nitrogénben való dúsítása, hazai lágyszárú- és cserjefajok kiszorítása stb.), ráadásul általában csak néhány év választja el őket a lombkoronaszintig történő felnövéstől, ezért fontos lenne, hogy a természetesség megítélésénél az erdőtervező erre is tekintettel legyen.

4.) Az erdészeti hatósági ellenőrzés terepi kapacitásának szűkössége miatt (valamint az érdekeltségi viszonyokra való tekintettel) felmerül, hogy a természetvédelmi ágazat képviselőit fel kellene ruházni bizonyos jogkörökkel. Például hogy az erdőtervezési ciklus bármely időszakában (két körzeti erdőtervezés között is) felhívassák az erdészeti hatóság figyelmét az egy-egy konkrét erdőrészletben terjedő fásszárú inváziós fajokra, az erdészeti hatóság pedig – ideális esetben – kötelezhetné az erdőgazdálkodót az inváziós visszaszorításra.

Érdekeltségek, illetve a szabályozás és támogatás szükséglete

Az erdőssztyepp-erdők inváziós fertőzöttségének mértéke ma már olyan nagy, hogy érdemes lenne az erdőgazdálkodókat minél inkább érdekeltté tenni visszaszorításukban³⁹ (vagy akár kötelezni őket erre).

1.) Nem csupán felújítás alatt álló területeken.

2.) A gyep- és cserjeszintben megjelenő inváziósok tekintetében is.

3.) Valamint abban, hogy alapos munkát végezzenek.

4.) Fontos feladat az is, hogy hivatalos protokollok (vagy minimum-követelmények) kerüljenek kidolgozásra az inváziósok irtási technológiájára, és ezeket az érintett gazdálkodókkal alaposan meg kell ismertetni, és kötelező jelleggel be kell építeni a támogatási feltételrendszerekbe. Irtástechnológiai keretelőírások nélkül fennáll a veszély, hogy a nem megfelelően kivitelezett irtások tovább rontják a kiindulási állapotot. A protokollok kidolgozásához megfelelő alapot nyújtanak a természetvédelmi ágazatban az elmúlt

³⁹ Legalább a védett- és a Natura 2000 besorolású, vagy – más megközelítésben – a legmagasabb három természetességi kategóriába eső erdő-részleteken.

évtizedben összegyűlt és publikált tapasztalatok (v.ö. VERŐ 2011, CSISZÁR és KORDA 2015).

Az inváziósok erdészeti megítélése fajonként különböző. Például a kései meggy (*Padus serotina*) komoly gondokat okoz az erdőfelújításoknál, mégis általánosan jellemzőek a kései meggyel alaposan fertőzött felújítások, nem beszélve a többi erdőállományról, ahová a madarak folyamatosan eljuttatják a terméseit. Erős növekedési erélyével konkurenciát jelent az értékesebb fajok (célállomány) felnövekvésében, így az erdészágazat sem preferálja. Mindezek ellenére világosan látszik, hogy külső ösztönzők nélkül területi kiterjedése és tömegessége folyamatosan nő, ahelyett, hogy csökkenne. Stratégiaileg fontos a maghozó „anyafák” felkutatása és kivágása, miközben a felnövekvőben lévő fiatal fák visszaszorításáról sem szabad megfeledkezni. Másik példának az akác, melynek tekintetében a gazdálkodók alapvetően a faanyag eladásából származó haszonszerzésben érdekeltek – vagyis abban, hogy az akác újra-sarjadjon. Ezt csak az irtás kötelezővé tételével, hatósági ellenőrzéssel, számonkéréssel, illetve jól differenciált támogatási rendszerrel lehetne ellensúlyozni (annak ellenére, hogy túltartott akác állományok esetén, vagy néhány vágásforduló után, az akác újrasarjadási képessége gyengül, erdőgazdasági szempontból már nem ad kielégítő eredményt). A támogatás összegét az inváziós fajok (visszaszorítás utáni) arányának meghatározott mértékéhez kellene kötni.

Értékes erdőink inváziósoktól való mentesítése közügy, ágazati érdekek felett álló feladat, állami felelősség. Bármely szektortól várják is el a jövőben ennek a gigantikus munkának az elvégzését, és a probléma hosszú távú kézben tartását, bizonyos, hogy a jelenleginél kidolgozottabb szabályozási környezet, jelentős pénzügyi források és humán erőforrás lenne szükséges hozzá.

Fáaszárú inváziós fajok visszaszorításának gyakorlati kérdései

Ebben a rendkívül szerteágazó, elméleti és gyakorlati felkészültséget egyaránt kívánó témakörben jó tájékozódási és kiindulási pontot jelent egy, a közelmúltban „Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai” címen megjelent kiadvány (CSISZÁR és KORDA 2015). Az érdeklődők figyelmébe ajánljuk a kötetben szereplő esettanulmányokat, illetve az ezekben felsorolt további szakirodalom tanulmányozását.

A beavatkozások kivitelezése

Az inváziós visszaszorítás kivitelezésekor az általános erdészeti beavatkozások módszerei nem megfelelőek, sokkal körültekintőbbnek kellene eljárni! Ha a sztenderd erdőgazdálkodói gyakorlatot követve végzi valaki például az akác visszaszorítást őshonos fajú faállományból, akkor általában:

- szegélyekben, tisztásokon készíti össze a faanyagot,
- feltáró utakat alakít ki,
- nehéz gépekkel közlekedik az erdőben,
- nem kíméli a neki útban lévő (esetleg az adott területen is ritka) hazai fafajokat.

Ez a gyakorlat, bár általános, tisztában kell lenni azal, hogy az őshonos fajú faállomány károsodását, a gyeperes és cserjeszint pusztulását okozza, és a további inváziót segíti elő, a sarjadás indukálása és a talajbolygatás miatt.

A természetvédelmi célú, vagy természetvédelmi szempontból értékes területen végzett inváziós visszaszorítások során különösképpen ügyelni kell a talajbolygatás kerülésére, az inváziós fajok újrasarjadásának szabályozására, lehetőség szerint a herbicidhasználat kerülésére, illetve mennyiségének csökkentésére, a herbicid kijuttatásának precizitására, és külön ügyelni kell a ritka fajok populációira – akár az óvatlan károkozás elkerülésével.

A gyomirtószer (herbicid) használat szempontjai

Korábban már írtunk arról, hogy természetvédelmi szempontból ideális lenne a gyomirtószeres használatának teljes kizárása, de a felnyíló erdőben, főként alföldi viszonylatban, jelenleg nem ismert hatásos, általánosan felhasználható helyettesítő megoldás. A mechanikus, herbicid-mentes visszaszorítási módszerek leginkább a gyepeken terjedő inváziós fa- és cserjefajok esetében jönnek szóba, általában akkor, ha (a fák mechanikus kivágása után) éveken át megoldható (és a természetes vegetáció szempontjából sem káros) a terület rendszeres legeltetése.

Az erdőben tilos legeltetni, így ott ez nem megvalósítható. Ha pedig kézi módszerrel igyekszünk – akár évente többszöri visszatéréssel – leverni az inváziósok előtörő sarjait, az a tapasztalatok szerint túl nagy zavarást jelent a gyepszint és vélhetően a költő madarak számára. Ráadásul nem elegendő, ha néhány éven át végezzük: ezt a feladatot több évtizedes léptékben kell tervezni. Szintén nehézség, hogy általában igen nagy és nehezen átlátható, nehezen átjárható területeken kell elvégezni a kezeléseket, azaz minden évben számolni kell kezeletlenül maradt sarjakkal. Ebből is látszik, hogy erősen kapacitás (munkaerő- és pénzügyi forrás) függő, hogy herbicid használat nélkül hosszú távon mekkora erdőterület inváziós-mentesítésére vagyunk képesek felelősséget vállalni. Az évtizedeken át rendszeres zavarással járó mechanikus sarjirtás elsősorban alacsonyabb természetességű állományokban lehet életszerű megoldás, ahol az őshonos cserjeszint egyidejű részleges irtásával növelhetjük a terület átláthatóságát, azaz a kezelek hatékonyságát.

Fontos tudni, hogy bizonyos méret alatt sok inváziós faj (pl. kései meggy, nyugati ostorfa, zöld juhar) magról kelt fiatal egyedek gyökézzel együtt mechanikusan kihúzhatók. A „kézi gyomlálásnak” tehát ko-

moly létjogosultsága van, még erős fertőzöttség esetén is, akár a herbicid használattal párhuzamosan.

Ha herbicides kezelésre kerül sor, azt nagy odafigyeléssel, cseppmentes technológiával kell végezni. A herbicides védekezés hosszú távon káros mellékhatásokkal járhat, ezért a minimális mennyiség használatára kell törekedni. (Gyakorlatilag semmilyen ismerettel nem rendelkezünk a kemény vegyszerek lebomlása során keletkező vegyületek természetkárosító hatásának mértékéről.) Biztonsági okokból fászszerűk esetén elsősorban az injektálásos módszert javasoljuk. A túl vékony törzseket nem lehet injektálni, ilyenkor – vékony kérgű fajok esetében – a kéregkenés következhet (például az akác kérge erre nem alkalmas). Csak akkor szabad a levélzetet kenni/permetezni, ha annyira vékony a törzs, (vagy annyira vastag kérgű), hogy a kéregkenés nem valószínűsíthető meg.

A magoncokat ki kell húzni, de ez fajonként eltérő méretig lehetséges. Ezeket a módszereket egyidejűleg, egyedenként mérlegelve, kombinálva kell használni. A védett és a helyi védett területeken engedélyhez kötött a herbicid használat. A nem védett, de Natura 2000 területeken viszont nincs érvényben használati korlátozás. A herbicidek egy része (a III. forgalmi kategóriába tartozók) bárki számára megvásárolható.

Az állományok „túltartása”

Ha egy akác állomány már kellően koros, a talaj kimerült, az akác egyedek pedig erőteljes növekedés helyett száradni kezdenek, akkor érdemes alkalmazni az úgynevezett túltartásos módszert. (Erősen függ a régiótól, termőhelytől, száraz évek számától, hogy milyen korú és méretű állomány éri el ezt a fázist, emiatt nem lehet a módszert standardizálni, pl. a korhoz kötni.)

Ilyenkor nagyon kevés herbicid elegendő a fák kiszáritásához, de az is működőképes, ha egyszerűen a természetre bízunk, hogy az akácok fokozatosan kiszáradjanak. A teljesen kiszáradt egyedek már nem sarjadnak újra a kivágásuk után. A túltartott állomány elkezd kiritkulni, spontán regenerálódásnak indulhat az őshonos lágyszárú fajok alkotta gyepszint.

Vadléttség, vadkár

A túlságosan nagy létszámú nagyvad állomány jelentősebb hatásai erdőssztyepp-erdőkben:

- Az őshonos fafajok természetes felújulásának akadályozása. A természetes tölgyfelújulás hiányának bizonyosan nem mindenütt a nagyvad-állomány az egyedüli oka, de szerepe igen jelentős.
- A mesterséges erdősitések károsítása.
- Erdei gyepszint gyomosítása, zavarása, elpusztítása.
- Erdőssztyepp-karakterű szegélyek és gyepek (tisztások, kopárok) zavarása, szegényítése, gyomosítása.

A vadléttség kérdéskörét helyben kezelni igen drága és nehézkes. Országos léptékben (vagy legalább regionálisan) lenne szükség a vadléttség csökkentésére, de erre egyelőre nincs kilátás (az igen erős vadászati lobbí miatt a ráhatás lehetősége is csekély). Néhol, leginkább az apróvadás, azaz erdőkben szegény területeken, ahol a vadászok nem érdekeltek a vaddisznó felszaporításában, lehet esély vaddisznó-léttség csökkentésére (de ez is területfüggő, illetve az egyes területeken belül ellentmondó érdekeltségek léteznek).

A természetvédelem számára ma egyetlen igazán hatásos megoldás kínálkozik a vadkár csökkentésére: gondosan be kell keríteni a területeket. A villanypásztor (önmagában) nem működőképes megoldás a vadkizárásra. A kerítés viszont drága, és a karbantartási igénye is rendkívül nagy. Egyes területeken nem nélkülözhető a napi rendszerességű bejárás sem, de még jobb, ha kamerákat telepítünk. Folyamatosan figyelni kell ugyanis, hogy a kapuk be legyenek zárva, és azt is, hogy nem sérült-e valahol a kerítés.

Természetvédelmi tapasztalatok szerint a kapuk helyett, vagy azokkal együtt alkalmazva nagyon jó megoldás az úgynevezett „texasi kapu” vagy „texasi rács” (amely egymástól 10–15 cm-re fektetett nagy átmérőjű vascsövekből áll), mert ha a kapu nyitva marad, a patás állatok ezen akkor sem tudnak átjutni. Fő hátránya, hogy rendkívül drága. Ahol nem kell gépekkel, gépkocsival közlekedni, ott a forgóajtó vagy a létra is tökéletesen megfelelő, és sokkal olcsóbb.

Ha esetleg sikerül forrást találni egy-egy szentély jellegű terület bekerítésére, úgy ezzel párhuzamosan gondoskodni kell a bekerített területen a szegélyek becserjésedésének ellensúlyozásáról.⁴⁰ Ez annál inkább igaz, minél teljesebben sikerült a vadkizárás. Kis létszámú nagyvadat elviselnek, sőt igényelnek az erdőssztyepp-erdőink, de a létszám precíz szabályozása napjainkban nem valószínűsíthető meg. Ezért inkább a vad teljes kizárását választjuk, hiszen a túl kevés vad hatását képesek vagyunk ellensúlyozni, a túl sokét nem. A szegélyek erős cserjésedése talán az egyetlen számottevő hátránya a vad teljes kizárásának. A bekerített területek fajgazdag szegélyein kis intenzitású, célzott, mechanikai cserjeirtás szükséges.

A cserjeirtás- és ritkítás hatását monitorozni, és körültekintően dokumentálni kell, és ha a hatások elemzése alapján szükséges, a kezelések időről-időre módosítandók.

A nagyvad-létszám pontos számszerűsítése (mérési, becslési módszerei) vitatottak, és különösképpen vitatható, hogy adott létszám adott területre vonatkoztatva sok, vagy nem sok. Ezzel szemben a növényzetre gyakorolt tényleges hatásuk pontosan mérhető.

⁴⁰ Azon szegélyek, gyeptöredékek, tisztások esetében, amelyek lágyszárú fajokban gazdagok, önállóan is természeti értéket képviselnek. Nem ritkán ezek a terület lágyszárú flórájának utolsó őrzői. Ha elcserjésednek, évtizedes időtávon belül eltűnhetnek az erdőssztyepp-flóra utolsó maradványai is.

Erre a gondolatmenetre alapozva nagyon fontos lenne létrehozni egy olyan nagyvad-létszám monitoring hálózatot, amely a szabályozás alapjául szolgálna. Például úgy, ahogyan Szlovéniában történik, ahol a lágyszárú- és cserjeszint, valamint az újulat rágottsága alapján állapítják meg állandósított mintavételi helyeken, hogy elfogadható-e a vadlétszám. Másik lehetőség – amit például Németországban követnek –, hogy olyan cserje- és fafajok egyedeit jelölik ki, ame-

lyeket különösen kedvel a nagyvad, és ezek rendszeres vizsgálata révén monitorozzák a vadkárt.

Köszönetnyilvánítás

Hálával mondunk köszönetet Sipos Katalinnak a fejezet összeállítására során nyújtott nélkülözhetetlen segítségért. Köszönet illeti Bartha Dénest, Varga Zoltánt, Korda Márton és Gálhidy Lászlót a szöveg gondos lektorálásáért, a számos értékes kiegészítésért.

Irodalomjegyzék

- BARTHA, D. (1992): Fehér, vagy szürke nyár? – *Erdészeti Lapok* 127(3): 74.
- BÉRCESNÉ MOCSONYI, Zs. (2005): *A nagykovácsi homoki erdőssztyepp-tölgyesek történetének feldolgozása a XVIII. századtól napjainkig, térinformatikai módszerrel.* – Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Geoinformatikai Főiskolai Kar, Távközlési tagozat. Székesfehérvár, 59 pp.
- BÉRCESNÉ MOCSONYI, Zs. (2011): *Mesél az erdő: tájtörténet – térinformatika – természetvédelem Nagykovácsón.* – In: VERŐ, Gy. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Duna–Tisza közti homokhátságon.* Tanulmánygyűjtemény. Rosalia 6. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 37–70.
- BOLLA, B. és FILOTÁS, Z. (2015): *A Nagybugaci erdő természetvédelmi-erdészeti kezelése.* – *Természetvédelmi Közlemények* 21: 18–23.
- BÖLÖNI, J., MOLNÁR, Zs. és KUN, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR-2011.* – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 439 pp.
- BORHIDI, A. (1961): Klimadiagramme und klimazonale Karte Ungarns. – *Universitatis Scientiarum Budapestinensis de Rolando Eötvös Nominatae. Sectio Biologica.* 4: 21–50.
- BOROS, Á. (1958): *A magyar puszták növényzetének származása.* – *Földrajzi Értesítő* 7(1): 33–52.
- CSISZÁR, Á. és KORDA, M. (szerk.) (2015): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3.* – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 pp.
- EXNER, T. és JÁVOR, B. (2003): *Erdőfigyelő jelentés 2003. A védett területek kezeléséről a WWF Magyarország felmérésének tükrében. WWF-füzetek 21.* – WWF Magyarország, Budapest, 32 pp.
- FEKETE, G. (2006): *Predikálható-e az ország növénytakarója?* – In: FEKETE, G. és VARGA, Z. (szerk.): *Magyarország tájainak növényzete és állatvilága.* MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 80–86.
- FEKETE, G. és VARGA, Z. (szerk.) (2006): *Magyarország tájainak növényzete és állatvilága.* – MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, 461 pp.
- FEKETE, G., MOLNÁR, Zs., MAGYARI, E., SOMODI, I. és VARGA, Z. (2014): *A new framework for understanding Pannonian vegetation patterns: regularities, deviations and uniqueness.* – *Community Ecology* 15(1): 12–26.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (2014): *Védett erdők természetességi állapotjának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek 2.* – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 pp.
- HARASZTHY, L. (szerk.) (2014): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* – Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, 955 pp.
- HARGITAI, Z. (1940): *Nagykovácsi növényvilága II. A homoki növényközvetkezetek.* – *Botanikai Közlemények* 37(5–6): 205–240.
- JÁRAINÉ KOMLÓDI, M. (2000): *A Kárpát-medence növényzetének kialakulása.* – *Tilia* 9: 5–59.
- KERNER, A. (1863): *Das Pflanzenleben der Donauländer.* – Wagner Verlag, Innsbruck, 348 pp.
- KUN, A. és RÉV, Sz. (2011): *Természetvédelmi kezelések hatása a Nagykovácsi-erdő növényzetére.* – In: VERŐ Gy. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Duna–Tisza közti homokhátságon.* Tanulmánygyűjtemény. Rosalia 6. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 71–96.
- MOLNÁR, Zs. (szerk.) (2003): *A Kiskunság száraz homoki növényzete.* – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 159 pp.
- MOLNÁR, Zs. (2014): *9110 Kontinentális erdőssztyepp-tölgyesek.* – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, 904–909.
- MOLNÁR, Zs. és BIRÓ, M. (1996): *A nagykovácsi homoki erdőssztyepp-tölgyesek. Botanikai-termesztvédelmi felmérés és értékelés, történetük rekonstrukciója a XVIII. századtól napjainkig, valamint az ajánlott természetvédelmi rezervátumok kijelölése és kezelési módjuk felvázolása.* – Kézirat, Vácrátót, 17 pp.
- MOLNÁR, Zs. és KUN, A. (szerk.) (2000): *Alföldi erdőssztyepp-maradványok Magyarországon. WWF-füzetek 15.* – WWF Magyarország, Budapest, 56 pp.
- MOLNÁR, Zs., VARGA, Z. és MOLNÁR, A. (2006): *Tiszai-Alföld és Dunai-Alföld.* – In: FEKETE, G. és VARGA, Z. (szerk.): *Magyarország tájainak növényzete és állatvilága.* MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 101–195.
- RAPAICS, R. (1918): *Az Alföld növényföldrajzi jelleme.* – *Erdészeti Kísérletek* 21: 1–146.
- SOÓ, R. (1926): *Die Entstehung der ungarischen Puszta.* – *Ungarische Jahrbücher* 6: 258–276.
- VERŐ, Gy. (szerk.) (2011): *Természetvédelem és kutatás a Duna–Tisza közti homokhátságon. Tanulmánygyűjtemény. Rosalia 6.* – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 521 pp.
- VERŐ, Gy. és CSÓKA, A. (2015): *Özönnövény-kezelési tapasztalatok a nagykovácsi pusztai tölgyesekben és a Turjánvidéken.* – In: CSISZÁR, Á. és KORDA, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3.* Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 187–193.
- ZÓLYOMI, B. (1957): *Der Tatarenhorn-Eichen-Lösswald der zonalen Waldsteppe.* – *Acta Botanica Hungarica* 3(3–4): 401–424.
- ZÓLYOMI, B. (1958): *Budapest és környékének természetes növénytakarója.* – In: PÉCSI, M. (szerk.): *Budapest természeti képe.* Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 508–642.
- ZÓLYOMI, B. és FEKETE, G. (1994): *The Pannonian loess steppe: differentiation in space and time.* – *Abstracta Botanica* 18(1): 29–41.

Management of forest-steppe

András Kun¹, Szilvia Rév¹, György Verő², István Nagy² & László Demeter³

¹*Fő u. 62, H-8699 Somogyvámos, Hungary. E-mail: kunandras29@gmail.com*

²*Danube-Ipoly National Park Directorate, Költő u. 21, H-1121 Budapest, Hungary*

E-mail: verogy@dinpi.hu, nagy.istvan@dinpig.hu

³*Hortobágy National Park Directorate, Sumen u. 2, H-4024 Debrecen, Hungary. E-mail: demeterl@hnp.hu*

Open forests of the Carpathian Basin are not only unique due to their floristic, botanical and biogeographic characteristics, but also in the aspect of their conservation problems and surrounding landscapes. Their protection, conservation management, the ideal application of silvicultural practices and their maintenance and improvement requires a specific approach. There has been many attempts to draw attention to their rarities, threat status and conservation issues on different platforms. Our paper focuses on routine conservation practices and the obstacles hindering them, in the context of the effective regulations. The specific expertise and the available legal / practical toolkit outlined here is mainly based on the local experience available at the national park directorates.

The 2009 Forest Act and other relevant laws provide effective conservation measures on several accounts as well as ensuring a framework for the collaboration among nature conservation authorities and the forestry sector. We also highlight a number of deficiencies and legal loopholes, as well as the difficulties lying in the prevailing approaches and mentality.

This paper provides guidelines for both conservation practitioners and for those working on improving the legal environment. As the fate and survival of the forest steppes is largely dependent on the popularization of conservation-oriented silvicultural practices, we wish to improve the means and quality of communication among the representatives of the forestry and the conservation sectors.

Key words: woodland, steppe woodland, forest management, forest planning, Forest Act, soil preparation, nature protection, Natura 2000, invasive species, game damage

Erdei mikroélőhelyek és védelmük lehetőségei az erdőgazdálkodás során

Tímár Gábor

2623 Kismaros, Gálhegy u. 88. E-mail: timarg9@gmail.com

A mikroélőhelyeknek bizonyítottan nagy jelentősége van a biológia sokféleség fenntartásában, az erdők természetességének megőrzésében. Az igen tág szakirodalom ellenére a mikroélőhely és a kapcsolódó fogalmak (pl. mikrokörnyezet, mikroélőhely-komplex) pontos meghatározása még kiforratlan. Ehelyütt a kapcsolódó élőlények, illetve életközösségek fontosságát hangsúlyozzuk. Rendszerezve bemutatjuk az erdei mikroélőhelyeket, melynek során nagyban támaszkodunk jelen kötet több írására.

Kulcsszavak: mikroélőhely, erdő, biodiverzitás, holtfa, természetesség

Bevezetés, a mikroélőhelyekről általában

A mikroélőhelyek témaköre viszonylag régóta szerepel a tudományos szakirodalomban. A cikkek témaköre igen tág: bizonyos mikroélőhelyek energetikai modellezés alapján történő meghatározásától (HILL és GROSSMAN 1993) fajok bizonyos mikroélőhelyhez való specializációján keresztül (SVENNING 1999) az evolúciós vonatkozásokig (MARTIN 1998). Mint a fenti példák is mutatják, a publikációk a legkülönbébb élőhelyekkel és taxonokkal foglalkoznak, köztük nagyszámban erdeiekkel is. Születtek közvetlenül az erdőgazdálkodás hatásával foglalkozó (pl. LARRIEU és mtsai 2012) és a természetvédelemhez kapcsolódó (pl. WINTER és MÖLLER 2008) írások is.

Néhány mikroélőhely típusról kimerítően alapos kutatások folytak már. Erdőkkel kapcsolatban a leggyakrabban említett és legjobban kikutatott példa az elhalt (méretes, korhadó) faanyag (részletesen ld. alább). Annak ellenére, hogy ez utóbbi témában például számos szakcikk (pl. ÓDOR és mtsai 2006), valamint tematikus kiadvány (CSÓKA és LAKATOS 2014) és színvonalas könyv (BOBIEC és mtsai 2005, STOCKLAND és mtsai 2012) látott már napvilágot, maga a mikroélőhely témája bizonyos mértékig mostoha-gyerekeknek számít mind az erdővel foglalkozó külföldi (főleg az európai), mind a hazai tudományos és ismeretterjesztő szakirodalomban. Jó példa erre az erdők természetes létképződési folyamataival, illetve magukkal a lékekkel kapcsolatos vonatkozó szakirodalom, melyet GÁLHIDY (2016) e kötetben megjelent fejezete foglal össze. A mikroélőhelyek erdőben betöltött szerepével kapcsolatban általa hivatkozott 8

külhoni és 2 hazai kutatásból készült publikációt áttekintve is megfogalmazható az az óvatos, inkább építőnek szánt kritika, hogy e cikkek a témánkat, illetve ezen belül a saját lehetőségeiket messze nem merítik ki. Sok munka magát a kifejezést (az angol nyelvben: „microhabitat, microsite”) meg sem említi (vagy csak szűkebben, termőhelyi értelemben használja), miközben több egyértelműen ide vágó (tudományosan értékes) eredményt is közöl.

A mikroélőhelyek meghatározása az ismeretterjesztő munkákban általában kissé egyoldalú. A definíció az esetek többségében leginkább a (befoglaló mikroélőhely méretéhez képest) kis kiterjedést hangsúlyozza. Az ilyen meghatározások inkább talán a mikrokörnyezet (az angolban „microsite”) fogalmának felelnek meg, ez a terminológia azonban (különösen a magyar nyelvű szakirodalomban) még kiforratlan. A pontosabb meghatározások szerint a mikroélőhely fontos jellemzője a (környezetétől eltérő) környezeti adottsága, térbeli körülhatárolhatósága és sajátos gomba-, növény-, illetve állatvilága. Mindezek alapján a mikroélőhely definícióját ehelyütt az alábbiak szerint adjuk meg:

Kisebb, jól körülhatárolható kiterjedésű, a környezetétől karakteresen eltérő abiotikus jellemzőkkel bíró élőhely, melyhez, mint tartós élettérhez jellemzően kötődnek bizonyos élőlények (gomba-, növény-, állat taxonok).

Elvileg talán helyesebb volna (a környezetétől elhatárolódó) életközösséget a meghatározásban szerepeltetni, de ismereteink egyelőre alapvetően megállnak a taxonok szintjén. A közös okra visszavezethetően, egy időben, egymáshoz közel megjelenő mikroélőhelyek együtt mikroélőhely komplexnek nevezhetők (pl. szivárgó vízű szakadópart – forrás – patak, álló

holtfa a talajfelszín alatti gyökfőtől a vékony ágakig, dőlés révén létrejövő gyökértányér – gödör – tuskó). Jóval merészebbnek tűnik az ULANOVA (2000) által bevezetett „kidőlt fa ökoszisztéma” kifejezés. Magunk ezt (az ökoszisztéma szót) csak akkor javasoljuk alkalmazni, ha egy-egy mikroélőhely (komplex) esetén kellő mennyiségű és minőségű ismerettel rendelkezünk az abiotikus háttérrel, a mikroélőhelyre jellemző táplálékhalózzal, anyag és energiaforgalmi folyamatokkal, esetleg ezek változásával (a szukcesszióval) kapcsolatban. Bár a fenti cikk ezt messze nem ilyen részletességgel fejti ki, a holtfával valamint a madarak fészkeivel kapcsolatban e kifejezés is megalapozottnak tűnik (részletesebben ld. alább).

A tisztánlátás kedvéért még meg kell jegyezzük, hogy az angol nyelvű szakirodalomban a „microsite”, „microhabitat” szavak használata egyelőre nem tűnik kellően letisztultnak. A régebbi publikációkban gyakoribb az előbbi kifejezés, illetve inkább termőhelyi, topográfiai értelemben használatos. Utóbbi szó gyakrabban tűnik fel a modernebb, a faji kapcsolatot elemző szakcikkekben (és ilyen értelemben fenti definícióknak is jobban megfelel), de teljesen az előbbi szinonimájaként is használatos. További hiány mutatkozik az angol és a magyar nyelvű terminológia egyeztetésében, aminek legfőbb oka talán a hazai szakirodalom szűkössége és így a szóhasználat kiforratlansága. Több könyvespolcnyi irodalma van a madarak táplálkozásával, fészkeléssel kapcsolatos (mikro-)élőhely választásának (pl. CODY 1985). Ezekben a (rendszerint használt) „microhabitat” kifejezés csak korlátozottan felel meg saját meghatározásunknak, hiszen csak a vizsgált taxon(ok) egy-egy élettevékenysége szempontjából különítenek el kisebb területi egységeket.

Fenti meghatározásunk még mindig tartalmaz bizonytalanságokat, melyek feloldásában a szakirodalom nem egységes: milyen kicsinek kell lenni az élőhelynek (a környezetéhez viszonyítva), mennyire szorosan és tartósan kell kötődni hozzá az egyes fajoknak (pl. mikroélőhely-e egy növényi termés, melyben bizonyos rovarok lárvái fejlődnek). A következőkben mi a fenti definíciót a legtágabban értelmezzük. A megadott jellemzőkből néhány további, biológiai és természetvédelmi szempontból nagy jelentőséggel bíró jellegzetesség vezethető le:

Sem elvi, sem gyakorlati síkon nincs éles határ a hagyományos értelemben vett, vagy az ÁNÉR rendszerben értelmezett) élőhelyek és mikroélőhelyek között.

A speciális termőhelyi körülményeik miatt eleve kis területű élőhelyek esetében a vizsgálat célja, objektuma határozza meg, hogy mikro-, vagy hagyományos élőhelyként határozzuk-e meg őket (pl. forráslápok, semlyékek, mohagyepék). Bizonyos nagyobb kiterjedésben önálló társulásként vagy élőhelyként is leírható jelenségek kisebb nagyságrendben mikroélőhelyként határozhatók meg (pl. sziklakibívások, kőgörgöttek, löszfalak, vizenyős foltok növényze-

te). További izgalmas kérdés a mikroélőhelyek és az őket körülvevő mátrix kétirányú viszonya. Egyrészt ugyanaz az erdőszerkezeti elem más mikroélőhelyeket tud kialakítani a mátrixtól függően, pl. egy álló facsonk más mikroélőhelynek tekinthető egy árnyas szurdokerdőben, mint egy fás legelőn (előbbi esetben inkább hűvös-nedves körülményekhez kötődő, zárt-erdei, míg utóbbi esetben inkább fény és melegkedvelő életközösség található meg benne). Ugyanakkor a mikroélőhely is hat a környezetére, pl. a holtfa igazoltan hozzájárul az erdő egészségesebb működéséhez, stabilitásához (ld. pl. CSÓKA 2000). A holtfa nagyon fontos lehet a sziklai, vízi (mikro)élőhelyek fajgazdagságában is (részletesen ld. alább). A mikroélőhelyek kiterjedésének határait illetően nagyon fontos hangsúlyoznunk, hogy a léptékfüggőség a vizsgált élőlényvel, életközösséggel is kapcsolatos. Egy kis méretű rovar (pl. gubacsszúnyog) szempontjából egy rügy is nevezhető mikroélőhelynek, mert a számára meghatározó tényezők ott hatnak rá (Varga Zoltán írásbeli közlése, 2016).

Bizonyos mikroélőhelyek és élőlények (növény-, állat- és gomba taxonok), illetve életközösségek között szoros kapcsolat van.

A különleges, a környezettől elütő környezeti viszonyok nyilvánvalóan specialista taxonok (fajok, alfajok, de akár nemzetségek) megjelenését teszik lehetővé. A témával kapcsolatos szakirodalmat tanulmányozva egyértelműen kimondható, hogy maga a mikroélőhely fogalma operatíván csak konkrét taxonokhoz kapcsolva értelmezhető. Még akkor is igaz ez, ha bizonyos esetekben nagyon sok ilyen taxon nevezhető meg. ÓDOR (2016b) szerint pl. Észak-Amerikában és Európában együttesen 1271 zuzmófaj fordul elő fán, ennek 57%-a specialista kéreglakó, 10%-a specialista korhadéklakó. A lombosmohák esetében a specialista fajok aránya kisebb (176 európai fán élő faj 25%-a specialista epifiton, 5%-a specialista korhadéklakó). A májmohák esetén hasonlóak az arányok, de fordított a megoszlás (a 81 fán előforduló európai faj 25%-a specialista epixyl, 1%-a specialista epifiton).

A mikroélőhely fogalmának fajhoz kötött értelmezhetőségére jó példákat ad MIKÓ és CSÓKA (2016) írása: a fába vájt odúk az itt költő énekesmadarak szempontjából inkább átmeneti szálláshelynek minősíthetők, míg a költő madarakkal együtt élő (részben az élősököidökkel táplálkozó) hangyák számára valódi mikroélőhelyek. Hasonlóan, a hangyák által épített és lakott bolyok a hangyáknak nem, csak a velük szorosan együttélő (mirmekofil) gerinctelen állatok szempontjából sorolhatók ide. Kérdéses lehet a gubacsok megítélése az őket létrehozó gubacsszúnyogok vagy -darazsak lárvái részéről, míg egyértelműen mikroélőhelynek minősíthetők a hozzájuk szorosan kötődő inkvilin fajok szempontjából (ld. CSÓKA és AMBRUS 2016).

Másik irányú, de legalább ennyire fontos összefüggés, hogy bizonyos mikroélőhelyek kialakulása bizo-

nyos fajokhoz-fajcsoportokhoz kötött (pl. fába odút vájó harkályok, méretes járatot rágó cincérek, gubacsot képező szúnyogok és darazsak).

Az erdő összetétele, szerkezeti és dinamikai gazdagsága szoros összefüggésben van a mikroélőhelyek számával, valamint a mikroélőhelyek is nagyban hozzájárulnak az erdő sokféleségéhez, a biodiverzitás egyik kulcseleme így az erdő mikroélőhelyben való gazdagsága.

A biotikus jellegű mikroélőhelyek az erdő élő összetevőiből állnak (pl. mohapárna, gomba termőtest, fakéreg, odú), illetve ezekből, vagy ezek révén képződnek (pl. avarfelhalmozódás, korhadó fa, elhalt gubacs). A faji sokszínűség növekedése így magától értetődően önmagában növelheti a mikroélőhelyek számát.

A szerkezeti elemek közül néhány mikroélőhelyként működik (pl. avarszint, mohaszint, méretes fák kérge, álló és fekvő holtfa), másrészt a szerkezeti sokféleség bizonyítottan maga után vonja az összetétele (így elsősorban a faji) sokszínűség növekedését. A ritkább szerkezeti elemek számos olyan taxon megjelenését teszik lehetővé, melyek mikroélőhelyteremtők (pl. méretes fákban odút készítő harkályok, xilofág járatkészítő rovarok, lignikol gombák termőteste). A megjelenő újabb fajok így tovább növelhetik a mikroélőhelyek számát, illetve sokféleségét. Ez az állatfajokra is közvetlenül igaz (pl. állati tetem, ürülék, fészkek).

A természetes erdődinamikai folyamatok részben közvetlenül alakítanak ki sokféle mikroélőhelyet (pl. faelhalás, széldöntés révén holtfa és gyökértányér képződés), részben közvetve teszik lehetővé a mikroélőhelyek számának, változatosságának növekedését (pl. lék képződés révén a megvilágítottsági, hőmérsékleti, vízellátottsági viszonyok változatosságának nagyfokú növekedése, ld. GÁLHIDY 2016). A körülevő mátrixhoz (élőhelyhez, esetünkben az erdőhöz) viszonyítva a mikroélőhelyek jelentős része időben gyorsabban változó (pl. lebomló holtfa, tetem, gomba termőtest, talajba simuló gyökértányér), kisebb részük időben állandóbb (pl. sziklafal, sziklaüreg), ezek az erdő dinamikáját is sokszínűbbé teszik.

Mindezek alapján SCHÄTZL és mtsai (1989) cikke azt a kijelentést sem érzi túlzónak, hogy sokféle erdőben az általuk vizsgált egyetlen jelenség (a fák kidőlése révén gyökértányér és gödör képződés) a fajgazdagság és diverzitás fenntartásának elsődleges eszköze. MARTIN (1998) korábban már idézett cikke szerint ráadásul a mikroélőhely használatból adódó szegregáció a populációk számára adaptív lehet, magasabb fitneszt eredményezve. Ez utóbbi és a mikrohabitat-szegregáció leírása hosszabb távú, evolúciós léptékű folyamatokat is segíthet megérteni pl. klímaváltozás hatásainak előrejelzése esetében (CHECA és mtsai 2014).

A mikroélőhely-gazdagság a természetesség egyik indikátora.

SILLER és mtsai (2002) Kékes Erdőrezervátumban folytatott vizsgálata bizonyította, hogy a holtfához kötődő mikroélőhelyek, valamint az ezeken élő nagy- gomba fajok a legnagyobb változatosságot a természetes erdőkben leírt fejlődési fázisok közül az össze-roppanási fázisban lévő állományrészekben mutatják. Ez a fázis (számottevő mértékben) csak a gazdálkodással nem érintett erdőkben jelenik meg. E vizsgálat egyébként egyúttal azon kevés hazaiak egyike, melyek kifejezetten mikrohabitatokkal is foglalkoztak.

MICHEL és WINTER (2009) cikke szerint a természetes és régóta kezeletlen erdők mikroélőhelyekben való jóval nagyobb változatossága a természetes erdődinamikai folyamatok eredménye, melyet a leg- jóindulatúbb gazdálkodói gyakorlat is csak bizonyos mértékig tud megközelíteni. Emiatt a természetes erdők mindig magasabb szerkezeti gazdagsággal és ökológiai diverzitással jellemezhetők, még az idős kezelt erdőkhöz képest is.

Ha az egyes élőlénycsoportokhoz értő ökológusok feltárják a mikroélőhelyek és egy-egy élőlénycsoport sokféleségének összefüggéseit, akkor a mikroélőhelyek felmérése révén következtethetünk az erdő-állományok biológiai sokféleségére, természetességi állapotára. A természetes (nem vagy az alig háborgatott) erdő jellemző dinamikájának, szerkezeti és összetételei viszonyainak akár csak hozzávetőleges (nem teljes körű) ismerete alapján is meghatározhatók az ezekre jellemző mikroélőhelyek. Így egy-egy konkrét (gazdasági, másodlagos) erdőt vizsgálva az ott megtalálható hasonló mikrohabitatok jellemzői (szá- muk, mennyiségük, térbeli eloszlásuk) az adott erdő természetességének egy fontos elemét adják. Ennek gyakorlati jelentőségét az adja, hogy a mikrohabita- tok jól használhatók az erdő biológiai sokféleségének indikációjára anélkül, hogy rendelkezniük a hozzá- juk kötődő életközösségek specialistát igénylő taxo- nómai ismereteivel.

A 2000-es évek elején az erdők természetességének értékelésére kidolgozott rendszerben is megjelentek mikroélőhelyek (BARTHA és GÁLHIDY 2007), ennél valamivel hangsúlyosabban szerepet kapnak egy nap- jainkban zajló ilyen irányú kutatásban (az Északi-köz- éphegységben megvalósuló erdőállapot értékelést ki- dolgozó projekt esetében, STANDOVÁR és mtsai 2015).

Az erdei mikroélőhelyek

Az alábbiakban BARTHA (2013) könyvének felsoro- lását alapul véve vesszük sorra az erdei mikroélőhe- lyeket. A hivatkozott példák java részét az e kötetben megjelent tanulmányokból, azokat előzetesen meg- ismerve merítettük. Megállapításait összefoglalva, néha szó szerint idézzük. Részletesebb információ- ért, és az általuk hivatkozott szakirodalomért min- denképp javasoljuk ezeknek az eredeti írásoknak a tanulmányozását.

Abiotikus eredetű mikroélőhelyek

Stabil, a gazdálkodás időléptékében nem változó mikroélőhelyek az alábbiak. Ezek esetében a tágan értelmezett erdőgazdálkodás (a faanyagtermelésen túl bele értve a kivágott faanyag tárolását, közelítést, kiszállítást, utak építését, és a közjóléti igények kielégítését célzó tevékenységeket is) alapvető feladata a megőrzés lehet.

Sziklakibúvások, valamint ezek felszíni változatossága (hasadékok, felszíni üregek)

A befoglaló erdőktől a növénytársulás-rendszerben (sziklahasadék-növényzet, szilikátsziklai pionír gyepek, szubkontinentális és szubmediterrán sziklai gyepek, ld. BORHIDI és SÁNTA 1999, BORHIDI 2003), illetve az élőhely osztályozási rendszerekben (mészkedvelő nyílt sziklagyepek, nyílt szilikát sziklagyepek és törmelékletők, árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet, ld. BÖLÖNI és mtsai 2011) is elkülönített mikroélőhelyek. Valódi erdei mikroélőhelyként elsősorban a fák által leárnyaltak jöhetnek szóba, de a bokorerdők részeként a fényben gazdagok is ide sorolhatók. Állatvilágukról rövid összefoglalók BORHIDI és SÁNTA (1999) könyvében olvashatók (Varga Zoltán tollából).



1. ábra. Az árnyas sziklák mikrodomborzata növeli a fajgazdagságot (fotó: Korda Márton)

A sziklalakó moha- és zuzmóközösségekkel kapcsolatban ÓDOR (2016b) írása szolgál számos részlettel. Ezek faji-összetételét és fajgazdagságát elsősorban a sziklák mennyiségi és minőségi jellemzői (főleg a kémiai összetétele) határozzák meg. A fajgazdagságot nagymértékben fokozza a sziklákon kialakult mikrodomborzat és a mikrohabitatok gazdagsága (pl. csupasz felszín, mélyedések). Érdekes adalék, hogy a sziklahasadékokban felhalmozódó korhadó faanyag számos kiszáradásra érzékeny sziklai moha számára biztosít nedves, magas páratartalmú körülményeket, így a fajgazdagságot szintén növeli.

Az árnyas sziklák (1. ábra) élővilágának védelme szükségszerűen magában foglalja az árnyalás fenntartását. A rajtuk, illetve közvetlen környezetükben kialakult faállományt így véderdőként célszerű kezelni. Sziklakibúvásokban gazdag erdőrészeket esetén ez a legbiztonságosabban faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód alkalmazásával (és tényleges érintetlenséggel), vagy folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodással érhető el. Ha nagyobb, hagyományos gazdasági hasznosítás alatt álló erdőállományokon belül helyezkednek el, akkor biztosítani kell a rajtuk, illetve környezetükben megtalálható faállomány védelmét is, különösen a véghasználatok során, hagyásfa csoportok fenntartása formájában. A drasztikusabb beavatkozások (elsősorban útépitések) során mesterségesen is kialakíthatók, ezeket az eseteket az összes egyéb hatásaikat is figyelembe véve kell értékelni.

Kőgörgöttegek

A sziklakibúvásokhoz hasonlóan, illetve részben avval egyezően önálló társulásként és élőhelyként is azonosíthatók. Előbbitől eltérő jellegük leginkább sajátos dinamikájukban, a kövek-sziklák mozgásában fogható meg, ami miatt a kőzetfelszínnek primer szukcessziója rövidebb, így a fajkészlet is eltér a stabilabb sziklakibúvásokétól. Kisebb területű, árnyas kőgörgöttegek szinte minden erdőtárusulásban előfordulhatnak, a nyílt élőhelyekkel kiegészülve így igen nagy változatosságot mutatnak a mikro-mezoklimájukat, talajtani, illetve aljzat viszonyaikat tekintve.

Védelmük az erdőgazdálkodás során az esetek jelentős részében (a technikai nehézségek miatt) magától értetődő. A jogszabályi kötelezettségekből adódó hagyásfa csoport kijelölésnek, illetve nagyobb terület esetén a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód alkalmazásának ideális alanyai. Tényleges megóvásukkal kapcsolatban (különösen üde erdők kőgörgöttegei esetén) lényeges szempont az állományklíma fenntartása (a hagyásfa folt megfelelő területnagyságával), valamint a közelítések, útépitések során az elkerülésük. Speciális veszélyeztetést jelent a nagyvad állomány túlzott nagysága, illetve lokálisan túlzott hatása, mely taposásával (még akkor is, ha csak vonalasan, váltókon érinti), a kőzettörmelék folyama-

tos mozgásban tartásával radikálisan átformálhatja a mikroélőhelyet.

Barlangok (ide értve a kisebb felszín alatti üregeket és mesterséges bányavágatokat is)

Jelentőségük a denevérek szempontjából közismert (ld. pl. Görföl és Estók fajismertetéseit HARASZTHY 2014 kötetében), esetenként a pelék is igénybe veszik telelőhelyként (BAKÓ 2016). A barlangban előforduló állatfajokat megkülönböztetik aszerint, hogy mennyire ragaszkodnak az élőhelyhez: időszakosan itt tartózkodó barlangkedvelők, illetve állandó barlanglakók. A növényfajok szempontjából elkülöníthető az úgynevezett bejárati flóra, melyhez a bejárat közeli, elsősorban árnyékos, párás körülményeket igénylő fajok tartoznak (a csökkenő megvilágítottság szerint páfrányok, mohák, zöld- és kovamoszatok, végül kékmoszatok), és a ténylegesen barlangi sötétflóra (melyet főleg algák, baktériumok alkotnak).

A természetvédelmi törvény szerint a törvény erejénél fogva védelem alatt áll valamennyi (a definíció szerinti mérethatárt elérő) barlang. A ténylegesen barlangi élőlények legfontosabb igénye a teljes zavaratlanság. A barlangban alvó fajok számára igen fontos a bejárat közvetlen környezetének zavartalansága is. Ezt is szolgálja a barlangok felszíni védőövezetről szóló jogszabály (16/2009. (X. 8.) KvVM rendelet), valamint a bejárat környezetét a véghasználat során védő erdőtervrendelet (45/2015. (VII. 28.) FM rendelet, 4.§ 8. bek.).

Vízmosások

Több tíz éves időtávlatban már változó (elsősorban hátrafelé és oldalra fejlődő) felszínformák. Régóta folyamatosan (természetszerű) erdővel borított környezetben alapvetően természetes kifejlődésűek és lassabban változók. Ugyanakkor gyakoriak az átalakított élőhelyeken másodlagosan kialakult, majd utóbb erdősült, illetve fásodott vízmosások is. Utóbbiak gyakran akácosok, de még ebben az esetben is funkcionálhatnak speciális erdei élőlények (pl. üde lomberdei növényfajok) élőhelyeként. Elkülöníthető mikroélőhelyként magukba foglalhatnak szakadó partokat, lösz- és sziklafalakat, avarfelhalmozódást, forrásokat, (időszakos) vízfolyásokat is, és lehetnek ezek kis területen belül intenzíven változó összletei is. Különösen ez utóbbiak felfoghatók mikroélőhely-komplexumnak is. Domborzatuk és vízgazdálkodásuk miatt nagyobb gyakorisággal jelennek meg bennük a nedves, párás, árnyas viszonyokat kedvelő növények, (jellemzőek pl. páfrányok). Meredek oldalukról az avar többnyire elhordódik, ásványi talajfelszíneket alakítva ki, amely számos talajlakó mohafajnak nyújt élőhelyet. Nyilvánvalóan sok állatcsoport (pl. csigák, ászkák, pókok) szempontjából is kiemelt jelentőségűek. Területükön a tényleges erdőgazdál-

kodás gyakran technikailag is lehetetlen, így korlátozásra nincs is mindig szükség. Túl gyors fejlődésük (mely fokozott erózióval, az erdő területvesztésével, a talaj vízháztartásának megváltozásával is jár) a vízgyűjtő területük védelmével is akadályozható.

Források és közvetlenül kapcsolódó kisvízfolyások

A természetes források jellemzően kisebb-nagyobb területen a felszínre szivárgó vizet, így elmocsarosodó, elláposodó foltokat jelentenek. Jellemzője e foltoknak (különösen erdőben) a hűvös, páratelt mikroklíma, az ásványi vagy néha tözezes talajfelszín, a folyamatosan áramló, oxigéndús víz. Háborítatlan körülmények között a források nem válnak el élesen a patakok felső részétől. Nagyobb terület esetén önálló társulásként (forráslápok, ld. BORHIDI és SÁNTA 1999), illetve élőhelyként (forrásgyepek, ld. BÖLÖNI és mtsai 2011) is elkülöníthetők. Élővilágukról, ritka (részben endemikus) fajairól a fenti munkák, valamint BARTHA és KOVÁCS (2000) írása tartalmaz sok érdekes részletet. HALPERN és HARMOS (2016) e kötetben megjelent tanulmánya a sárgahasú unka és a foltos szalamandra kötődését említi.

A források elvileg a természetvédelmi törvény szerint a törvény erejénél fogva védelem alatt állnak és természeti emlékeknek minősülnek. E jogszabály azonban a gyakorlatban igen nehezen alkalmazható, hiszen definíciója („vízhozama tartósan meghaladja az 5 liter/percet, akkor is, ha időszakosan elapad”) a valóságban csak a foglalt források esetében konkretizálható. Nagyon fontos (különösen a laikusok számára) hangsúlyozni, hogy a forrásfoglalás – nyilvánvaló közjóléti értéke mellett – gyakran a természetes (mikro)élőhelyet megszüntető tevékenység. További foglalások így nem javasolhatók. Az erdőgazdálkodás során kifejezetten kímélendők, véghasználatokban hagyásfa-csoportok meghagyásával, utóbbira az újabbban készülő erdőterv rendeletek is kitérnek (pl. 60/2013. (VII. 19.) VM rendelet 5§ (1)). Megjegyzendő, hogy a gazdálkodás (illetve általában az emberi tevékenység) táji szinten, a teljes vízgyűjtő területen is hatással van a forrásokra, részben az esetleges szennyezések révén, részben a vízgazdálkodás befolyásolásával. Sajnálatosan gyakori jelenség a források elapadása, vagy időszakossá válása, melyben az utak bevágása (illetve spontán bevágódása), és így a talajbeli természetes vízszivárgás sorozatos megsértése, a vizek gyors felszíni elvezetése is biztosan szerepet játszik. Az ide tartozó mikroélőhelyek védelme nem elválasztható a vad-kérdéstől sem: a jelenlegi nagyvad létszám mellett a természetes források nagy részét a taposás és dagonyázás teljesen átalakítja.

Kevésbé stabil, időben változó mikroélőhelyek az alábbiak. Ezek részben természetes erdődinamikai folyamatokhoz kötődnek, de részben a gazdasági célú beavatkozások révén is keletkeznek.

Talajsebzések, talajrepedések, természetesen erodálódo felületek

Nyílt (avarmentes), illetve kifejezetten ásványi talajfelszín nyitása révén szerepük bizonyos növényfajok (pl. nagyon sok kriptogám növény, pionír faj) szaporodásában és terjedésében közismert. Bár kialakulásukat tekintve és topográfiailag is közvetlenül kapcsolódnak a fákhoz, ide vonható a gyökérlábak közvetlen környezete is, mint olyan felszín, ahonnan az avar a mikrodomborzatból adódóan elhordódik, és a feltalaj kilúgozódik. A talajsebzések a természetes erdődinamikai folyamatokat tekintve szorosan összefüggenek a gyökértányérokkal (részletesen ld. alább), mivel leginkább ezekkel együtt képződnek. Ugyanakkor a gazdasági erdőkben jóval gyakrabban és kiszámíthatóbban keletkeznek, a fakitermelésekhez, közelítéshez – készletezéshez és az útépitésekhez kapcsolódva. Ezek a mesterséges eredetű mikroélőhelyek is számos esetben szolgálnak ritka, védett fajok (pl. páfrányok, tőzegmohák) élőhelyül, így utólagos kezelésük (pl. rézsűtisztítás, árok kotrása), illetve megszüntetésük közvetlen természetvédelmi szempontból is körültekintően megközelítendő. A mesterséges talajbolygatásokon és a természetes gyökértányérokon megjelenő kolonista mohaközösségek hasonlósága / különbözősége egyelőre nem ismert (ÓDOR 2016b).

Lefolyástalan, vizenyős mélyedések (pocsolyák, tocsogók, semlyékek, dagonyák)

E mikroélőhely alatt azokat az állandó vizű, vagy kiszáradó erdei kis állóvizeket értjük ide, melyek a talajfelszínen (lefolástalan mélyedésekben, valamilyen vízzáró talaj-, illetve kőzetréteg fölött, rendszerint összefolyó csapadékvizek révén) alakulnak ki (ld. DÉVAI 1976). Bizonyos területnagyság fölött önálló nyílt vízi, mocsári és lápi társulásként, illetve élőhelyként is elkülöníthetők, de ezek többsége legfeljebb mérsékelt árnyalás mellett képes kialakulni, így nem tekinthető valódi erdei (mikro)élőhelynek. Ez alól természetesen kivételt képeznek a láp- és ligeterdők, melyekről BARANYAI-NAGY és BARANYAI (2016) írása szól e kötetben. Szorosabban véve ezekből is inkább csak a fák, gyökérfők közti semlyékek (mint legalább időszakosan vízzel borított, lápi és mocsári növényfajokkal jellemezhető részek) sorolhatók ide. A kapcsolódó fajok többsége szempontjából nagy jelentősége van a vízborítás (illetve az esetleges teljes kiszáradás) hosszának, ez alapján több aspektus is válthatja egymást.

Az erdei kisállóvizek élővilágáról BARTHA és KOVÁCS (2000) írása közöl sok érdekes részletet. A két-élűek és hüllők számára az állandó vizű kis tavak és időszakos víztestek fontossága közismert. HALPERN és HARMOS (2016) tanulmánya e kötetben három erdei vizes mikroélőhelyhez kötődő fajt említ. A sár-

gahasú unka tipikus élőhelyei erdei vagy erdőközeli, napsütötte időszakos kisvizetek (kis erdei tavak, tócsák, keréknyomok, útarok). Külön érdekesség, hogy a mocsári teknős esetében a telelőhelyül szolgáló vízterekben található holtfa, gyökérzet és avar lényeges védő funkciót tölt be a faggal és a szélsőséges hőmérséklet-ingadozással szemben. A foltos szalamandra hazai szaporodóhelyei elsősorban bükkösökben, gyertyános-tölgyesekben előforduló források, patakok és különböző állóvizetek (pl. erdei kistavak, keréknyomok pocsolyái).

A vízállásokat sajnos évszázadok óta a gazdálkodás ellenségeinek tekintik, és számos módon igyekeznek megszüntetni: közvetlen vízvezető árkolással, feltöltéssel (elsősorban síkvidéken), vagy közvetetten, főleg utak építése és karbantartása révén. Az aktív párologtató felület drasztikus csökkentése, és így a vízgazdálkodás felborítása miatt a tarvágás is kifejezetten káros, mely az év nagy részében túlzott elvezényősödést, a száraz, meleg nyári időszakban viszont kiszáradást okozhat (BODOR és FRANK 2000). Főleg a változó vízhatású, időszakos vízállásokat tartalmazó erdők esetében tehát a tarvágás kifejezetten kerülendő volna (gazdálkodási okokból is). Összetettebb problémát jelentenek az erdei utak. Ezek egyrészt hegy- és dombvidéken nagyban gyorsítják a csapadékvíz elvezetését (bevágások esetén ide értve a talajban szivárgó vizet is), így gátolják a vizes élőhelyek kialakulását. Másrészt a burkolatlan utakon a nagygépek mozgása önmagától vezet kisebb-nagyobb időszakos pocsolyák kialakulásához. Ezek azonban csak megfelelő védelem esetén szolgálnak tényleges mikroélőhelyként, folyamatos taposás és idő előtti kiszáradás esetén sok faj számára ökológiai csapadék. Hasonló a helyzet a dagonyázó nagyvad hatásával: eredetileg dagonyák kialakításával mikroélőhelyet képez, mai létszám mellett azonban a vízben szegényebb erdőkben jellemzően az összes ilyen vizenyős foltot drasztikusan átalakítja, így a természetes fajok döntő többsége számára élehetlenné teszi.

Telmák (litotelma, fitotelma, dendrotelma, malakotelma, technotelma)

Kicsi, speciális mélyedésekben időszakosan felgyűlő vizetek. Fenti felsorolás sorrendjében: kövek felületi mélyedéseiben, hézagaiban; növényeken (pl. szárölelő levelek öblében); fákon (pl. faodvakban, ágelágazásoknál); kagylók, csigák héjában; mesterséges anyagokban (pl. konzervdobozban) összegyűlt víz. Bár az erdő sokféle összetevőjéhez kapcsolódva jelennek meg, eredetük (csapadék, esetleg harmat) és lényegük (víztest) azonos. Ehelyütt nem ivóvíz forrásként, hanem önálló élőhelyként jönnek szóba. Az odúkban felgyűlő víz (2. ábra), illetve az átázott korhadék MERKL (2016) szerint elsősorban a szaproxilofág kétszárnyúak jellemző élőhelye, de két bogárfaj is fejlődik benne. Az Európa több országában védett,



2. ábra. Egyes gerinctelen fajok számára nélkülözhetetlen mikro-élőhely az odúban felgyűlő víz (fotó: Korda Márton)

európai léptékben veszélyeztetettnek („endangered”, ECCB 1995) minősített *Anacamptodon splachnoides* (Froel. ex Brid.) mohafaj elsődlegesen a vizet tartalmazó, felfelé nyitott faodvak peremén fordul elő. Célirányos keresésével számos újabb előfordulása került elő hazánkban az elmúlt években elsősorban csertölgy dendrotelmáiból (NÉMETH és ERZBERGER 2015).

Növényi (és gomba-) eredetű mikroélőhelyek

Általában kis kiterjedésű, gyakran egy-egy taxonhoz kapcsolódva kialakuló mikroélőhelyek.

Gombatermőtest

Önmagában is igen sokszínű mikroélőhely-típus. A lignikol gombákon élő állatok közvetetten szaproxilofágok, jelenlétük elválaszthatatlan a holtfától (mely maga is mikroélőhely). A lignikol gombákon élő gerincteleneket röviden tárgyalják CsÓKA és mtsai (2014). Ezek közül leginkább a „taplók” bogárfaunája ismert, és ez a leggazdagabb is (MERKL 2016). A föld alatti gombákon élő rovarokról közölnek cikket BRATEK és mtsai (1992), a gombán élősködő gombákról tesz említést SZEMERE (2005).

A védelem a gyakorlatban minden érintett gombacsoport esetén más és más lehet, erdőgazdálkodási szempontból elsősorban az élőhely megőrzését, valamint holtfán élő gombák esetén a megfelelő holtfa biztosítását jelentheti. A nagygombák védelmével kapcsolatban KUTSZEGI és PAPP (2016) írása tartalmaz sok részletet.

Mohapárna, mohagyep, moha- és zuzmóbevonat

Erdőn belül (kisebb kiterjedés esetén) bizonyos mikroélőhelyeken (pl. fakéreg, sziklakibúvás, holtfa, útrézsű, vizenyős folt) kialakuló, más élőlények számára mikroélőhelyként szolgáló elem. MÁRIALIGETI és mtsai (2009) vizsgálata az Órségben a fafaj-gazdagság és a szerkezeti változatosság pozitív hatását igazolta az erdei mohaközösségek fajgazdagságára, valamint a fényviszonyok hatását a talaj mohagyepjeire. A mohapárnához változatos állatközösség kapcsolódik, amelynek összetevői közül a legtöbb, a mikroélőhelyhez kötődő specialista az egysejtűek, medveállatkák, ugróvillások, férgek, ászkák és rovarok közül kerül ki. E mikroélőhelyhez kötődő állatközösségek részletes ismertetése GLIME (2013) interneten közzétett könyvében található.

Védelme az említett mikroélőhelyek védelméhez kötött. A természetes és mesterséges talajbolygatások szinte automatikusan új mohagyeppek kialakulásához vezetnek (ÓDOR 2016b).

Élő növény földfeletti hajtásainak mikroélőhelyei (pl. kéreg, gyökfő, ágvilla)

A legismertebb ide tartozó példát az epifiton (kéreglakó) mohák jelentik. Az ÓDOR (2016b) írásában közölt fajszámokat a bevezetőben már említettük, további megállapításait az alábbiak szerint foglaljuk össze. A fafajok és a rajtuk megjelenő kéreglakó mohaközösség (3. ábra) szoros kapcsolata igen jól feltárt, sok publikáció bizonyítja, hogy egy állományon belül a különböző fafajokon más mohaközösségek alakulnak ki. Ezt alapvetően a fák kérgének eltérő fizikai és kémiai tulajdonságai határozzák meg. Ebből következően a fafajokban gazdagabb erdők állomány szinten fajgazdagabb epifiton közösség kialakulását teszik lehetővé. Hazai viszonyok között az egyik legfajgazdagabb epifiton közösség a tölgyeken alakult ki, amelynek a kérge vízgazdálkodás, megtelepedés és tápanyaggazdálkodás szempontjából egyaránt sok mohafaj számára kedvező. A bükk és a gyertyán a tölgyhöz képest fajszegényebb, de több specialista kéreglakó mohafaj (*Orthotrichum* és *Uloata* fajok) kötődik hozzá. Egy másik fontos tényező a fák mérete: általános jelenség, hogy nagyobb (és emellett sokszor idősebb) fákon fajgazdagabb mohaközösségek alakulnak ki, mint a vékonyakon. Ez alapvetően három tényezővel magyarázható. Egyrészt itt is érvényesül a fajszám-terület összefüggés (vagyis na-



3. ábra. A fatörzseken gyakran fajgazdag mohaközösség alakul ki (fotó: Korda Márton)

gyobb törzsfelület több faj megtelepedését biztosítja), másrészt a kor mérettől függetlenül is diverzitás növelő (idősebb fák esetében nagyobb a valószínűsége, hogy ritkább, rosszabbul terjedő fajok is kolonizálják a fát), harmadrészt a nagyobb (és öregebb) fák kérge strukturáltabb, repedezettebb, többféle mikrohabitatot tartalmaz (amely több faj számára biztosít életteret).

Legalábbis időszakosan vízzel borított termőhelyen gyakoriak a támasztógyökér-rendszerrel rendelkező, úgynevezett „lábas fák” (ld. pl. BARANYAI-NAGY és BARANYAI 2016), melyek töve edényes növényfajokkal, lombos és/vagy tőzegmohákkal gazdagon borított (4. ábra). A mikroélelőhely ez esetben a környezeténél kevésbé vizenyős körülményeket biztosítja, így a fák gyökfőjén pl. ligeterdei növények is megtelepedhetnek.

Két ide sorolható speciális mikroélelőhelyet is említ MERKL (2016). Az egyik a lombosfák sebeiből szivárgó, a törzsön megjelenő, cukor tartalmú fanedv, mely a baktériumok és nyálkagombák hatására erjedésnek indul, és néha viszkózus tömeggé alakul. Kizárólag ebben a közegben fejlődik az európai falébogár (*Nosodendron fasciculare*) lárvája, és imágója is itt tartózkodik. Ugyanezt az élelőhelyet több egyéb oligofág rovar is látogatja. Hasonlóan különleges a fák koro-



4. ábra. Lábas éger a Hanságban (fotó: Korda Márton)

nájában fejlődő fagyöngy, melynek hajtásaiban szintén élnek bogárfajok, köztük monofág is.

A fent említett szempontok egybeesnek a diverzitás, illetve a természetesség növelésének általános szempontjaival: a (fa)fajok minél nagyobb száma, az idős, méretes fák (legalább részleges) megőrzése ma már általános irányelvnek tekinthető (legalábbis védett és Natura 2000-es területeken). Ebben az irányba hat számos a hagyásfák meghagyására vonatkozó előírás és támogatás (a véghasználatok során). Hasznos módszer a böhöncös jellegű fák megőrzése az előhasználatok folyamán, és igen fontos szempont az erdei (kiegyenlített, párás, árnyas) állományklíma lehetőség szerinti fenntartása (melynek legbiztosabb eszköze a folyamatos erdőborítás fenntartása).

Élő növényen egyes élőlények által létrehozott mikroélelőhelyek (pl. járat, akna, odú)

Az odúlakó bogárfajokról tartalmaz összeállítást közül KOVÁCS (2014). Talán érdemes kiemelni a tölgyfélék talajjal érintkező, bekorhadás révén kialakult odúit, melyekben (illetve melyek bizonyos részében) specialista, kifejezetten ritka bogárfajok (pl. kék pattanó, remetebogár) is kizárólagos életteret találnak. Az ilyen odúlakó fajok többségére jellemző, hogy az



5. ábra. Tőkorhadt sarj eredetű tölgy (fotó: Korda Márton)

adott odút el sem hagyják, teljes életmenetük abban zajlik (akár több nemzedéken keresztül is)! MERKL (2016) e kötetbeli írása szerint a törzsben lévő odvak általában a tükörfoltoktól, ágcsontoktól indulnak ki, és ha eléri a gesztet, a gesztbontó gombák, illetve maguk a szaproxilofág állatok tevékenysége nyomán minden irányban egyre nagyobbak lesznek. Ha a fa életben marad, az odvak – főleg a keménylombos fák – igen hosszú ideig, akár 100 évig is megmaradnak, és folyamatos élőhelyet biztosítanak számos ritka, specializált bogárfajnak.

Az odúkészítő harkályfajok kulcsfajnak számítanak az erdei életközösségben, elsősorban az odúlakó madarak (hazánkban az erdei madárfajok 35%-a ilyen) és denevérek szempontjából (ld. pl. ÓNODI és WINKLER 2014). A harkályok mikroélőhelyeket létrehozó tevékenységére jobb példa a fekete harkály tevékenysége (ZÖLEI és SELMECZI KOVÁCS 2016 alapján): ez a nagy testű faj nagyméretű odvakat és a táplálkozás során réseket, járatokat készít. Gyakran keresi fel például a lóhangyák (*Camponotus* spp.) által használt fákat, amelyeket azok a törzs alsó része felől fokozatosan felfelé haladva rágnak. A harkály e fák törzsrészeit megbontva jellegzetes lyukakat, vésésnyomokat hagy, amelyek számos odúlakó élőlény számára szolgálnak lakhelyül. Az erdőlakó denevérek odú-, illetve

kéregpedés használatáról közöl adalékokat ESTÓK és GÖRFÖL (2016) írása.

A védelem alapvetően a gazda-növények (legegyértelműbben az erdei fák) védelmére terjed ki. Talán érdemes kiemelni a tölgyek tőkorhadt odúit (5. ábra), mely (jelenleg) elég szorosan kötődik a sarj eredetű (bekorhadt sarjtuskóhoz), így az ott említett fajok megőrzésének ma egyik kulcseleme az idős sarjgyepek (legalább részleges) kímélete az elő- és a véghasználatok során is.

Gubacs képződmények

CSÓKA és AMBRUS (2016) tartalmaz áttekintést és sok izgalmas példát közölnek e kötetben, melyet röviden az alábbiakban foglalunk össze. A tölgyeken képződött gubacsokhoz sajátos életmódú rovarok, úgynevezett „inkvilinek” („bérllők”, „társbérllők”) kötődnek. Ezek közül a szélsőséges specialisták a gubacsokozók által képzett gubacsok szöveteiből nyerik táplálékukat, köztük van olyan, amelyik szorosan egy fajhoz, vagy egy nemzedékhez kötődik. Némileg lazábban kötődő inkvilin az a 27 hazai hártácsszárnyú faj, melyek lárvái elsődlegesen a gubacsok szövetein táplálkoznak, de egyes fajaik fakultatív ragadozók is lehetnek, mivel időnként elfogyasztják a gubacsokozók lárváit is. Minden taxont (pl. bogarak, sodrómolyok) figyelembe véve egyetlen mogorónyi méretű gubacsban gyakran akár 6–7 rovarfaj 40–50 egyede (gubacsokozó, társbérllő, parazitoid) is kifejlődhet. A nagyméretű, idősebb, belül üreges gubacsok preferált búvó és szaporodó helyei bizonyos hangyafajoknak.

Az említett mikroélőhelyek védelme nyilvánvalóan szorosan kötődik a hazai tölgy fajokkal történő megfelelő gazdálkodáshoz. Ennek egyik fontos (egyéb szempontokból is evidens) eleme a populáción belüli változatosság fenntartása, hiszen a gubacsokozók is számos szempont szerint válogathatnak az egyedek között. Talán kiemelhető még a változatos erdőszervezet és az erdőszegélyek fontossága.

Szárazföldi és vízi növényi (és állati) törmelék (pl. avar, detritusz)

Rendes körülmények között az avar az erdő természetes összetevője, talajfelszíni réteggént (éppen sajátos tulajdonságai és élővilága miatt) önálló szintként is elkülönített része. Emiatt mikroélőhelyként az erdei (szárazföldi) avarfelhalmozódást nehéz elkülöníteni a valóságban térben is, és elvileg is (pl. nem egyszerű hozzá szorosan kapcsolódó élőlényt találni). Az avar hiánya sokkal egyértelműbb mikroélőhely az erdőben (ld. talajsebzés, vízmosás, gyökértányér). Az avar-, illetve talajlakó, szerves anyagot lebontó (destruens, vagy reducens) élőlények, valamint a hozzájuk kapcsolódó növény-, illetve gombaevő és ragadozó állatok csodálatos taxonómiai változatossága és nagy

egyedszáma elég jól ismert (részletesebb kifejtés pl. TRASER 1996 írásában). A vízben történő avarlebomlásban a kioldás, a mikrobiális tevékenység, a makrogerinctelenek aprítása és (főleg folyó vízben) a fizikai kopás vesz részt (ABELHO 2001).

A felhalmozódott avart általánosságban úgynevezett detritivor: először aprító, majd törmelékező makrogerinctelenek kezdik el lebontani. A szakirodalomban több példát találhatunk az ilyenhez kötődő konkrét élőlényekre: baktérium közösségekre (FAZI és mtsai 2005), patakok vízben fejlődő állatfajaira (SLACK és mtsai 1982), vagy edényes növényfajra (RICHARDSON és mtsai 2014). Hazai ilyen jellegű kutatásról nincs tudomásunk. Az erdei avarfelhalmozódás jelentőségét jelzi HALPERN és HARMOS (2016) e kötetbeli írása a tarajosgöték valamint a sárga- és vöröshasú unka tevelési célú szárazföldi menedékheleiként. Érdekességként, a forrásokba beágyazott, speciális mikroélelőhelyként említést érdemel Varga Zoltán utalása a forráslápok vizébe kerülő lombavar sajátos lebontó faunájáról (BORHIDI és SÁNTA 1999, 196. o.). Az erdei kisvizek természetes mederviszonyainak védelme nyilvánvalóan fontos az ilyen jellegű vízi felhalmozódások kialakulásához és fennmaradásához.

Holtfa (élő fa elhalt részei, tönvön száradt faegyedek, törzscsonkok, kidőlt fák, lehullott ágak, gallyak, elhalt fák odvai, leváló kéreg, erősen korhadt törzsmaradványok, vízben lévő elhalt fa)

Mint már a bevezetőben is említettük, e mikroélelőhely, pontosabban az ide sorolható mikroélelőhelyek csodálatosan színes sokfélesége, illetve komplexuma talán a legjobban feltártnak tekinthető a tudományos szakirodalomban és a hazai ismeretterjesztő irodalomban is. Ennek egyik nyilvánvaló oka a fontosságuk: STOKLAND és mtsai (2012) szerint a leírt eukarióta fajok kb. 10%-a használja valamilyen életciklusa során a holtfát, az erdőben megjelenő fajok fele-harmada kötődik a holtfához obligát módon, vagy részlegesen. Különösen a gombák, rovarok, madarak és denevérek esetében kiemelkedő a korhadó faanyag jelentősége, de a moha- és zuzmóközösség szempontjából is fontos (ld. ÓDOR 2016b). A már hivatkozott irodalmak e témát részletesen megismerhetővé teszik mindenki számára, így ehelyütt inkább e kötet írásainak felhasználásával példák felsorolására vállalkozunk.

ÓDOR (2016b) szerint a korhadéklakó moha- és zuzmóközösség összetételét alapvetően a korhadás folyamata (az aljzat fizikai-kémiai változása) határoz-



6. ábra. A korhadás előrehaladtával a mohák és gombák mellett edényes növényfajok is megtelepedhetnek a fekvő holtfán (fotó: Tímár Gábor)

7. ábra. A vastag, korhadó tuskók igen jól őrzik a nedvességet és a hőmérsékletet, kedvező élőhelyet teremtve számos faj számára (fotó: Tímár Gábor)



za meg. A frissen kidőlt fákat először kéreglakó fajok kolonizálják, majd a kéreg leesése, és a faanyag megpuhulása után jelennek meg a specialista epixyl fajok, amelyet a fa szétesése, talajba süllyedése után a lombos erdőkben edényes növények, a tűlevelű erdőkben elsősorban talajlakó mohák követnek (6. ábra). Emellett folyamatosan jelen vannak a korhadási állapot szempontjából indifferens fajok, illetve inkább a korhadékon előforduló (preferenciális epixyl) mohák. A méretes holtfa bizonyítottan nagyon fontos a moha és gomba fajgazdagság szempontjából: a több hely és a hosszabb lebomlási (egyúttal kolonizációs) idő mellett ez biztosítja a legváltozatosabb körülményeket is. Az epixyl populációk regionális fennmaradásához az aljzat (és ezáltal a lokális populációk) korlátozott élettartama miatt nagyon fontos a holtfa táji szinten folyamatos jelenlétének biztosítása.

HALPERN és HARMOS (2016) írása szerint a herpetofauna tagjai számára a fekvő és álló holtfa egyaránt fontos, mint menedék- és táplálkozóhely. Kivágott, értéktelen fatörzsekből halmok létrehozása zavartalan helyeken főként hullófajok védelmét segíti. A tarajosgöték többek között földön fekvő fatörzsek alatt, korhadó facsonkokban, fakéreg alatt találják meg szárazföldi menedékhelyeiket. A sárga- és vöröshasú unka telelési célra gyakran erdei élőhelyeket keres fel, ahol pl. fatörzsek és kéreg alatt húzódhat meg.

MERKL (2016) szerint az európai erdőkben élő állatfajok nagyjából 20 százaléka szaproxilofág, vagy élete közvetlenül az ilyen fajoktól függ. A hazai mintegy 6300 bogárfaj közül nagyjából 1000 a szaproxilofág, vagyis a teljes fajszám körülbelül 15 százaléka, az

erdei bogárfajoknak mintegy 30 százaléka holtfával táplálkozó, ami a növényevők és a ragadozók mellett a legnagyobb fajegyüttes. A nagyobb fajszámú csoportok közül a cincérfélék és a díszbogárfélék túlnyomó többsége, míg az ormányosbogárféléken belül a szúformák szinte mindegyike elsődleges szaproxilofág. A holtfa bogárfaunájának összetételét leginkább a következő tényezők határozzák meg: a gazdafa rendszertani hovatartozása; a lebomlás stádiuma; a fa átmérője; a napnak való kitettség; a fát bontó gombák rendszertani hovatartozása és a víztartalom. Általában elmondható, hogy a nagyobb átmérőjű holtfa változatosabb fajösszetételű és nagyobb biomaszájú bogáregyüttest tart el. Ezt a nagyobb szubsztrátum meg és a sokkal erőteljesebb pufferkapacitás (egyenletesebb hőmérséklet, mérsékeltebb kiszáradás) mellett a többféle élőhely is biztosítja. Egy méretes álló facsonokban például különböző helyzetű és korú odvak lehetnek, a csúcsa és a töve eltérő megvilágított-ságú (így más hőmérsékletű és nedvesség tartalmú) lehet, néhol leválhat a kéreg; és mindez más és más bogárfajok megtelepedését teszi lehetővé. A rögzült kérgű törzseknek a cincér- és díszbogárlárvák által uralt faunáját időben követi a nedves, kéreg alatti, de a még aránylag kemény fatest feletti élőhelyen kialakuló bogáregyüttes (miközben ugyanazon fatörzsből is megtalálhatjuk a két fajegyüttest). A tuskók és a vastag elhalt gyökerek igen jól őrzik a nedvességet, tartják a hőmérsékletüket, nagy tömegű faanyaguk lehetővé teszi, hogy specialisták, köztük a legnagyobb hazai bogarak közé tartozó fajok is kifejlődjenek bennük (7. ábra).

A holtfában készített odvak nem csak az azokat készítő bogarak számára mikroélőhelyek. A szíjácsban rágó szúfajok vagy a penésztenyésztő fabogár pl. nem magát a fát fogyasztják, hanem a járataik falát bevonó (élesztő)gombákat, amelyekkel szimbióta kapcsolatban állnak. Az elsődleges szaproxilofágokat követi számos ragadozó (elsősorban az úgynevezett dekompozíciós szakaszban) és sok élősködő (pl. fűrészek) is.

A víz alá merült elhalt fa kolonizációjában a bogarak szerepe alárendelt. Karmosbogárfajaink közül kettő a vízben lévő faanyag moszatbevonatával táplálkozik. A hazánkban ritka éger-bíborbogár lárvája részben vízbe merült fatörzsek belsejében furkáló szűbogarak ragadozója.

A kapcsolódó élőlények szempontjából nagyban különbözik az álló és a fekvő holtfa, illetve ezek levált kérge is. Utóbbi esetében a holtfa alatti mikro-térség is része lehet a mikroélőhely-komplexnek. Ezen kívül a száradó, a frissen és a régen kiszáradt, még nem korhadó és korhadó holtfának jellegzetes szukcessziója is van (Varga Zoltán írásbeli közlése, 2016).

További érdekesség a mocsári teknős már említett kötődése a telelőhelyül szolgáló vízterekben található holtfához, mely számára lényeges puffer funkciót tölt be.

A holtfa fenntartásával, képződésének elősegítésével kimerítő részletességgel foglalkozik FRANK és KOVÁCS (2014). Ugyanebben a kötetben ÓNODI és WINKLER (2014) az odulakó fajok szempontjából a holtfa mesterséges előállítását hangsúlyozza a fák gyűrűzésével, égetésével, kivágásával (ügyelve a mennyiségre, minőségre és térbeli eloszlásra is). ÓDOR (2014) szerint igazán fajgazdag korhadéklakó közösség csak a nagyméretű korhadó törzseket is tartalmazó erdőkben maradhat fenn, ezért ezek megmaradt állományainak megőrzése kulcskérdés a természetvédelem számára. Ugyanakkor más vizsgálatok arra hívták fel a figyelmet, hogy ha a holtfa mennyisége regionálisan alacsony (kevesebb mint 10 m³/ha), akkor adott térfogatot sok kisméretű mennyiségben elosztatva magasabb biodiverzitást kaphatunk, mint ha az ritkán megjelenő, nagyobb egységekben van jelen. Mivel a hazai erdőkben a méretes holtfa kifejezetten hiányzó elem (ld. ÓDOR és mtsai 2005), a vékonyabb ágak, valamint a tuskók természetvédelmi szerepe megnő, ugyanis ezeken is számos korhadéklakó faj képes túlélni.

A holtfa fontosságát ma már a hazai jogszabályok is tudatosítják: a hatályos erdőtörvény szerint az erdészeti hatóság Natura 2000 erdőterületen szinte minden fahasználat esetén előírhatja álló és fekvő holtfa visszahagyását (kifejezetten egészségügyi fakitermelés esetén is, legfeljebb 5 m³/ha mértékig). Ezt egészítik ki az utóbbi években megjelent erdőterv rendeletek, melyek általános érvénnyel előírják, hogy

- természetes, természetszerű és származék erdőben a visszamaradó holt faanyag mennyiségének növelése érdekében egészségügyi termelés csak



8. ábra. Az erdei mikroélőhelyek különleges típusa a faegyedek kidőlésével létrejövő gyökértányér és a hozzá tartozó gyökérgödör (fotó: Korda Márton)

akkor tervezhető, ha legalább 5 m³/ha mennyiségű holt faanyag már jelen van az erdőben (bizonyos kivételek természetesen tehetők).

- a hagyásfa-csoportokban található holtfát, valamint az esetlegesen itt kitermelt faanyagot vissza kell hagyni a területen.
- védett természeti területen, illetve a Natura 2000 területen természetes, természetszerű és származék erdőkben az erdőnevelések során böhöncös, odvas faegyedeket, valamint álló és fekvő holtfát kell visszahagyni a területen (lehetőség szerint egyenletes eloszlásban).

Gyakran a túlszaporodott vaddisznóállomány is negatív hatással lehet a holtfához kötődő élőlényekre, ami a korhadó fatörzsek szétbontásában, a fatuskók és odvak környékének feltűrésében nyilvánul meg.

Gyökértányérok (és kapcsolódó gyökérgödörök, talajhalmok)

A gyökértányérok létrehozó természetes bolygatási eseményekre, a mikroélőhely-komplex abiotikus és biotikus viszonyaira vonatkozó szakirodalmat részletesen feldolgozza GÁLHIDY (2016) írása e kötetben. E mikroélőhelyek a természetszerű erdők területének

7–25%-án (de katasztrófaszerű szélöntések után akár 50%-án) előfordulhatnak. A gyökértányérok egyes mikroélőhelyei 50–200 éven át, vagy még hosszabb ideig fennmaradnak, sok esetben a következő szélöntésig is. Az egész mikroélőhely-komplex fontos tulajdonsága, hogy az avartakaró a létrejöttékor hiányzik, ami lehetővé teszi az ásványi talajfelszín igénylő fajok megtelepedését (ez az idő előrehaladtával megváltozik). A komplex egyes részei sajátos mikroklímával jellemezhetők. A gödör megvilágítottsága és átlagos hőmérséklete a legalacsonyabb, a talajnedvesség itt a legnagyobb, míg a tulajdonképpeni gyökértányéron éppen fordított a helyzet (8. ábra). Edényes növényfajok megtelepedéséhez a gyökérgödörök (akárcsak a gyökértányérok), jelenthetnek kedvezőtlen és kedvező feltételeket egyaránt, attól függően, hogy milyen magas a talajvízszint, vagy van-e körülöttük lék.

ÓDOR (2016b) szerint a zárt lombos erdőkben a talajlakó mohák elsősorban a fák kidőlése során keletkező gyökértányér-komplexhez, mint a talajbolygatások után kialakuló ásványi talajfelszín foltokhoz kötődnek.

SCHAETZL és mtsai (1989) már idézett átfogó írása foglalkozik a gyökértányér-képződés faunára gyakorolt hatásával is, e mikroélőhelyekhez igazán kötődő állatfajokat azonban nem említi.

A gyökértányérok az erdők természetes életének igen fontos részét képezik, védelmük szinte semmilyen különösebb erőfeszítést nem igényel (azon túl, hogy nem szabad eltávolítandó problémaként tekinteni rájuk).

Állati eredetű mikroélőhelyek

Az erdei állatokhoz közvetlenül kapcsolódó, belőlük kialakuló, vagy általuk kialakított mikroélőhelyeket soroljuk ide, kivéve az élő vagy holtfába vájt, fentebb már tárgyalt odúkat, járatokat. Védelmük általános alapja a faji sokféleség felkarolása.

Fészkek, kotorékok

Az állatok által készített mikroélőhelyek legnyilvánvalóbb két példáját a madarak fészkei és bizonyos emlősfajok földbe vájt kotorékai jelentik. COLLIAS és COLLIAS (2014) könyve külön fejezetet szentel a madárfészkek faunája témájának. Szerintük a legfontosabb csoportok: a fészkek növényi anyagaival táplálkozó lebontók; a madarak hullatékán és a zsákmány maradványán élő dögevők; a fészkek egyéb lakóival táplálkozó ragadozók és paraziták; végül a madarak ektoparazitái. Az állatközösségnek ráadásul leírt szukcessziója is van a fészkek kialakításától (elfoglalásától) a széteséséig. BŁOSZYK és mtsai (2005) fehér gólya fészkeit vizsgálták, és abban számos (részben rovarok vagy fonálférgék ragadozójaként élő) atka fajt találtak.

Földbe vájt kotorékot egy sor emlősfaj készít. Mikroélőhelynek nem csak a föld alatti járat számít, hanem a kiásott, felszínre hozott anyag is. Ez avarmentes ásványi talajfelszín, felhozott alapkőzetet, megváltozott mikrodomborzatot jelent. Legnagyobb méretet és mennyiséget hazai erdőkben valószínűleg a borz földmunkája ér el, laza alapkőzeten a régi borzvárak előtt több köbméternyi altalaj, illetve alapkőzet (pl. lösz, homokkő) halmozódhat fel, miközben a járatok beszakadása kisebb-nagyobb felszíni süppedést, suvadást okozhat. A kisebb méretű kotorékokat HALPERN és HARMOS (2016) szerint kételtűek (pl. közönséges tarajosgöte), BAKÓ (2016) szerint pelék használhatják telelésre.

A fészkek és kotorékok védelme elsősorban az ezeket készítő fajok védelméhez kötött. A kotorékkészítő emlősfajok jelentős része (így elsősorban a borz és a róka) nem mondható ritkának, így az erdőkben általában a mikroélőhely is gyakori. Fokozottan védett (nagy testű) madaraink esetében a mesterséges fészkek kihelyezés már bevett természetvédelmi gyakorlatnak számít. Talán nem fölösleges hangsúlyoznunk, hogy csak a lakott fészkek tartják fenn az említett életközösségeket, így azok kialakulásához is az adott madárfaj minden létfeltételét biztosítani kell.

Élő és elhullott állat kültakarója, belső része, állati ürülék

A paraziták, dögevők, ürüléket fogyasztók (illetve utóbbiak közül elsősorban az azokban fejlődő, bizonyos életfázisban azokhoz kötött) fajok számára ezek is mikroélőhelynek minősülnek. A dögbogárfélék több faja pl. kizárólag dögevő, vagy dög- és ürülékfogyasztó. A temetőbogarak végig egyazon (eltemetett) dögön fejlődő lárváikat például gondosan táplálják, ráadásul a testükön ragadozó atkákat is hurcolnak, melyek segítenek a konkurens legyek tojásainak és lárváinak visszaszorításában. A témában számos részlet olvasható még MERKL és VIG (2009) kiváló könyvében.

Konklúziók

E kötet számos fejezetében találkozhatunk mikorélőhelyekkel, hiszen amikor a különböző élőlénycsoportok élőhelyi igényeit, az erdőgazdálkodás rájuk vonatkozó hatásait tárgyalják a szerzők, ezt gyakran (bár a legtöbbször kimondatlanul) a számukra legfontosabb mikroélőhelyek bemutatása kíséri. E fejezet más oldalról közelíti meg ezt a kérdést, nem egy élőlénycsoport szempontjából keres és mutat be a mikroélőhelyeket, hanem ez utóbbiakat áttekintve tárgyalja azok jelentőségét, az őket használó élőlénycsoportokat, valamint fennmaradásuk biztosításának lehetőségeit. Ennek a megközelítésnek igen nagy gyakorlati jelentősége van. A mikroélőhelyek felmérése nem igényli a hozzájuk kapcsolódó élőlénycsoportok specialistáinak bevonását, az erdőre és erdei élőhe-

lyekre vonatkozó általános szaktudással felmérésük megvalósítható. Több gyakorlat orientált kutatás foglalkozik a mikroélethelyek alapján történő erdőállapot értékelő monitorozó rendszerek kidolgozásával. Bár ez még sok fejlesztést igényel, elvileg az sem kizárt, hogy az ilyen irányú felmérések az erdészeti célú erdőleírásoknak (pl. Országos Erdőállomány Adattár) is valamikor a részét fogják képezni.

A mikroélethelyek e fejezetben tárgyalt felsorolása nem teljes körű. Ehelyütt nem érintettük azokat, amelyek erdőkben nem, vagy jellemzően nem fordulnak elő (pl. napsütötte szakadópartok és löszfalak, sziki mikroformák, folyóhordalékok, homokbuckák, tópartok komplexei). Külön foglalkozhatnánk egyes élőhely átalakító fajok (pl. hód) tevékenységével.

Irodalomjegyzék

ABELHO, M. (2001): From litterfall to breakdown in streams: a review. – *The Scientific World* 1: 656–680.

BAKÓ, B. Z. (2016): *A magyarországi pelelfajok élőhelyigénye az erdőgazdálkodás tükrében.* – In: KORDA M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 322–342.

BARANYAI-NAGY, A. és BARANYAI, Zs. (2016): *Láperdők, lápcserjések és patakmenti ligeterdők.* – In: KORDA M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 485–500.

BARTHA, D. (2013): *Természetvédelmi élőhelyismeret.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 213 pp. + 48 pp. képmelléklet.

BARTHA, D. és GÁLHIDY, L. (szerk.) (2007): *A magyarországi erdők természetessége.* WWF füzetek 27. – WWF Magyarország, Budapest, 44 pp.

BARTHA, D. és KOVÁCS, T. (2000): *Források és kisvízfolyások jellemző növény- és állatvilága. Kisállóvizek jellemző növény- és állatvilága.* – In: FRANK, T. (szerk.): Természet–Erdő–Gazdálkodás. MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger pp. 108–113.

BŁOSZYK, J., GWIAZDOWICZ, D. J., BAJERLEIN, D. és HALLIDAY, R. B. (2005): Nests of the white stork *Ciconia ciconia* (L.) as a habitat for mesostigmatic mites (Acari, Mesostigmata). – *Acta Parasitologica*, 50(2): 171–175.

BOBIEC, A., GUTOWSKI, J. M., LAUDENSLAYER, W. F., PAWLACZYK, P. és ZUB, K. (2005): *The afterlife of a tree.* – WWF Poland, 252 pp.

BODOR, L. és FRANK, T. (2000): *Mit tehetünk a vizes erdei élőhelyek fenntartásáért?* – In: FRANK, T. (szerk.): Természet–Erdő–Gazdálkodás. MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 113–115.

BORHIDI, A. (2003): *Magyarország növénytársulásai.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 569 pp.

BORHIDI, A. és SÁNTA, A. (szerk.) (1999): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól. I–II.* – TermészetBÜVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 362 + 404 pp.

BÖLÖNI, J., MOLNÁR, Zs. és KUN, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR 2011.* – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 441 pp.

BRATEK, Z., PAPP, L., MERKL, O. és TAKÁCS, V. (1992): Föld alatti gombákon élő rovarok. – *Mikológiai Közlemények* 31(1–2): 55–65.

nek eredményével. Ennél sokkal fontosabb hiánynak érezzük azonban, hogy míg a mikroélethelyek és kapcsolódó taxonok egy része jól ismert, alaposan kutatott, addig mások alig, illetve sok témánál ütköztünk a célirányos áttekintések, feldolgozások hiányába. Bátran ajánljuk tehát a mikroélethelyek kissé elhanyagolt témáját az erdész és ökológus kutatók figyelmébe, mivel tanulmányozásuk során a tudományra új, egyúttal a gyakorlati alkalmazás számára is könnyen hasznosítható ismeretekhez juthatunk.

Köszönetnyilvánítás

A szerző köszönetet mond Ódor Péternek a kéziratához fűzött sok értékes észrevételéért.

CHECA, M., RODRIGUEZ, J., WILLMOTT, K. és LIGER, B. (2014): Microclimate variability Significantly Affects the Composition, Abundance and Phenology of Butterfly Communities in a Highly Threatened Neotropical Dry Forest. – *Florida Entomologist* 97(1): 1–13

CODY, M. L. (szerk.) (1985): *Habitat Selection in Birds.* – Academic Press, Orlando, Florida, 558 pp.

COLLIAS, N. E. és COLLIAS, E. C. (2014): *Nest Building and Bird Behavior.* – Princeton University Press, Princeton, N. J., 358 pp.

CSÓKA, Gy. (2000): *Az elpusztult, korhadó faanyag szerepe az erdei biodiverzitás fenntartásában.* – In: FRANK, T. (szerk.): Természet–Erdő–Gazdálkodás. MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 85–96.

CSÓKA, Gy., és AMBRUS, A. (2016): *Erdei fa- és cserjefajok szerepe a herbivor rovarok fajgazdagságának fenntartásában.* – In: KORDA, M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 155–192.

CSÓKA, Gy., KOVÁCS, T. és LAKATOS, F. (2014): *Mikofág gerinctelenek.* – In: CSÓKA, Gy. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 75–78.

CSÓKA, Gy. és LAKATOS, F. (szerk.) (2014): *A holtfa. Silva naturalis Vol. 5.* – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 261 pp.

DÉVAI, Gy. (1976): Javaslat a szárazföldi (kontinentális) vizek csoportosítására. – *Acta Biologica Debrecina* 13: 147–161.

ECCB (European Committee for Conservation of Bryophytes) (1995): *Red data book of European bryophytes.* – ECCB, Trondheim, 291. pp.

ESTÓK P és GÖRFÖL T. (2016): *Denevérek az erdei életközösségekben.* – In: KORDA, M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 311–322.

FAZI, S., AMALFITANO, S., PERNTHALER, J. és PUDDU, A. (2005): Bacterial communities associated with benthic organic matter in headwater stream microhabitats. – *Environmental Microbiology* 7(10): 1633–1640.

FRANK, T. és KOVÁCS, T. (2014): *Hogyan tartható fent és növelhető a holtfához kötődő diverzitás erdeinkben?* – In: CSÓKA, Gy. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 225–232.

- GÁLHIDY L. (2016): *A lékek szerepe az erdőgazdálkodásban és az erdők természetvédelmi kezelésében.* – In: KORDA, M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 421–458.
- GLIME, J. M. (2013): *Bryophyte Ecology. Volume 2. Bryological Interaction.* – Michigan Technical University, International Association of Bryologist, <http://www.bryoecol.mtu.edu/>.
- HALPERN, B. és HARMOS, K. (2016): *Az erdőgazdálkodási gyakorlat hatása közösségi jelentőségű kétéltű- és hullófajokra.* – In: KORDA, M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 243–258.
- HARASZTHY, L. (szerk.) (2014): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.* – Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, 955 pp.
- HILL, J. és GROSSMAN, G. (1993): An energetic model of microhabitat use for rainbow trout and rosyside dace. – *Ecology* **74**(3): 685–698.
- KOVÁCS, T. (2014): *Szaproxilofág bogarak.* – In: CSÓKA, Gy. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 80–87.
- KUTSZEGI G. és PAPP V. (2016): *Erdőgazdálkodási javaslatok a nagyombák funkcionális és faji sokféleségének megőrzésére.* – In: KORDA, M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 33–56.
- LARRIEU, L., CABANETTES, A. és DELARUE, A. (2012): Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. – *European Journal of Forest Research* **131**(3): 773–786.
- MARTIN, T. E. (1998): Are microhabitat preferences of coexisting species under selection and adaptive? – *Ecology* **79**(2): 656–670.
- MÁRIALIGETI, S., NÉMETH, B., TINYA, F. és ÓDOR, P. (2009): The effects of stand structure on ground-floor bryophyte assemblages in temperate mixed forests. – *Biodiversity and Conservation* **18**: 2223–2241.
- MERKL, O. (2016): *A szaproxilofág bogarak (Coleoptera) szerepe a holtfa lebontásában.* – In: KORDA, M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 129–154.
- MERKL, O. és VIG, K. (2009): *Bogarak a Pannon régióban.* – Vas Megyei Múzeumok Igazgatósága, B.K.L. Kiadó, Magyar Természettudományi Múzeum, Szombathely, 494 pp.
- MICHEL, A. K. és WINTER, S. (2009): Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. – *Forest Ecology and Management* **257**: 1453–1464.
- MIKÓ, Á. és CSÓKA, Gy. (2016): *A hangyák szerepe a magyarországi erdei ökoszisztémákban.* – In: KORDA, M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 109–128.
- NÉMETH, Cs. és ERZBERGER, P. (2015): Anacamptodon splachnoides (Amblystegiaceae): Hungarian populations of a moss species with a peculiar habitat. – *Studia Botanica Hungarica* **46**: 61–65.
- ÓDOR, P. (2014): *A korhadó faanyag szerepe az erdei növények biodiverzításában.* – In: CSÓKA Gy. és LAKATOS F. (szerk.): *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 155–167.
- ÓDOR, P. (2016a): *Az erdei biodiverzitást meghatározó tényezők az Őrségi Nemzeti Parkban. Természetvédelmi biológiai esettanulmány sok élőlénycsoport figyelembe vételével.* – In: KORDA, M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 603–624.
- ÓDOR, P. (2016b): *Erdőgazdálkodás hatása az erdei mohá- és zuzmóközösség biodiverzítására.* – In: KORDA, M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 57–70.
- ÓDOR, P., BÖLÖNI, J., BARTHA, D., KENDERES, K., SZMORAD, F., TÍMÁR, G., STANDOVÁR, T., ASZALÓS, R. és BODONCZI, L. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata III. A faállomány és a holtfa természetességének értékelése. – *Erdészeti Lapok* **140**(7–8): 226–229.
- ÓDOR, P., HELLMANN-CLAUSEN, J., CHRISTENSEN, M., AUDE, E., VAN DORT, K.W., PILTAVER, A., SILLER, I., VEERKAMP, M. T., WALLEYN, R., STANDOVÁR, T., VAN HEES, A. F. M., KOSEC, J., MATOČEC, N., KRAIGHER, H. és GREBEN, T. (2006): Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. – *Biological Conservation* **131**(1): 58–71.
- ÓNODI, G. és WINKLER, D. (2014): *A holtfa szerepe az odúlakó madárközösségek kialakulásában.* – In: CSÓKA, Gy. és LAKATOS, F. (szerk.): A holtfa. *Silva naturalis* Vol. 5. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 125–145.
- RICHARDSON, M. L., RYNEAR, J., és PETERSON, C. L. (2014): Microhabitat of critically endangered *Lupinus aridorum* (Fabaceae) at wild and introduced locations in Florida scrub. – *Plant ecology* **215**(4): 399–410.
- SCHAETZL, R. J., BURNS, S. F., JOHNSON, D. L. és SMALL, T. W. (1989): Tree uprooting: Review of impacts on forest ecology. – *Vegetatio* **79**: 165–176.
- SILLER, I., TURCSÁNYI, G., MAGLÓCZKY, Zs. és CZÁJLIK, P. (2002): Lignicolous macrofungi of the Kékes North Forest Reserve in the Mátra mountains, Hungary. – *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica* **49**(2–3): 193–205.
- SLACK, K. K., TILLEY, L. J. és HAHN, S. S. (1982): Detritus abundance and benthic invertebrate catch in artificial substrate samples from mountain streams. – *Journal of the American Water Resources Association* **18**: 687–698.
- STANDOVÁR, T., KELEMEN, K., KOVÁCS, B. és SZMORAD, F. (2015): *Az erdőállapot-leíró rendszer protokollja 3.2 változat.* – http://karpatierdeink.hu/files/docs/SH_4_13_Protokoll_2015_lezart.pdf
- STOKLAND, J. N., SIITONEN, J. és JONSSON, B. G. (2012): *Biodiversity in dead wood.* – Cambridge University Press, Cambridge, 509 pp.
- SVENNING, J.-C. (1999): Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador. – *Journal of Ecology* **87**(1): 55–65.
- SZEMERE, L. (2005): *Föld alatti gombavilág.* – Első Magyar Szarvasgombász Egyesület, Budapest, 180 pp.
- TRASER, Gy. (1996): *Lebontók.* – In: MÁTYÁS Cs. (szerk.): Erdészeti ökológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 222–234.
- WINTER, S. és MÖLLER, G. C. (2008): Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. – *Forest Ecology and Management* **255**(3–4): 1251–1261.
- ZÖLEI, A. és SELMECZI KOVÁCS, Á. (2016): *Erdei élőhelyek madárvilágának helyzete és kezelési javaslatok – különös tekintettel a közösségi jelentőségű fajokra.* – In: KORDA, M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 281–310.

Forest microhabitats, and possibilities of their conservation in silviculture

Gábor Tímár

Gálhegy u. 88, H-2623 Kismaros, Hungary. E-mail: timarg9@gmail.com

It is well known that microhabitats are significant in maintaining biodiversity and preserving forest naturalness. In spite of the very broad scientific bibliography, the concepts of microhabitat and the related terms (e.g. microsite, microhabitat-complex) are still not solidified. In this paper, the importance of the related flora, fauna and the respective biome is discussed. Forest microhabitats are systematized and presented. Our work is largely built upon other publications of this volume.

Key words: microhabitat, biodiversity, forest, dead wood, naturalness



**AZ ÉLŐHELYEK VÉDELME
ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS**

– esettanulmányok –

**HABITAT CONSERVATION
AND FOREST MANAGEMENT**

– case studies –

Beerdősülő területek, gyepek – erdő mozaikok és szegélycserjések (esettanulmányok)

Schmotzer András

Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, 3304 Eger, Sánc u. 4. E-mail: schmotzera@bnpi.hu

A tájhasználati változások miatt hazánkban jelentősen nő a nem hasznosított domb- és hegyvidéki gyepeknek a kiterjedése, melyek kezelés híján erdővé záródhatnak. Tanulmányunkban ezeknek az erdőterületeken belüli és erdőterületeket határoló átmeneti élőhelyeknek (úgy mint erdőszegélyeknek és cserjéseknek) a természetvédelmi kérdéskörét vizsgáljuk meg. A kezelések tervezésekor minden esetben táji léptékben szükséges gondolkodni ezekről a kevésbé ismert és vizsgált átmeneti élőhelyekről. A megfelelő kezelés megválasztásakor a területi mozaikosság biztosítására is törekednünk kell. A természetvédelmi célt úgy kell meghatározni, hogy többféle élőlénycsoport profitálhasson belőle. Az átmeneti élőhelyek természetvédelmi helyzetének javulásával közvetve az érintkező erdőterületek állapotában is kedvező változások következhetnek be.

Kulcsszavak: spontán erdőszülés, szukcesszió, erdőgazdálkodás, gyepeggazdálkodás, természetvédelmi kezelés, Északi-középhegység, szegélyek, mikroélőhelyek

Bevezetés

Az erdők természetvédelmi kezelésének értékelésekor, tervezésekor elsősorban az erdőkontinuumokra gondolunk, tehát azokra a tájakra, területekre, melyek történeti távlatban is erdők lehettek. Táji léptékben azonban jelentős változások indultak meg Közép-Európában a földhasznosítás drasztikus átalakulásával, a gyepeggazdálkodás visszaszorulásával. A tájtörténet tanulmányozásával ma már azt is tudjuk, hogy ezek a földhasznosításbeli változások, így az erdők kiterjedése a neolitikum óta dinamikus módon változott (MOLNÁR és KUN 2000). Magyarország erdőszültsége a XX. század közepétől folyamatos növekedést mutat, jelenleg közel 2,056 millió hektárt borít faállomány. Csak az ezredfordulótól 2012-ig 148 ezer hektár növekmény volt kimutatható (KSH 2013). A növekedés jelentős részét elsősorban a támogatási rendszerekhez köthető erdőtelepítések (faültetvények) teszik ki, de nem elhanyagolható az agrárterületeken kialakult spontán erdőszülés következtében kialakult, vagy kialakulófélben lévő erdők („talált erdők”) szerepe sem. Míg az erdőszegélyek általában erdők és gyepek (és más agrárélőhelyek) közé ékelődő térben átmenetet képező élőhelyeknek tekinthetők, addig a cserjések, a szekunder progresszió stádiumaként időben képezhetnek átmenetet a fátlan terület és az erdő között. Megállapítható, hogy ezen élőhelyek a figyelem fókuszától messze esnek mind az erdő-, mind pedig a gyepeggazdálkodás tervezése és értékelése során. Ráadásul ezen élőhelyek természetvédelmi megítélése is kettős, esetenként a gyepekonstrukciós munkák

épp a cserjésedés, záródás felszámolását tűzik ki célul, addig más esetekben a legelőkön található cserjés vegetáció megtartásáért is komoly védelmi erőfeszítéseket kell tenni. Pedig számos közösségi jelentőségű és nemzeti védettségű állat- és növényfaj köthető ezen élőhely-komplexekhez (lásd pl. magyar nőszirom, Janka-tarsóka, sárga gyapjasszövő, töviszúró gébics, karvalyposzáta stb.). Az erdőszegélyek összetett szerepe rávilágít természetvédelmi és erdővédelmi fontosságukra is (pl. akkumulációs, védelmi, tájesztetikai és természetvédelmi szerep (lásd BARTHA 2000)). Ezen élőhelyek veszélyeztetettségét is feltehetőleg alábecsüljük. Míg Németországban több cserjés társulás védett és vörös listán szerepel (RENNWALD 2000, DENGLER és mtsai 2003, BÖHNERT és mtsai 2001), addig nálunk BORHIDI és SÁNTA (1999) csak a legkisebb kiterjedésű, védett fajokban gazdagabb szubmediterrán (madárbircscserjés) és kontinentális erdőssztyepp-cserjéseket (törpemandulás, csepleszmeggyes és gyöngyvessző-cserjések) jelzi veszélyeztetettnak és javasolta védelemre. Hasonló anomália mutatkozik az erdőszegélyek esetében is, melynek az is az oka, hogy a szegélyek szerepe a vegetációban teljesen más a Pannon régióban, mint a német klímazonális erdőterületeken. Ugyanakkor a „szegélyesedett” félszáraz gyepek és sarjtelepes erdőszegélyek nálunk is „védendő” besorolást kaptak (BORHIDI 2003, FEKETE és mtsai 2014).

Az átmeneti jellegüknél fogva típusairól, fiziognómiájáról, lokális és tájleptékű dinamikájáról keveset tudunk, így a természetvédelmi kezelési irányelvek is ad hoc jellegűnek tekinthetők. Annak ellenére igaz ez,

hogy a szegélyhatást, mint fontos ökológiai jelenséget intenzíven vizsgálják. Tanulmányunkban e dinamikus fejlődő cserjés- és szegély élőhely-komplexek természetvédelmi kezelésének kérdéseit vizsgáljuk meg, számos középhegységi esettanulmánnyal kiegészítve.

Az erdőszegélyek és cserjés élőhelyek típusai

Botanikai szempontból az átmeneti élőhelyek, így a cserjések és az erdőszegélyek jóval kisebb érdeklődésre számíthatnak, mint a stabil jellegű erdőterületek és gyepterületek. Közép-európai társulástani besorolásukat áttekintve is azt tapasztaljuk, hogy számos szomszédos országban előforduló és ott leírt cönózis nálunk nem került ismertetésre, holott fajösszetétel és megjelenése alapján feltehetőleg előfordul (BORHIDI 2003). A következőkben egy vázlatos értékelést adunk a szegélyekre és a cserjésekre, mind társulástani (cönológiai), mind pedig élőhelytipizálási alapon.

Társulástani megközelítés

Az **erdőszegélyek** társulástani megközelítése átmeneti jellegüknél fogva is igen eltérő. A besorolás összetett problematikáját PAPP (2007) ismerteti. Maguknak az egyes szüntaxonok többségének a leírása is a kiegyenlítettebb klímájú Közép- és Nyugat-Európában történt meg (MÜLLER 1962, DIERSCHKE 1974, PASSARGE 1979, MUCINA és KOLBEK 1993, MUCINA 1997). Míg ott ezek a ritkaságnak számító erdőssztyepp-fajok jobbára csak erdők délies szegély-sávjában fordulnak elő, addig nálunk és a Balkánon a szubmediterrán és a kontinentális klíma hatására széles körben elterjedtek erdőssztyepp mozaikokhoz (pl. bokorerdő – sztyepprét) (1. ábra) illeszkedve

(BORHIDI 2003). Ebből következően a hazai cönológia kezdetben nem jelezte ezeket az élőhelyeket és önálló osztályszintre („*Trifolio-Geranietea*”) történő emelésüket sem ismerte el (lásd JAKUCS 1970, WENDELBERGER 1986, BORHIDI 1996, VALAHOVIČ 2004). Az átmeneti hatás érződik a besorolási anomáliákban is, míg egyes szerzők a szegélyeket a zónának megfelelő erdőkhöz vonják (pl. a *Geranion sanguinei*-t a tölgyesövben a *Quercetalia pubescentis*-be, a *Trifolion medii*-t pedig a gyertyánosokhoz (*Carpinion*), illetve a bükkösökhöz (*Fagion*), az acidofil *Melampyro-Holcetalia*-t pedig a *Quercetalia roboris*-hoz, lásd GÉHU és BORNIQUE 1988), addig mások a társulástani helyüket a gyepeken belül értelmezik (a xerofil *Geranion sanguinei*-t a *Festuco-Brometea*-n, az üdőbb *Trifolion medii*-t a *Molinio-Arrhenatheretea*-n, míg a *Melampyro-Holcetalia*-t a *Calluno-Ulicetea*-n belül (VAN GILS 1978). Utóbbi megközelítést követi például a cseh osztályozás is, mivel a diagnosztikus és karakterfajokra elvégzett statisztikai elemzések osztályszintű elválasztást nem indokoltak (CHYTRÝ és TICHÝ 2003, CHYTRÝ 2007). A hazai társulástani irodalom is a *Festuco-Brometea* osztályon belül taglalja őket (BORHIDI 2003). Az *Origanetalia* renden belül elkülönítésre kerültek a xerofil, száraz termőhelyek szegélyei (*Geranion sanguinei*) és a mezofil erdőszegélyek (*Trifolion medii*), míg a nálunk kis kiterjedésben előforduló mészkérülő erdőszegélyek a *Melampyro-Holcetalia* rendbe kerültek besorolásra. Természetvédelmi szempontból a száraz termőhelyekhez illeszkedő, erdőssztyepp-fajokban gazdag állományaik a pannon vegetáció egyik fő jellegzettségének tekinthetők (ZÓLYOMI és FEKETE 1994). A jellemző erdőssztyepp („Waldsteppe”, „Ws”) karakterfajok listáját JAKUCS (1961) ismertette először.

A környező országokból az irodalom nagyszámú erdőszegély társulást említ, melyeket az 1. táblázatban foglaltunk össze.



1. ábra. Természetes sztyepprét – bokorerdő mozaik bazalton a Déli-Bükkben – Szarvaskő: Kis-hegy (fotó: Schmotzer András)

3. táblázat. A legfontosabb cserjés és szegélyélőhelyek megfeleltetése a közösségi jelentőségű élőhelytípusokkal Magyarországon (BÖLÖNI és mtsai 2011), Szlovákiában (STANOVÁ és VALACHOVIČ 2002) és Csehországban (CHYTRÝ és mtsai 2010)

Magyarország			Csehország			Szlovákia		
J1a	91E0*	Fűzlápok, lápcserjések	K1	–	Fűzcserjések (=Salicion cinereae)	Kr8	–	Fűzcserjések (állóvizek mellett)
J3	–	Folyómenti bokorfüzesek	K2.1	–	Folyómenti bokorfüzesek anyagos és homokos folyópartokon (=Salicion triandrae)	K9	–	Folyómenti bokorfüzesek
M6	40A0*	Sztyeppcserjések	K4	40A0*	Alacsony száraz cserjések (=Prunion spinosae)	Kr6	40A0*	Száraz cserjés (=Berberidion – részben, Prunion spinosae)
M7	40A0*	Sziklai cserjések	K4	40A0*	Alacsony száraz cserjések (=Prunion spinosae, részben Berberidion)	Kr6	40A0*	Száraz cserjés (=Berberidion – részben, Prunion spinosae)
M8	–	Száraz-félszáraz erdő- és cserjés szegélyek	T4.1	–	Száraz lágyszárú erdőszegélyek (=Geranion sanguinei)	Tr6	–	Melegkedvelő szegélyek (=Geranion sanguinei)
			T4.2	–	Mezofil lágyszárú erdőszegélyek (=Trifolion medii)	Tr7	–	Mezofil szegélyek (=Trifolion medii)
P2a	–	Üde cserjések	K1	–	Fűzcserjések (=Salicion cinereae)	Kr8	–	Fűzcserjések (állóvizek mellett)
P2b	–	Galagonyás-kökényes-borókás cserjések	K3	–	Magas mezofil és száraz cserjések (=Berberidion)	K7	–	Kökényes – mogyorós cserjések
			K4	40A0*	Alacsony száraz cserjések (=Prunion spinosae)		–	
RB	–	Őshonos fafajú puhafás jellegű vagy pionír erdők	X12	–	Pionír fajok állományai	X2	–	Fásodó tisztások
S6	–	Nem őshonos fajok spontán állományai	X8	–	Ruderális vagy inváziós fajok alkotta cserjések	X9	–	Idegenhonos fajok állományai

A **cserjések** sem képviselnek egységes csoportot, bár típusaik, a szegélytársulásokhoz képest jobban felismerhetők. A *Rhamno-Prunetea* osztály Európa mérsékelt övének cserjés társulásainak jelentős részét magába foglalja. A társulásokat alacsony és közép-magas cserjék és gyorsan növekvő pionír fajok képezik, melyek mind száraz, mind pedig üde élőhelyeken is kialakulhatnak. Átmeneti jellegüknek fogva a cserjések alatti gyepszőnyeg többféle elemből verbuválódhat, az érintkező erdei és gyepi fajokon túl ruderális és inváziós elemek is előfordulhatnak a termőhelyi adottságoknak megfelelően. Viszonylag kis részük tekinthető az eredeti természetes vegetáció részének (pl. sziklákon előforduló gyöngyvessző-cserjések és löszvegetáció szérieszéhez tartozó törpemandulás cserjések). A száraz – többnyire tövises fajokkal jellemezhető – cserjéseken belül (*Prunetalia*) általában elkülönítenek egy melegkedvelő szubmediterrán csoportot (*Berberidion*) és egy kontinentális sztyeppcserjés (*Prunion spinosae*) csoportot (BORHIDI 2003, JAROLÍMEK és mtsai 2008, CHYTRÝ 2007). Borhidi és Varga a gyöngyvessző-cserjés társulások önállóságát is bevezetik, a *Spireion mediae* csoport leírásával (BORHIDI 2003). A kontinensen nyugat felé haladva a *Prunion spinosae* társulásai igen megritkulnak, majd el is maradnak, viszont a kiegyenlített

klimához alkalmazkodott *Carpino-Prunion* csoport megjelenik (WEBER 1999). Ez utóbbi a mi szélsőségeiből már nem fordul elő. A nitrofil fajokból (szeder fajok, fekete és fürtös bodza) szerveződő cserjéseket a közép-európai cönológiai irodalom a cserjésekhez sorolja, addig BORHIDI (2003) munkájában a vágásnövényzet (*Epilobietea angustifolia*) alá kerültek besorolásra. Hasonló eltérés mutatkozik leginkább leromlott ördögernyő saveny-társulások (*Lycietum barbarum*) besorolását illetően is, melyet általában összevontan a fent említett bodzás cserjésekkel az *Arctio-Sambucion nigrae* csoportba sorolják, addig nálunk – inkább a lágyszárú és magaskórós fajokkal jellemezhető bojtortorjánosok csoportja (*Arction lappae*) alá sorolják.

A környező országokból az irodalom nagyszámú cserjés társulást említ, melyeket a 2. táblázatban foglaltunk össze.

Élőhelyalapú megközelítés

Bár az erdőszegélyek és a cserjések szüntaxonómiai besorolása nem egyszerű, élőhelyi jellegzetességeik jól megrajzolhatók. Ez többnyire megmutatkozik az egyes országok élőhelyosztályozási rendszereiben is, ahol a nagyszámú cönózisok feloldódnak és többnyire

4. táblázat. A Natura 2000 területek kijelölésének alapjául szolgáló növény- és állatfajok kötődése gyep-erdő mozaikokhoz, szegélyekhez és cserjés élőhelyekhez (a kötődés erőssége: + – gyenge kötődés; ++ – közepes kötődés (vagy csak egy életciklushoz kapcsoltnak); +++ – erős kötődés, az adott faj az élőhely karakterfajának is tekinthető)

Csoport	Magyar fajnév	Tudományos fajnév	Kötődés erőssége	Kötődés formája
Növények	bánáti bazsarózsa	<i>Paeonia banatica</i>	+	félmáryékos szegélynövény
	Janka-társóka	<i>Thlaspi jankae</i>	++	szegélyek, cserjések, mozaikos élőhely növénye is
	buglyos tátorján	<i>Crambe tatarica</i>	+	ismert előfordulása cserjésből, de alapvetően a nyílt pionír élőhelyek növénye
	réti angyalgyökér	<i>Angelica palustris</i>	+	üde mocsár- és láprétek cserjés szegélyében is előfordul
	magyarföldi husáng	<i>Ferula sadleriana</i>	+	sztyeppré – bokorerdő átmenetekben is előfordul
	tornai vértő	<i>Onosma tornense</i>	+	sztyeppré – bokorerdő átmenetekben is előfordul
	piros kígyószisz	<i>Echium maculatum</i>	+	ismert előfordulása cserjésből, de alapvetően a sztyepprétek növénye
	illatos csemetgyűvirág	<i>Adenophora liliifolia</i>	++	több eltérő jellegű élőhelyen fordul elő, azonban ezek jelentős része tipikus „szegélyélelőhely”
	fénylő zsoltna	<i>Serratula lycopifolia</i>	+++	természetes szegélyesedő élőhelymozaikhoz kötődik
	magyar nőszirm	<i>Iris aphylla</i> subsp. <i>Hungarica</i>	+++	természetes szegélyesedő élőhelymozaikhoz kötődik
	erdei papucsosbor	<i>Cypripedium calceolus</i>	++	erdei élőhelyeken kívül erdőszegélyek, tisztások, útbevéágások növénye
	adriai sallangvirág	<i>Himantoglossum adriaticum</i>	++	jellegzetes szegélynövény (közutak mentén is)
	Janka-sallangvirág	<i>Himantoglossum jankae</i>	++	jellegzetes szegélynövény, átmeneti élőhelyek faja
	erdélyi avarszöcske	<i>Pholidoptera transsylvanica</i>	+	gyeplakó, de szegélyesedő félszáraz gyepekben is előfordul
	álolaszsáska	<i>Paracaloptenus caloptenoides</i>	+	sztyeppré – bokorerdő átmenetekben is előfordul
	vöröslábú hegyisáska	<i>Odonotopodisma rubripes</i>	+++	kifejezetten a cserjés átmenetek, szegélyek faja
	eurázsiai rétisáska	<i>Stenobothrus eurasius</i>	+	sztyeppré – bokorerdő átmenetekhez kötődik
	magyar futrinka	<i>Carabus hungaricus</i>	+	nyílt homokpusztai faj, de származékerdők szegélyében is előfordul
	sokbordás futrinka	<i>Carabus hampei</i>	+++	kifejezetten a cserjés átmenetek, szegélyek faja
	zempléni futrinka	<i>Carabus zawadzki</i>	++	erdőtársulások szegélye a jellemző élőhelye
Gerinctelenek	nagy szarvasbogár	<i>Lucanus cervus</i>	+	a zárt erdőtülbökök szegélyét és a ligetes fáslegelőket részesíti előnyben
	szarvas álganéjtűró	<i>Bolbelasmus unicomis</i>	+	változó élőhelyekről jeleztek, de előfordul ritkás erdőkben, cserjésedő legelőkön is
	nagy hőszcincér	<i>Cerambyx cerdo</i>	+	a zárt erdőtülbökök szegélyét és a ligetes fáslegelőket részesíti előnyben
	budai szakállasmoly	<i>Glyphipterix loricatella</i>	+	sztyeppré – bokorerdő átmenetekhez kötődik
	Anker-araszoló	<i>Erannis ankeraria</i>	++	gyepekkel mozaikos erdőössztyepp bokorerdőkhöz köthető faj (tápnövénye: a molyhos tölggy)
	keleti mustárlepke	<i>Leptidea morsei major</i>	+	általában üde, ligetes, dús aljnövényzetű erdőkhöz, erdőszegélyekhez kötődő faj (jelenleg hazánkban nincs ismert előfordulása)
	narancsszínű kéneselepke	<i>Colias myrmidone</i>	++	nyíltabb gyep-erdő mozaikok faja (jelenleg hazánkban nem ismert)
	díszes tarkalepke	<i>Euphydryas maturna</i>	+++	a faj petéit az erdőösszegélyben élő fagyalokra rakják illetve az imágók is szívesen táplálkoznak a szegélyekben, nyíladekokban
	sárga gyapjasszövő	<i>Eriogaster catax</i>	+++	kökenyes-galagonyás szegélycserjések karakterfaja
	csíkos medvelepke	<i>Euplagia quadripunctaria</i>	++	kifejezetten a fényben gazdag szegélyekhez kötődő faj
	keleti lápibagoly	<i>Aryttrura musculus</i>	+++	lápok füzekkel cserjésedő szegélyeihez kötődik
	vértési csuklyásbagoly	<i>Cucullia mixta loricata</i>	+	mozaikos, részben cserjés-erdős foltokkal tagolt meszes sztyepprétekhez kötődik a faj
	magyar tavaszi-fésűsbagoly	<i>Dioszeghyana schmidtii</i>	+	nyíltabb, erdőössztyepp jellegű tölgyesekből is ismert
	kígyászölyv	<i>Circaetus gallicus</i>	+	fészkelőhelyül mozaikos, cserjés-gyepes élőhelyeket is tartalmazó területeket választ
	kék vércse	<i>Falco vespertinus</i>	+	fészkelőhelye síksági fás-bokros szegélyekhez, fásításokhoz kötődik
	szalakóta	<i>Coracias garrulus</i>	+	fészkelőhelye síksági fás-bokros szegélyekhez, fásításokhoz kötődik
	kis őrgébics	<i>Lanius minor</i>	++	fészkelőhelye síksági fás-bokros szegélyekhez, fásításokhoz kötődik
	tövisszűrő gébics	<i>Lanius collurio</i>	+++	fészkelőhelye fás-bokros szegélyekhez, fásításokhoz kötődik
karvalyposzáta	<i>Sylvia nisoria</i>	+++	fészkelőhelye fás-bokros szegélyekhez, fásításokhoz kötődik	
erdei pacsirta	<i>Lullula arborea</i>	++	cserjésekkel tagolt mozaikos területek fészkelője	
lappantyú	<i>Caprimulgus caprimulgus</i>	++	fészkelőhelye fás-bokros szegélyekhez, nyíltabb erdőkhöz kötődik	

a vertikális régió (sik-dombvidéki, középhegységi, illetve magashegyi), illetve a termőhelyük vízellátása (üde vagy száraz) alapján kerültek kategorizálásra. A hazánkban is előforduló cserjés és erdőszegély élőhelyek interpretációjának összevetését Csehországgal és Szlovákiával a 3. táblázat mutatja (BÖLÖNI és mtsai 2011, CHYTRÝ és mtsai 2010, STANOVÁ és VALACHOVIČ 2002 alapján). Az élőhelyi sajátosságok ismertetésénél ezt követően az erdőszegélyeket és a cserjéseket együtt kezeljük, elsősorban a dombvidéki, többletvízhatástól független erdőkhöz kapcsolódó állományokra öszpontosítva. Bár a pannon régió természetvédelmi szempontból egyik legértékesebb maradványainak a mezsgyékhez köthető cserjés vegetáció tekinthető, ezekkel „fátlan” jellegéből adódóan itt nem foglalkozunk. Újabban a fitocönológiai besorolás szempontjai mellett a vegetáció-földrajzi megközelítésre is nagy hangsúly helyeződik, ami a pannon régió esetében külön specifikumnak is tekinthető (FEKETE és mtsai 2014, VARGA 2014).

Természetvédelmi megközelítés

Bár a cserjések és más – ökoton jellegű – átmeneti élőhelyek szerepe és jelentősége esetenként alábecsült, számos olyan karakterisztikus (zászlóshajó) faj ismert, melynek teljes életsiklusa vagy annak meghatározott része ezekhez az élőhelyekhez köthető (az erdőszegélyek rovarvilágáról lásd ILONCZAI és KOVÁCS (2000) munkáját). A 4. táblázat azon hazánkban előforduló közösségi jelentőségű fajokat listázza, melyek valamely életsiklusa az (erdő)szegélyekhez és a cserjésekhez köthető (HARASZTY 2014 alapján, a könyvben nem szereplő közösségi jelentőségű madárfajokra kiegészítve). A kötődés erősségét is megadtuk egy háromfokozatú skálán. Természetesen a helytűlő növényeknél és viszonylag kevésbé mozgásképes gerincteleneknél lehet a kötődés erősebb, de számos olyan madárfaj is ismert, mely kifejezetten a cserjés-bokros területeket választja fészkelőhelyül (lásd töviszúró gébics, karvalyposzáta, erdei pacsirta).

Az elemzésből kitűnik, hogy a hazai Natura 2000 területek kijelölése alapjául szolgáló növényfajok több mint fele (összesen 13 faj a 25 fajból) kötődik valamiképp az erdőszegélyekhez vagy a cserjés élőhelyekhez, melyek jelentős része egyben erdőssztyepp faj is. Hasonló reprezentáltságot mutatnak a sztyepp-rét – bokorerdő mozaikhoz kapcsolódó egyenesszárnyúak (4 faj), bogarak (6 faj) és lepkék (8 faj) is.

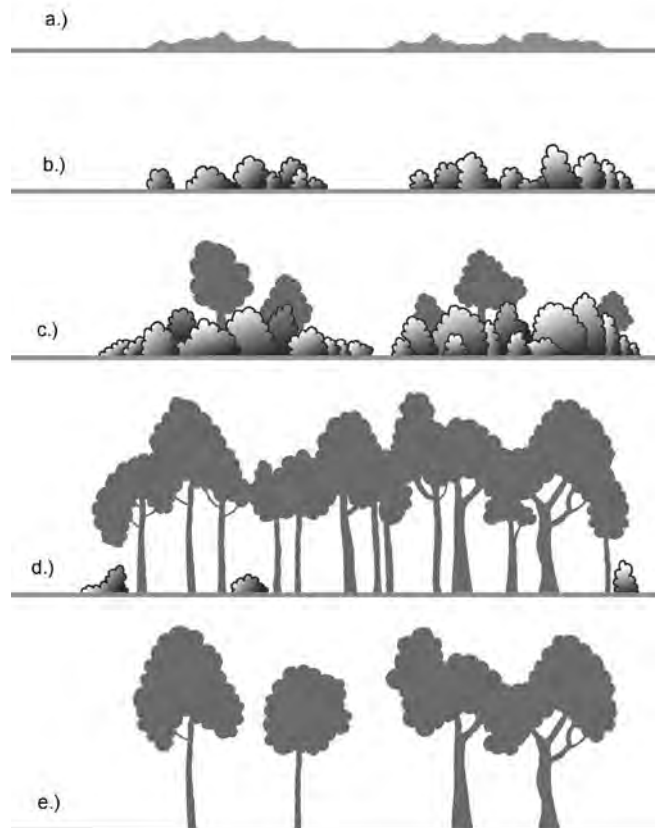
A kiemelt közösségi jelentőségű élőhelyek közül a száraz termőhelyek cserjesei megfeleltethetők Közép-Európában a 40A0 azonosítóval ellátott kontinentális sziklai- és sztyeppcserjések (hivatalos nevén: peri-pannon cserjések) élőhelytípusának. Ennek szűkebb értelmezésében csak a sziklai cserjések (*Spireion mediae*) és az erdőssztyepp-cserjések (*Prunion fruticosae*) sorolandók ide, azonban a fajgazdagabb – ös-

gyepekkel, (erdős)sztyepprétekekkel mozaikoló – kökényesek, galagonyások is ide sorolandók (KUN 2014).

Az erdőszegélyek és cserjések szerkezete és dinamikája

A cserjések fontos szerepét a növényzet fejlődésében teljesen új megvilágításba helyezte Hans Olff és munkatársainak az az elmélete, mely a gyepek, cserjések és erdők ciklikus átalakulását a kiterjedt legeltetésre vezette vissza (OLFF és mtsai 1999). Ezt megelőzően SCHÜLE (1992) is hangsúlyozta, hogy a harmad- és negyedidőszakban, az emberi faj szétterjedését megelőzően, a nagy testű növényevők voltak felelőssé tehetőek a nyíltabb erdőkép és mozaikos tájstruktúra kialakulásában. Mindkét elméletet számos kritika illeti (utóbbi dolgozat esetében lásd például ZOLLER és HAAS (1995) munkáját) de OLFF és mtsai (1999) elméletének rövid ismertetését, annak erdődinamikai vonatkozásai révén, indokoltnak tartjuk (2. ábra, AUSDEN 2007 alapján):

(a-b.) A másodlagosan fátlan területeken a nagyszámú legelő patás állat nem engedi a fás-cserjés vegetáció kifejlődését. Amennyiben az állatlétszám lecsökken (például járványokat követően), szúrós cserjék



2. ábra. Erdők, cserjések és gyepterületek ciklikus átalakulása (OLFF 1999, AUSDEN 2007 alapján). (A cserjefajok lombzatát világos, a fafajokét sötét árnyalás jelzi) (Táborská Jana eredeti rajza)



3. ábra. A szegély-élőhelyeken előszeretettel vadászó nyestek (*Martes foina*) nyár végi – őszi táplálékának jelentős részét a húsos termékek teszik ki, melyek közé tartozik a legtöbb cserjefajunk is (fotó: Táborská Jana)

jelennek meg az eleve nem fogyasztott lágyszárúak és magaskórósok védelmében (pl. mérgező és/vagy szúrós fajok, elsősorban asztafélék és más fészkesek). E nem fogyasztott fajok felszaporodását segítheti az állatok taposása és trágyázása is.

(c.) A cserjék megerősödése lehetőséget biztosít – azok védelmében – a termőhelyre jellemző fényigényes fajok megtelepedésére.

(d.) A fásszárúak növekedésével egy ligetes állapot alakul ki, ahol az árnyékolás hatására az alászorult cserjés visszazorul. Amennyiben természetes módon lékek keletkeznek (pl. bolygatás következtében), ott a legelő állat nem engedi a fásszárúakat ismételt felújulni.

(e.) A kiritkuló ligetes állományban az idős fák kidőlésével és a felújulás legelés általi blokkolásával ismét egy nyíltabb fátlan gyepterület alakul ki, ahonnan a földdinamikai ciklus ismételt megindulhat.

Az elmélet egy olyan dinamikus hálózatot feltételez, melyben a gyepalkotó lágyszárúak, a mérgező és szúrós cserjék és a fajok a földdinamika révén számos közvetlen és közvetett kapcsolatban állnak. A folyamatban a növényfajok egyszerre hatnak egymásra pozitívan (lásd szúrós növények között felverődő fásszárúak megjelenése), míg a ciklus későbbi szakaszában a kompenzációs folyamatok jutnak érvényre (lásd a cserjék visszazorulása a fák leárnyékolása miatt). A képet tovább színezheti a patás állatok szabályozószerepén túl, más állatfajok hatásának a vizsgálata is (pl. beporzás és a magvak terjesztése terén). A fajok magjainak betelepülését elősegíti az anemochoria (lásd füzek, nyárok és lependékterméses fajok, juharok, szilek) mellett a zoochoria is (a madarak esetében például közismert a tölgyesek regenerációját elősegítő szajkó (*Garrulus glandarius*) szerepe). Más vizsgálatok a rágcsálók szerepét is kihangsúlyozzák a

magok terjesztésében (JENSEN és NIELSEN 1986), de a szegélyekhez kötődő kistestű ragadozók (pl. nyestek) szerepe sem elhanyagolható (3. ábra). A regenerálódó dombvidéki erdőterületeken jól megfigyelhető az a jelenség, hogy a zárt cserjés közepén – ahová a vad és/vagy a legelő állatfaj már nem ér el – az adott klímazonára jellemző faj megjelenik és idővel a szegélyező cserjést túlnövi.

Az ökológiában szegélyekről ott beszélhetünk, ahol két vagy több, ökológiai szempontból eltérő jellegű élőhely kerül kapcsolatba, melyben a környezeti adottságok változásával az érintkező élőhelyek fajai együtt is előfordulhatnak. Ilyen szegélynek tekinthető egy erdőn áthaladó út, magának az erdőtömbnek a széle, de egy erdőn átfolyó természetes patak is. Különlegességüknél és egyediségüknél fogva a szegélyek az ökológiai kutatások egyik legintenzívebben vizsgált területének számítanak (lásd RIES és mtsai (2004) összefoglaló tanulmányát). Magát a szegélyhatást sem lehet egyértelműen negatív vagy pozitív hatásnak tekinteni, ez minden esetben függ az adott mátrixot képző táj struktúrájától és az adott élőlénycsoport jellegétől. Az élőhelyek pusztulásából és fragmentációjából következő negatív szegélyhatásokat (például mikroklimatikus változások, megnövekedett tűzveszély, fajközötti kapcsolatok változása és a fertőzésveszély növekedése) STANDOVÁR és PRIMACK (2001) munkája ismerteti, számos esettanulmánnyal kiegészítve. RIES és mtsai (2004) közel 900, erdei szegélyhatást vizsgáló szakkikket értékelt ki, melyben például a növényekre gyakorolt szegélyhatás inkább pozitív hatásként jelentkezett a fajgazdagság tekintetében, mind pedig az egyes vizsgált fajok előfordulási mintázatát tekintve.

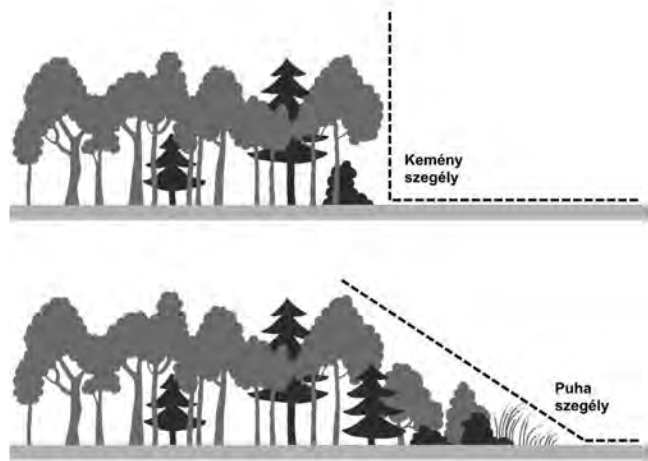
Az erdőszegélyek sajátos struktúrával jellemezhetők. Megkülönböztetünk külső és belső erdőszegé-

lyeket (BARTHA 2000). Az erdőssztyepp vegetáció mozaikstruktúrájának következtében a külső és a belső erdőszegély éles elválasztása nem lehetséges (MOLNÁR és KUN 2000, FEKETE és mtsai 2014). Mozaikos tájban, ahol a mátrixélőhelyet nem az erdők alkotják a külső erdőszegélyek féltermészetesnek tekinthetők, általában agrárterületekkel vagy vonalas objektumokkal (utak, vasutak, csatornák) érintkeznek. Szélességük, természetességi állapotuk az érintkező élőhely adottságának a függvénye. Az erdőszegélyek fajösszetételét és szerkezetét meghatározó tényezők közül az égtáji kitettségéből adódó eltéréseket részletesen is vizsgálták (lásd PAPP 2011, PAPP és mtsai 2014). Az erdőszegélyek a szántóterületek felé a legkevésbé tagoltak, gyepek felé viszont változó szélességűek és tagoltságúak is lehetnek. Itt többnyire a szegélyekre jellemző növényzeti sáv is jól megfigyelhető, melynek elemei az alábbiak:

- erdőbelső
- erdőköpeny (az erdőt övező cserjés)
- erdőszegély (melyben jellemzőek a félcserjék és a magaskórósok)
- lágyszárú fajokból álló szegélyszáv (BORHIDI 2003).

A belső mesterséges szegélyeket elsősorban az erdei nyiladékokkal és egyéb erdőtömböt felszabdáló vonalas objektumokkal, nem edafikus tisztásokkal, erdei rakodókkal érintkezve találjuk.

Megjelenési formáját tekintve az élőhelyszegélyek között megkülönböztetünk „puha” (angol terminus szerint: „soft” vagy „gradual edge”) és „kemény” szegélyeket (angol terminus szerint: „hard” vagy „abrupt edge”, 4. ábra). A hazai szaknyelvben a fokozatosan emelkedő, lépcsőzetes falú szegélyek, illetve a hirtelen emelkedő függőleges falú szegélyek terminusai honosodtak meg (BARTHA 2000). Mindkettő kialakulhat emberi hatásra, de természetes zavarás ered-

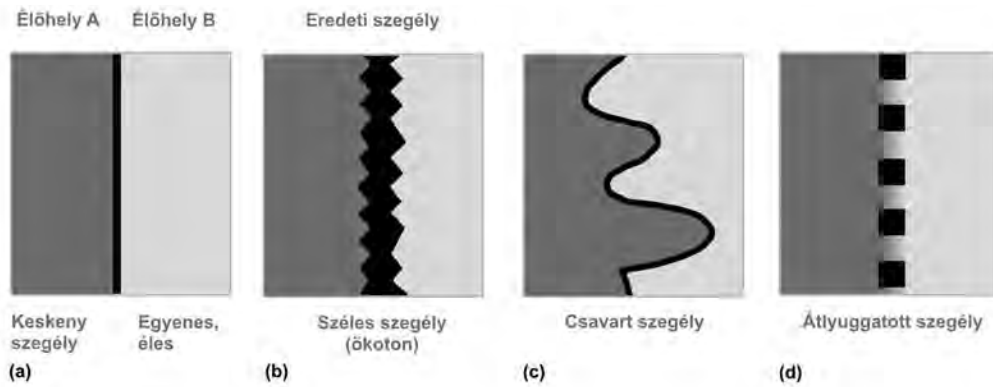


4. ábra. A kemény és a puha erdőszegély sematikus vázlatja (Táboriská Jana eredeti rajza)

ményeképpen is. Az „éles” szegély általában már nagyobb távolságból is biztosan felismerhető markáns határvonaláról. Ezt legtöbbször antropogén tényezők váltják ki, ilyenek lehetnek a vágásterületek, az erdei utak, vasutak de a legtöbb síkvidéki faültetvény szegélye is ezt a mintázatot mutatja (5. ábra). A puha szegély laikus szemmel kevésbé észrevehető, leginkább a növényzetet alkotó elemek fokozatos átmenetéről ismerhető fel (pl. fa- és cserjefajok fokozatos záródásáról és magasságáról). A szélesebb erdőszegély ökotonként értékelhető, melynek térbeli mintázata eltérő lehet. SMITH és SMITH (2011) egyenes, csavart és átluggatott szegélyeket különböztet meg (6. ábra). A kemény szegélyek a puha szegélyekhez képest éles váltást jelentenek a mátrix-élőhely irányába, mely az eltérő mikrokörnyezeti adottságokban (pl. talajszerkezet, talajnedvesség, mikroklíma, gyp- és cserjeszint kifejlődése) is megmutatkozhat.



5. ábra. Kemény erdőszegély: cseres-tölgyes határa parlagterülettel – Mátralába: Mátraderecske (fotó: Schmotzer András)



6. ábra. A szegélyek főbb típusai SMITH és SMITH (2013) alapján

A cserjések szerkezetében többnyire elkülöníthetünk egy világos zónát, melyben a fent ismertetett szegélyekre jellemző fénykedvelő lágyszárúak és magaskórósok uralkodnak (pl. a „szegélyesedést” jelző kocsord (*Peucedanum* spp.), gurgolya (*Seseli* spp.), imola (*Centaurea* spp.), őszirózsa (*Aster* spp.) és peremizs (*Inula* spp.) fajok tömeges előfordulásával), illetve egy árnyékos fázist, melyben már nitrofil erdei fajok is megjelennek (pl. erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum*), bojtorjársaláta (*Lapsana communis*), erdei here (*Trifolium medium*) stb.). Magának a szegélyesedésnek (ismert német terminusa a „Versammlung”) a kialakulásában a tradicionális élőhelykezelések (pl. kaszálógyümölcsösök), illetve azok felhagyása a meghatározó tényező (VARGA és mtsai 1998). Az árnyékos rész sok esetben már áthatolhatatlan, benne szoliter faegyedek is előfordulnak, jellemző az álló holtfa szálankénti előfordulása is. Ez az árnyékos fázis a fiatal cserjésekből hiányzik.

A cserjések szintezettsége az élőhelyi adottságtól függ. A mohaszint többnyire hiányzik, de a zártabb „nudum-jellegű” állományokban előfordulhat.

A gyepszint szintezettségét már említettük, a világos sávban általában fajgazdagabb, sűrűbb és vertikálisan tagolt, míg az árnyékos sáv fajszegényebb, alacsonyabb és kevésbé tagolt. A cserjeszint a leginkább tagolt, 1 méterig fényigényes, pionír cserjék a jellemzőek (elsősorban kökény (*Prunus spinosa*), galagonya fajok (*Crataegus* spp.), vadrózsa fajok (*Rosa* spp.), ritkán cseplezsmeggy (*Prunus fruticosa*) és törpe mandula (*P. tenella*)), melyre helyenként liánok futnak fel (pl. erdei iszalag (*Clematis vitalba*) és komló (*Humulus lupulus*)). A zárt cserjés belsőben a cserjék magassága már 1 és 4 méter közötti, fajkészletük változatosabb lehet, további specialista faszárúak is betelepülnek. Itt már jellemzőek a fajfajok első egyedei is. A regenerálódó erdőnek tekinthető átmeneti cserjés-fás állomány magassága már többnyire 4 méter feletti. Itt a cserjések fennmaradása már az erdő záródásával összefüggő dinamikai folyamatoktól is függ. A hegylábperemi erdőssztyepp tölgyesmaradványaink jelentős része felhagyott szőlők és gyümölcsösök helyén, hosszabb-rövidebb cserjés állapotot követően másodlagosan alakult ki (7. ábra).



7. ábra. Hegylábperemi származék tártárjuharos erdőssztyepp-erdő, alászorult cserjékkel a Bükkalján – Szomolya: Hátmegi-rét (fotó: Schmotzer András)



8. ábra. Természetes erdősávhoz kapcsolódó záródó cserjés, előtérben alacsony expanziós cserjés, sztyepprét-foltokkal a Bükkalján – Eger: Pünkösdtető (fotó: Schmotzer András)

A cserjések fejlődésében felismerhető egy terjedési (expanziós) és egy egyensúlyi (stabilizációs) fázis, mely a szukcesszióval erdővé alakulhat (SÁDLO 1999). A terjedési fázis – különösen felhagyott kultúrterületeken – kevés fajjal megy végbe (elsősorban kökény, galagonya és vadrózsa fajok), sok esetben egyetlen idős szoliter cserjebokorból kiindulva) (8–9. ábra). Amennyiben a cserjésedés egykori, mára felhagyott gyümölcsösben zajlott le, ott a kultúrfajok (alma, körte, cseresznye, birs, házi berkenye) is jellemzők (10. ábra). Ebben a szakaszban még a fénykedvelő ökoton lágyszárúak előfordulnak. A terjedési fázis térben és időben igen eltolódhat, a termőhely adottságainak megfelelően akár pár év alatt is becserjésedhet egy legelőterület, míg másutt ez a dinamika évtizedes léptékben valósul meg.

A cserjések előfordulásuk alapján is jól csoportosíthatók. A legkisebb kiterjedést mutató edafikus társulások úgymint a sziklai cserjések és sztyeppcserjések fajgazdagok, általában egy szukcesszió sorozat tagjai, melyek szerves kapcsolatukat még megőrizték



9. ábra. A fragmentált, hegylábperemi löszgyepek kezelés hiányában pár évtized alatt teljesen felszámolódnak. Kökény – vadrózsa bozóttal és feketefenyővel záródó héricses löszgyep Tibolddarácnál (fotó: Schmotzer András)

az érintkező gyepek és erdős élőhelyekkel. A másodlagos (nem edafikus) cserjés állományok általában megfelelően strukturáltak, vagy erdőszegélyhez, legelőterületekhez illeszkednek, vagy vonalas objektumokat kísérik. Ezen állományok legtöbbször valamiféle kezelés alatt állnak. A jelenleg is zajló tájhasználati változások, legelőfelhagyások következtében napjainkban igen nagy arányban alakulnak ki fajszegény expanziós állományok, melyek – a kezelés hiányában – nagy kiterjedést érhetnek el viszonylag rövid időtávon belül. A következő lépcsőfok a terület beerdősödése, melynek üteméről és mértékéről – a tájtörténeti elemzések révén – egyes résztájakra vonatkoztatva pontos adatokkal is rendelkezünk. A Gömör–Tornai-karszt területén az 1950-es évekig fokozatosan csökkent az erdők kiterjedése, onnan pedig erőteljes növekedésnek indult (56%-ról 67%-ra, lásd NAGY 2008). A növekmény jelentős része a gyepek rovására történt. Az aktív természetvédelmi beavatkozással, fenntartó gyephasználattal kevésbé



10. ábra. Cserjésedő, záródó egykori gyümölcsös Bükkzsérc mellett. Az erdősítés kezdeti fázisában a kultúrfajok, úgymint a házi berkenye (*Sorbus domestica*) és körték (*Pyrus domestica*) a meghatározók (fotó: Schmotzer András)



11a–11b. ábra. Téli léptékű erdősülésre jó példa a Bükk északi előteréből kiválasztott tájrészlet (Szilvásvár – Nagyvisnyó: Aszaló). Jól megfigyelhető a növényzet (a) 1965 és (b) 2014 közötti záródása az egykori legelőterületeken („A”), a zártkertekben („B”) és a Szilvás-patak völgyében („C”). Erdőtelepítés csak a völgyben történt („Ca” = égeres; „Cb” = lucfenyves) (készült a Magyar Honvédség Tóth Ágoston Térképészeti Intézet és a Google Earth légifotója alapján)

érintett dombvidéki tájainkon a földhasznosítási átstrukturálódás még hatványozottabban jelentkezhet (11a–11b. ábra).

Erdőszegélyek és cserjések kezelési irányelvei

Élőhelyspecifikus kezelési irányelvek az **erdőszegélyekre** nem kerültek kidolgozásra. Ennek oka, hogy legtöbbször az érintkező élőhely (gyep, szántóterület, szőlő és gyümölcsös) kezelésének részeként történik – nem közvetlen – beavatkozás (FRANK és SZMORAD 2014). Az erdőterületek esetében ez legtöbbször az erdő cserjeszintjének az eltávolításában mutatkozik meg, melyet a szegélyeken is elvégeznek. Az erdőszegélyek másik gyakori „kezelési módja” a faanyag mozgatásával és a készletezésével kapcsolatos munkák során történik, mellyel kapcsolatban természetvédelmi előírásokat is csak ritkán fogalmaznak meg. Az erdőszegélyek viszonylag könnyen és gyorsan re-

generálódó élőhelyek, de a korábbi fajgazdagság nem biztos, hogy ismételten helyreáll (BARTHA 2000). Az erdőszegély eltávolításával akár fényigényes inváziós fajok is megtelepedhetnek (pl. aranyvessző fajok (*Solidago* spp.), bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*)), melyek erdőbe történő behatolását korábban épp a strukturált erdőszegély akadályozta. Általános kezelési javaslatként megfogalmazható, hogy az erdőszegélyeket a véghasználatok során egy famagasságnyi szélességben visszahagyatjuk.

A gyepgazdálkodás során a legelők „kitakarításának” a **cserjések** legtöbbször áldozatai. A cserjésekre vonatkozó kezelési irányelvek jóval kevésbé sablonizálhatók, nagyban függ az adott élőhely táji környezetétől, a kezeléssel érintett terület kiterjedésétől, jellegétől (pl. kitettségétől, megközelíthetőségétől, tulajdonviszonyától) és a szükséges utókezelés lehetőségétől. Maga a cserjésedés formája is igen változatos lehet, melyre számos példát sorol MOLNÁR (2010) dolgozata is.

A cserjések kezelésekor mindenképpen figyelembe kell venni az adott táj adottságát és szerkezetét, mely

12. ábra. Az esetenkénti cserjeirtásokat követően a fényigényes fajok előretörnek. A kökényes – galagonyás, még sztyepprétfoltokat is tartalmazó állománya egyszeri levágását (gépi cserjeirtását) nem követte élőhelyfenntartás, így a közösségi jelentőségű piros kígyószisz (*Echium maculatum*) és a koloncos legyezőfű (*Filipendula vulgaris*) tömege egyszeri jelenségnek számított – Bükkalja: Eger (Kolompdugó-tető) (fotó: Schmotzer András)



meghatározza a kezelés irányvonalát. Vannak olyan tájak és élőhelyek, ahol a cserjésedés eleve kisléptékű (pl. szikes területeink), így a kezelések hiányában nem lép fel erőteljes cserjésedés, hanem a degradáció elsősorban valamely erős kompetitor fűféle (pl. közönséges tarackbúza – *Agropyron repens*) monodominanciájában mutatkozik meg. Ezzel szemben a dombvidéki gyepterületek keretében történt cserjésítések utókezelés nélkül pár éven belül visszaalakulhatnak, kedvezőtlenebb esetben (pl. nagyszámú inváziós fafaj jelenléte esetén) leromlott származék-erdővé alakulhatnak át. Az egyszeri kezelések sok esetben gyors és látványos „eredményt” hozhatnak, de fenntartó kezelésnek nem tekinthetők (12. ábra).

A „kezeljük, ne kezeljük?” kérdés során legfontosabb a célállapot meghatározása. Ha a cserjésedés feltartóztatására nincs lehetőség, kezelői szándék és az erdősülés többnyire hazai fászfű fajokkal történik, ott alternatíva lehet a spontán erdősülés elősegítése is. Dilemmaként jelentkezhet, hogy az adott védett és/vagy Natura 2000 területen a kijelölési állapotot (az adott élőhelyet és a hozzá köthető fajokat) vagy a dinamikai folyamatot (a másodlagos szukcesszió által kiváltott élőhelyváltozást) kívánatos-e fenntartani, segíteni. Ez minden esetben összefügg az adott kezelendő terület méretével is. Ha a terület kiterjedése nagy, megfelelő minőségű és mennyiségű élőhely mozaikok léteznek, a kezelési lehetőségek (pl. legeltetés) adottak akkor mindkettő kezelési irányvonal követhető (13. ábra). A kis kiterjedésű, általában kultúrterületek és beépített részek közé beékelődő védett természeti területeken a gyepek fenntartása kiemelt prioritással bír, így számos helyen a gyepterület vagy rekonstrukció részeként történik meg a cserjés visszaszorítása.

A dombvidéki becserjésedő gyepek kezelése során számos szabályozási konfliktus is kitapintható. A hazai nyilvántartási rendszerek (ingatlan-nyilvántartás, Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszer [MePAR], erdészeti nyilvántartás) és szabályozások

több esetben nehezen követik le a dinamikus változásokat. A Natura 2000 gyepterületek fenntartására vonatkozó kötelező előírások életbelépését (a 269/2007. (X. 18.) Korm. rendelet értelmében) követően számos magángazdálkodó kezdte meg a gyepek kitisztítását, a cserjések eltávolítását, legtöbbször célzott Natura 2000 kompenzációs támogatás lehívásával. Ennek elvégzését a kifizető hatóság (Magyar Vidékfejlesztési Hivatal) munkatársai ellenőrzik. A konfliktus ott jelentkezhet, ahol a kritériumoknak megfelelő önerdősült területrészt (főszabályként 50%-nál nagyobb záródású, átlagosan 2 métert meghaladó erdei fafajokból álló faállománnyal borított terület) mindeközben erdőtervezik. Az eljárás kezdeti erdő nyilvántartásba vételi szakaszában a tulajdonos (földhasználó) erről nem értesül, így nincs lehetősége a jövőre vonatkozó területhasználati szándékát érvényesíteni. Ha a gyeperen engedi felverődni a cserjés-fás vegetációt, akkor azért szankcionálják, ha az erdőtervezett területet kitarakítja, akkor azért nem tud megfelelni a hatósági elvárásoknak. A másodlagos gyeperdő mozaikok esetén, például a tisztásokat a legelő állat csak az erdőterületeken keresztül tudja megközelíteni, így ez újabb ütközőpontként jelentkezhet. Az erdei legeltetés korlátozásával a tisztások gyepterülettel való értéke jelentősen lecsökkent, ahol már kaszálással sem biztosítható a gyepterület fenntartása, ott az élőhely záródása olyan fokú, hogy a tisztás maga is megszűnik (sok esetben a kefesűrű fiatalosban lévő terebélyes faegyedek utalnak az egykori tisztás meglétére). Ezen esetekben a záródás olyan gyorsan bekövetkezik, hogy a cserjés állapot helyett gyakran egy pionír fajból álló (pl. közönséges nyír, rezgő nyár, kecskefűz) spontán erdő jelenik meg.

A cserjéseket akkor tekinthetjük értékesnek, ha:

- honos fajból szerveződnek, idegenhonos fás- és lágyszárúak nem fordulnak elő állományaikban;
- gyepekkel tagoltak, nyíltak és szerkezetileg is vál-



13. ábra. A cserjések előretörésének megfékezésére alkalmasak az extenzív állatfajták is – Bükkalja: Egerszólát (fotó: Schmotzer András)

14. ábra. Nem hasznosított legelőn kialakult tipikus tövikes cserjés, háttérben akácosodó származékerdővel (*Pruno spinosae-Crataegum*) a Bükkalján – Ostoros (fotó: Schmotzer András)



tozatosak (alacsony, középmagas és magas cserjék is megtalálhatók);

- átmeneti szukcessziós stádiumot képeznek a természetes gyepterületek és az erdőterületek között
- nyílt élőhelyen foltokban fordulnak elő (pl. löszgyepen elszórtan található galagonyabokrok) (AUSDEN 2007)

Az ezekkel a jellemzőkkel rendelkező cserjések számos fajnak biztosítanak élőhelyet. A cserjésekhez köthető fajok jelentős része mindig a mozaikos cserjések szegélyeit preferálják a zárt összefüggő cserjésekkel szemben (pl. gyapjasszövő fajok (*Eriogaster* spp.), a csücsköslepkék (*Lycaenidae*, *Theclini*), az őszirózsa (*Aster* spp.) és, a kocsord (*Peucedanum* spp.) fajokhoz kötődő bagolylepkék (*Noctuidae*), a „thamnobiont” életformájú egyenesszárnyúak (*Orthoptera*), a gébics- (*Laniidae*) és poszátafélek (*Sylviidae*) stb.). A bokrosokhoz köthető madárfajok fészekválasztását meghatározza az is, hogy a fajok többsége preferálja a nyílt kilátást a fészekről. A mozaikos szerkezet strukturált lágyszárú és magaskórós növényekkel, bokorcsoportokkal, szoliter fákkal, sok szegéllyel megfelelő mikroklímát biztosítanak a talajlakó gerincteleneknek is. A cserjés jó védelmet biztosíthat egyes gyepekhez kötődő fajoknak is, melyekre a legeltetés és a hozzá társuló taposás kedvezőtlenül hat. A magasabb, színtettebb növényzetben, a nektárt biztosító növényfajok (pl. fészkesek, ernyősök, zanótok) eleve gyakoribbak, mint a legelt gyepekben (14. ábra). Amennyiben a cserjések változatos fajösszetételűek (esetenként 5–10 cserjefaj alkotja), akkor a nektárforrás az év hosszabb időszakára is biztosított lehet (lásd a domináns cserjefajok egymással átfedő virágzását időrendben: húsos som – kökény – csepleszmedgy – galagonya fajok – vadrózsa fajok – veresgyűrű-som – közönséges fagyal).

Természetesen a fenti kritériumoknak nem mindenben megfelelő cserjések is lehetnek értékesek, itt

elsősorban a mezsgyék mentén, földvárak, kunhalom oldalában fennmaradt erdőssztyepp-cserjésekre gondolhatunk (lásd CSATHÓ 2009) (15. ábra).

A cserjések kezelésének vázlatos irányelveit a 16. ábra ismerteti (SÁDLO 1999 nyomán, átdolgozva):

- „A” – terjedési (expanziós) fázis, mely a gyepek behatoló alacsony cserjék előretörését jelenti. A gyepek kezelése során ezeket a cserjéket ki kell vágni, a fenntartó gazdálkodással (utókezeléssel), a legeltetéssel és/vagy kaszálással a fátlan állapotot fenntartani. A cserjék felverődő sarjainak visszaszorítására az első években mindenképp szükség lesz.
- „B” – zárt (stabilizációs) fázisban lévő cserjés, mely leginkább pár cserjefaj dominanciájával jellemezhető állományban mutatkozik meg. Ebben az állapotban a cserjés stabilan fenntartható. A cserjéseket kezelni szükséges, a bokrokat termőhelyfüggően 3–5 évenként szükséges levágni.
- „C” – zárt cserjés, melyben már a fás vegetáció egy újabb szinttel megjelenik. A kezelése több éves, esetleges évtizedes elmaradása esetén a betelepülő fásszárúak révén az önerdősülés irányába fejlődik a vegetáció. A korábban említett tényezők (pl. termőhelyi adottságok, tulajdonviszony, gazdálkodói szándék és lehetőség) alapján dönteni szükséges, hogy a növényzet fejlődésének gátat szabunk-e (ez esetben a fásszárúak visszaszorítása szükséges – „C1”) vagy pedig a spontán erdőszedés a természetvédelmi célokat szolgálja (nem avatkozunk be – „C2”). A döntést nagyban elősegíti az is, hogy milyen fásszárú fajok verődött fel a cserjés védelmében. Amennyiben inváziós faj előretörése mutatkozik, akkor a teljes eliminálás javasolt. A fásszárú özönnövények visszaszorításának lehetőségeit és módszereit szerencsére több tanulmány is részletesen ismerteti (lásd CSISZÁR és KORDA 2015). Figyelembe kell venni azt is a kezelése terjedésénél,



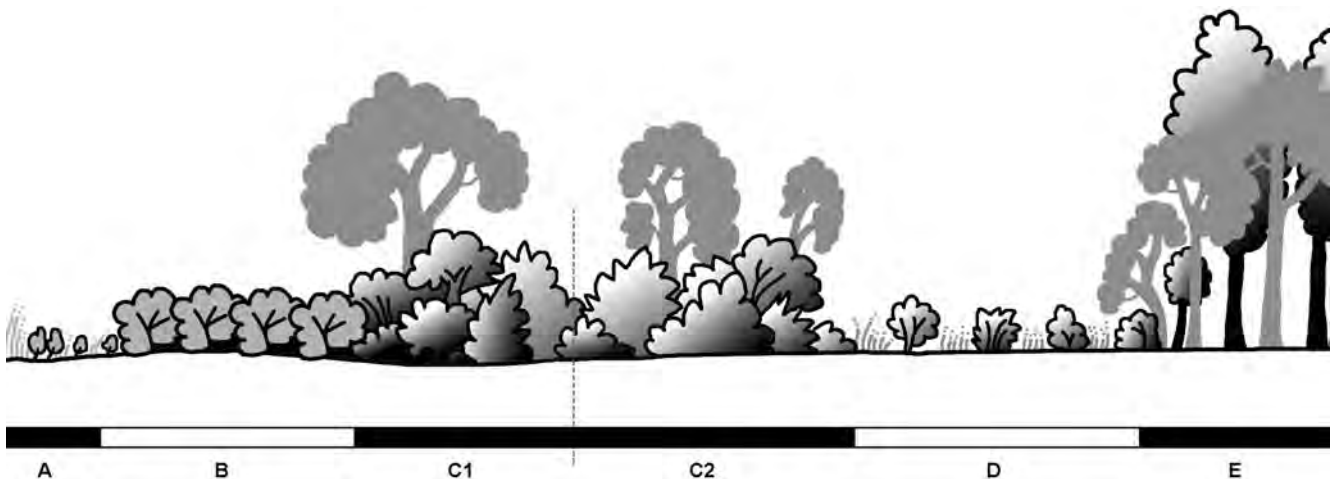
15. ábra. A kultúrterületeket elválasztó cserjések kiemelt jelentőséggel bírnak az élővilág szempontjából – Bükkalja: Noszvaj (Imány-oldal) (fotó: Schmotzer András)

hogy a zárt cserjések és a többszintű erdőszegélyek az esetek többségében – zártságuknál fogva – kevésbé engedik az idegenhonos fajok betelepülését (CHYTRÝ és mtsai 2005). Amennyiben a cserjés visszaszorítását nagy területen, nagy teljesítményű szárazzóval végzik, ott a talaj mechanikai sérülésével például az akác magról történő csirázása is könnyebben bekövetkezhet.

- „D” – szórt állású, nem terjedő cserjés, mely tulajdonképp gyepként is értékelhető, melyben elszórtan bokrok találhatók. Ezen cserjések természet-

védelmi szempontból a legértékesebbek. Fenntartó területhasználat, elsősorban kistestű patásokkal, juhval, kecskével történő legeltetés esetén a cserjés speciális kezelést nem igényel.

- „E” – az erdőszült fázis, már a beerdősült területek jellegzetességeit mutatja (szintezett szerkezet megjelenése, gyepszint visszaszorulása, alászorult cserjék, liánok megjelenése). Törekedni kell a „puha” szegélyek fenntartására, esetleges kialakítására. Az inváziós növényfajok elleni védekezés a fent említett összes fázisban kiemelten fontos.



16. ábra. A cserjések kezelési módja (A – E = a cserjések, fásodott területek szukcessziós fázisai; magyarázatot lást a szövegben (SÁDLÓ 1999 nyomán módosítva)



17. ábra. Az égetések cserjésekre gyakorolt hatása kevésbé ismert, a tapasztalatok szerint az expanziós stádiumban lévő állományoknál esetenként a záródás ellen hat. A képen látható sztyeppfajok (tavaszi hérics – *Adonis vernalis* és a közösségi jelentőségű Janka-tarsóka – *Thlaspi jankae*) az égetésekkel szemben nagyobb toleranciát mutatnak – Bükkalja: Eger (Agyagos-tető) (fotó: Schmotzer András)

Számos olyan kezelési mód is van, melynek a hatása és jelentősége a cserjések visszaszorítására nem vagy kevésbé ismert. Ilyen az égetés is, mely a területek kezelése híján, terjedő kökényes visszaszorításában eredményesen használható (17. ábra). Azonban a kezelések értékelésekor a teljes spektrumot vizsgálni szükséges, azaz például a tűz intenzitása, átfutása és kiterjedése hogyan hat a terület állatvilágára (különösen a szenzibilis állatcsoportokra, például a lepkékre, egyenesszárnyúakra és futóbogarakra) (DEÁK és mtsai 2012, VALKÓ és mtsai 2014).

A fent vázolt cserjések visszaszorítására és diverzifikálására vonatkozó kezelési javaslatokon túl beszélhetünk még a cserjések kiterjedésének növeléséről, cserjések telepítéséről is. A kontinentális klímahatás alatt álló dombvidéki területeinken a cserjésedés legtöbb esetben magától megindul, még a propagulum-forrásban szegény felhagyott parlagterületeken is. Tudatos cserjés telepítése legtöbbször környezetvédelmi beruházásokhoz kapcsolódóan jelenik meg, elsősorban kármérséklési céllal (pl. hulladéktelep- és bányarekultiváció, zöldmezős ipari beruházás keretében). Itt fontos, hogy a tájra jellemző honos cserjefajjal történjen meg a kivitelezés (pl. a közönséges fagyal preferálandó a kultivált télizöld fagyállal (*Ligustrum ovalifolium*) szemben). Ha a közelben nagy denzitásban fordul elő lágyszárú inváziós faj (pl. aranyveszsző fajok), akkor inkább a terület erdősítése javasolt, mely révén a fényigényes özönnövények idővel kiszorulhatnak. Nyugat-Európában a cserjések és sövények eleve kiemelt természeti jelentőséggel bírnak, mely az adott táj karakterének tekinthető (különösen a Brit-szigeteken). Csak 1984 és 1990 között 130 000 kilométernyi sövény számolódott fel az Egyesület Királyságban, így ezek megőrzésére és kezelésére széles összefogással több kezdeményezés is indult (pl. az 1992-ben meghirdetett „Hedgerow Incentive Scheme” program; WATT és BUCKLEY 1994). A cserjések

fenntartásának, kezelésének és telepítésének gazdag irodalma ismert (lásd ANDREWS és REBANE (1994) összefoglaló tanulmányát), jelenleg az agrár-környezetvédelmi támogatási rendszerek egyik célélőhelyének is tekinthetők.

Esettanulmányok

Esettanulmány-1: Domb- és hegyvidéki gyepek helyreállítása – a cserjések szemszögéből

A domb- és hegyvidéki gyepek helyreállítása speciális természetvédelmi beavatkozásokat kíván, elsősorban az élőhelyek mozaikolttsága miatt. A fenntartó kezelések a száraz és felszáraz gyepek esetében (elsősorban legeltetés, kisebb részben kaszálás) felhagyása több területnél már az 1960–1970-es években bekövetkezett. A legeltetés felhagyását követően kezdeti regenerációs fázis a gyepek állapotát részben javította, legalábbis több élőhelytípus és lokalitás gyepeinek fajösszetételére vonatkozó alapinformációink az 1980-as, 1990-es évekből ezt támasztották alá. A növényzet záródásával, a szukcessziós folyamatok felerősödésével a változások a kedvezőtlen folyamatok irányába tevődtek át, melyek esetenként olyan jelentősek voltak, hogy a beerdősülés már olyan fázist ért el, hogy a területek erdőtervezésével a gyepek fel is számolódtak. A gyepek erdővé válásával a dinamikus cserjések összetétele és struktúrája is megváltozott. A Bükki Nemzeti Park Igazgatóság a kedvezőtlen folyamatok ellen több védett és Natura 2000 területen élőhely-rekonstrukciós munkákat kezdett meg az 1990-es évek végén, melyek közül nagyságukban és kiterjedésükben a jelenleg is futó Környezet és Energia Operatív Program (KEOP) keretében végzett munkák a legjelentősebbek. Az élőhelyfejlesztések, élőhely-rekonstrukciók végső



18. ábra. Az eleve mozaikos tájban a gyepek, cserjések és erdők természetes dinamikai folyamatokra alapozott kezelése biztosítható – Bükkalja: Tard (Béla-völgy) (fotó: Schmotzer András)

célja az egykoron a hagyományos tájhasználat révén létrejött változatos élőhelystruktúra kialakítása, az ezekhez kötődő életközösségek, továbbá az életközösségek legjelentősebb zászlóshajófajai (kiemelten a közösségi jelentőségű fajok) fennmaradásának biztosítása, állományuk növelése, a tájképi értékek megőrzése. A célterületeken (Bükk, Mátra, Cserhát, Tarna-vidék, Lázberc – összesen közvetve közel 1300 hektár volt érintve) komoly tervezési feladatot jelentett a fenntartó kezelések tervezése és megvalósítása, mivel a kezdeti – sok esetben drasztikus – élőhely-rekonstrukciókat (fa- és cserjeirtás, inváziós fafajok visszaszorítása) követően a szukcesszió már éves szinten is jelentős mértéket érhetett el. Tapasztalataink szerint a mozaikos élőhelystruktúra kialakítása annál sikeresebb, minél elnyújtottabb tér- és időléptékben tudtuk azokat megvalósítani. A Bükkalján, a Tardi-legelő Természetvédelmi Területen közel 15 évre nyúlik vissza a gyepek helyreállítása (KAC pályázatok, nemzeti park igazgatósági saját vagyongazdálkodási és közfoglalkoztatási program keretében). A cserjés növényzet visszaszorítása minden esetben mozaikosan valósult meg, figyelembe véve az adott élőhelyfolt jellegét és dinamikáját. Ehhez szükséges, hogy a területekről részletes élőhelytérképpel rendelkezünk. A cserjések kezelése kiemelt figyelmet kapott, a gyepeken ligetes kialakításukra törekedtünk, valamint az érintkező kultúrterületek kedvezőtlen hatásainak csökkentésére védő cserjesávot hagyunk meg, illetve alakítottunk ki. A térben, időben és gépesítettségében elváló kezelések eredményeképp a gyepek állapota jelentősen javult

(18. ábra). A hatékonyság másik fontos fokmérője a legeltetési rendszerek ismételt meghonosítása volt (a völgytalpi üdébb részeket szarvasmarhával, a lejtős területeket birkával legeltetik).

Esettanulmány-2: A „KÉRA” projekt

A nagy léptékű élőhelykezelések mellett igazgatóságunk az elmúlt években több kis kiterjedésű – nem csak saját vagyongazdálkodott területet érintő – erdőssztyepp mozaik helyreállítását is megkezdte (pl. Ostoros és Tard melletti erdőssztyepp élőhelyek, verpeléti (tarnaszentmáriai) Vár-hegy; 19. ábra), ahol viszonylag minimális anyagi- és a humán erőforrásokat hatékonyan tudtunk felhasználni (az úgynevezett „KÉRA” program azaz „Kisléptékű ÉlőhelyRekonstrukciós Akció” keretében). Tapasztalataink szerint az igen mozaikos, sok esetben csak pár „szobányi” kiterjedésű (>1 hektár) erdőssztyepp-foltok kezelését rentábilis gazdálkodás keretében nem lehet fenntartani, így ezen program megvalósításának is van létjogosultsága a nagy léptékű élőhely-rekonstrukciós projektek mellett. E feladatok megvalósítása során lehetőség nyílik az érintettek szélesebb körű bevonására is (pl. önkormányzatok, magántulajdonosok, területkezelők stb.). Az ilyen igen fragmentált, igen értékes területek fenntarthatóságának a záloga lehet egy a természetvédelmi kezelők (pl. nemzeti park igazgatóságok) részére kidolgozandó protokoll is.

Az Egri-Bükkalján, az Ostoros és Novaj községek határában található Ostoros-patak menti erdőssztyepp (HUBN20011) különleges természetmegőrzési



19. ábra. A kökényes visszaszorítását követően a 3. évben homogén nagy-ezerjófüves állomány („*Dictamneterium albi*”) alakult ki, melyben számos további védett erdőssztyepp faj is jelentős gyakorisággal fordul elő – Tarna-völgy: Tarnaszentmária (Verpeléti Vár-hegy) (fotó: Kalmár Zsuzsanna)

területen unikális maradványai találhatók az erdőssztyepp növényzetnek, mely egykor hazánk egész alföldi és dombvidéki táján elterjedt volt (PIFKÓ és BARINA 2004). A maradványok országos jelentősége abban áll, hogy mára a löszön kialakult erdőssztyepp, mely egykor Magyarország 9%-át boríthatta, szinte teljesen eltűnt (mára részeseése alacsonyabb mint 0,07% [ZÓLYOMI és FEKETE 1994]). A terület középhegység és az Alföld határán fekszik, ebből adódóan az itt található erdő sokkal inkább megőrizte az alföldi táj sajátosságait, mint a Bükkalja bármely más része. Ezt mutatja olyan növényfajok jelenléte, melyek máshol az egész Bükk hegységben nem fordulnak elő (pl. górhabszegfű [*Silene bupleuroides*]) vagy igen ritkák (pl. hengeresfészű peremizs [*Inula germanica*], törpe mandula [*Prunus tenella*]). A völgy két oldalán több kisebb molyhostölgyes erdőmaradvány található, mely az ősi erdőssztyepp-erdő (9110 élő-

hely) – cserje (40A0 élőhely) – gyepek (6240 élőhely) mozaikosságát őrzi. Az erdőssztyepp cserjések legértékesebb állományai (sok csepleszmegeggyel, parlagi rózsával) itt találhatók a területen. Ma már az országban kevés ilyen szép példája van annak, ahogy a molyhostölgyes mozaikol a védett törpe mandula alkotta cserjével (20. ábra). A fás növényzetet kisebb tisztások szabdalják, ahol állományalkotók lehetnek védett árvalányhaj fajok is (hosszúlevelű és bozontos árvalányhaj [*Stipa tirsza*, *S. dasyphylla*]). Jelenleg hasznosítás csak a patak két oldalán található réteken, illetve lucernásokon folyik, a meredekebb domboldalakon egyáltalán nincs kezelés. 2011-ben a maradvány-jellegű molyhostölgyes facsoportok jelentős része illegálisan el lett távolítva (21. ábra). A területet, mely kis kiterjedése ellenére is igen értékes, leginkább a cserjések záródása és a beakácosodás veszélyezteti. A völgy tetőzónájának szántói és szőlői felől a szervesanyag-bemosódás jelentős, ami az általános nitrifikáció szempontjából is érzékelhető, mely a jellegtelen kökényes, vadrózsás cserjések expanziójában is megfigyelhető.



20. ábra. Közösségi jelentőségű (Natura 2000) élőhelyek mozaikos előfordulása az Ostoros-patak menti erdőspuszta Natura 2000 területen. A völgyoldalak adottságai (a völgy szélessége 150–300 méter) nem alkalmasak rentábilis gazdálkodásra

2015-ben a legértékesebb gyepek – cserjések – erdős mozaikok területén végeztünk természetvédelmi célú beavatkozásokat. A beavatkozási területek általában 0,1 hektár alattiak voltak. A kezelt területek központi részén AEBI egytengelyes száruzót (rézsúkaszálót) használunk, melyet a peremeken kézi cserjeirtás egészített ki. Elsősorban azokat a cserjéseket szorítottuk vissza, melyek a sztyepprétek irányába terjedtek. Az akácok erdőfoltokkal érintkezve, illetve a völgytalpi úttal és a szántóterületekkel határosan összefüggő cserjéseket hagytunk vissza sávként. A cserjeirtott gyepekben felverődő, többnyire fiatal csereket, molyhos tölgyeket és vadkörteket szálanként megkíméltük. A cserjések gyepek és erdő felé mutató szegélyének hossza így megnövekedett, mely az átmeneti (félárnyékos) élőhelyekhez köthető fajok életfeltételeit javítja. Az expanziós fázisban lévő alacsony cserjések visszaszorítására ez a módszer eredményesnek tekinthető.

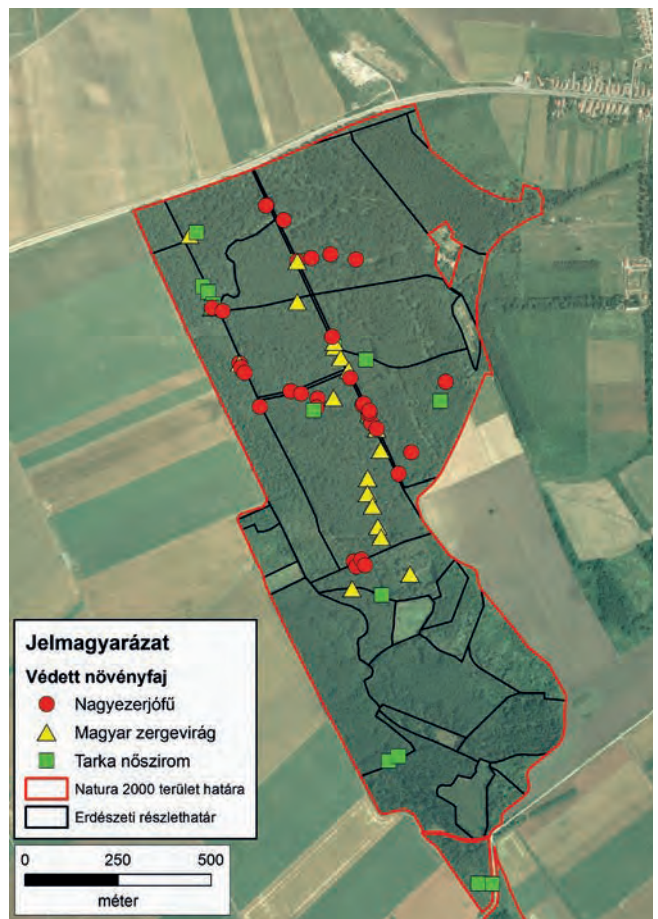


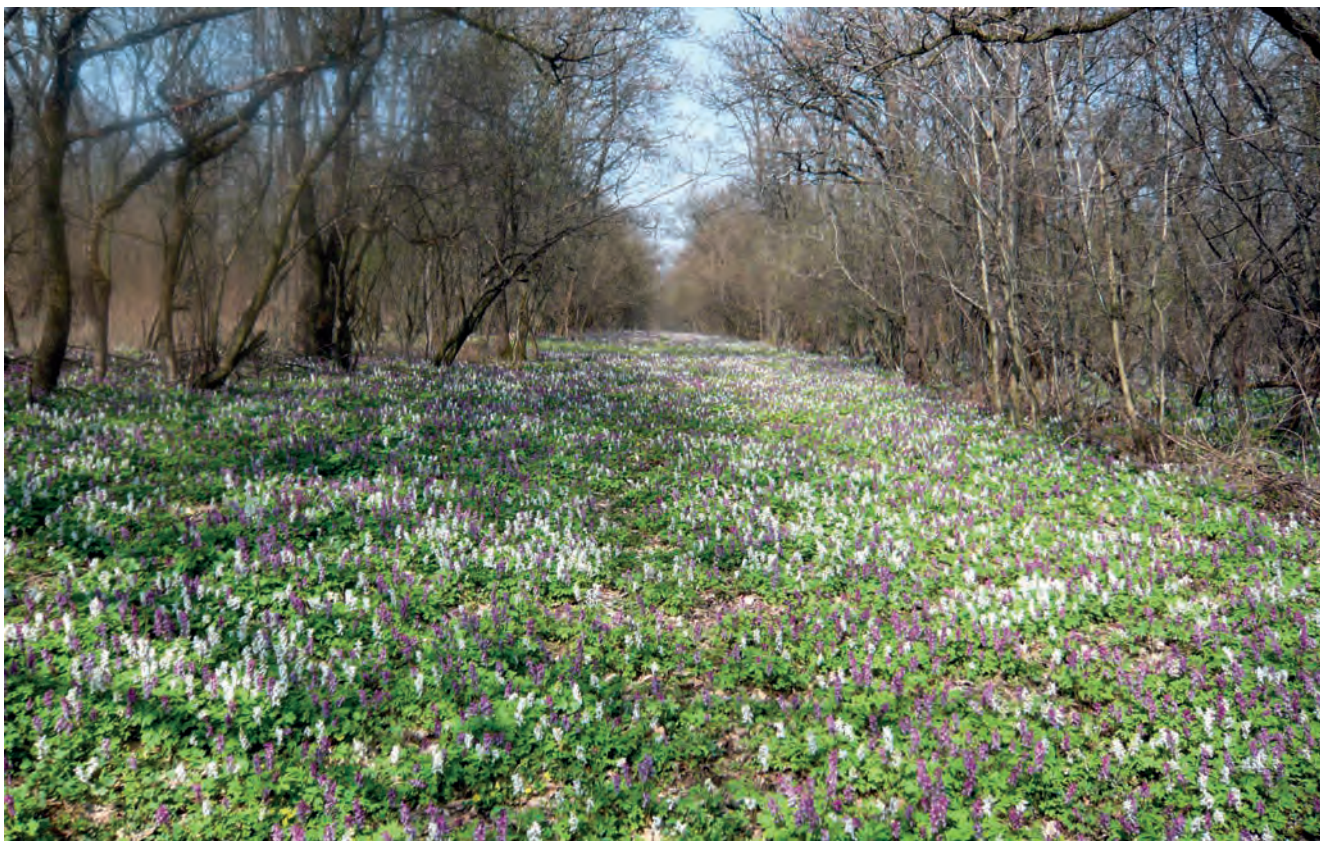
21. ábra. A legértékesebb molyhos-tölgyes facsoportok illegális fakitermelés során károsodtak a területen – Bükkalja: Ostoros (Csátság-völgy) (fotó: Schmotzer András)

Esettanulmány-3: Nyiladéktisztítási munkák a Kerecsendi-erdőben

Az Alföld és a hegylábperem találkozásánál fekvő Kerecsendi-erdő (további ismert nevei: Fácányos-berek, Berek-erdő) a tatárjuharos lösztölgyesek „locus classicus”-ának tekinthető (ZÓLYOMI 1957, MOLNÁR és KUN 2000). A Kerecsendi-erdő vegetációtörténeti és biogeográfiai értékelése a mai napig szakmai vitákkal tarkított. Zólyomi Bálint akadémikus leírását követően a terület „reliktum-jellege” lett erősen kihangsúlyozva, mely a terület szigorú védeltségét (1959) és részben a megkezdett erdőkezelések felfüggesztését, elhagyását vonta maga után. A nyílt lösztölgyesként (*Aceri tatarici-Quercetum*) leírt erdőállomány ligetes – kvázi „erdőssztyepp-erdő jellege” – azonban az 1950-es évektől kezdődően szemmel láthatóan átalakult, az erdő záródása jól követhető. Ez elsősorban a cserjeszint erős térhódításában és a meglévő természetes lékeknek a gyors záródásában nyilvánult meg, olyannyira, hogy jelenleg a sztyeppréti fajok jelentős visszaszorulása figyelhető meg. Számos erdőssztyepp- és sztyeppelem mára kizárólag a még fenntartott nyiladékkrendszerek mentén fordul már csak elő. A tatárjuharos lösztölgyes

22. ábra. Három erdőssztyepp-faj (nagyzezerjófű [*Dictamnus albus*], magyar zergevirág [*Doronicum hungaricum*] és tarka nőszirm [*Iris variegata*]) elterjedése a Kerecsendi-erdőben. Jól megfigyelhető a fényigényes fajok kiszorulása a nyiladékokra és az erdőrészet-szegélyekre





23. ábra. A helyreállított nyiladékon az erdei geofiton odvas keltike (*Corydalis cava*) koratavaszi tömeges előfordulása jellemző (fotó: Sasvári János)

erdőállományok jelentős része záródott és mezofil erdő képét mutatja, mely állományrészeket Kevey Balázs már, mint a zárt lösztölgyesek (*Pulmonario mollis-Quercetum*) társulásként írt le (KEVEY 2008, 2011). Ezek fajkészlete – melyre jellemző a száraz tölgyesek és üde lombos erdei fajok együttes előfordulása és a sztyeppelemek hiánya – már nagyban egyezik a hegy-



24. ábra. Nagy kiterjedésű cserjések visszاسzorításánál a helyben történő aprítékolás természetvédelmi szempontból javasolt (fotó: Sasvári János)

lábperemi cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) állományokéval. Magukhoz az erdőszegélyekhez számos értékes állatfaj is köthető, tipikusan ilyen fajnak tekinthető a közösségi jelentőségű díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) és a kis apollólepke (*Parnassius mnemosyne*).

A terület jelenleg a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság természetvédelmi vagyonkezelésében található. Az elmúlt években az igazgatóság az erdőállomány természetességi állapotának megőrzése, illetve helyreállítása érdekében számos beavatkozást végzett (pl. akácos faállomány fafajcseréje, kis területű lécek ápolása és kialakítása, újulat gondozása, tisztások és nyiladékok karbantartása, tanösvény kialakítása). A belső szegélynek tekinthető nyiladékrendszer megléte az erdő korábbi hasznosításával függ össze. Az érseki fácánoskertben, a madarak búvóhelyének védelme és a hatékony vadgazdálkodási érdekében fejlett nyiladékrendszert hoztak létre (CSIFFÁRY 2002). A jelenlegi „fő ütőérnek” is tekinthető hálózat ennek a maradványa, melyet a korábbi üzemtervezések során is figyelembe vettek, azonban számos kisebb keresztnyiladékot felhagytak, majd ezek a kezeléseik hiányában beerdősültek. A fényigényes fajok elterjedési mintázata azonban jól követi a meglévő és az egykori nyiladékok futását (három erdőssztyepp-faj példáját mutatja a 22. ábra).

A nyiladékrendszerhez köthető élőhelyfejlesztés elsősorban a nyiladék szélességének a növelésében (helyreállításában) mutatkozott meg. A 2011-ben

indult közfoglalkoztatási program során a fő nyiladékokban történt kézi cserjeirtás, melyet gépi szárazítás egészített ki. A cserjeirtásokat a vegetációs és fészkelési időszakon kívül végeztük, többnyire a késő őszi–téli időszakban. A regenerálódó kisméretű cserjék évenkénti utókezelést igényeltek. A területi mozaikosság abban mutatkozott meg, hogy nem minden évben történt meg a teljes megkezdetett nyiladékszaka- szokon a cserjeirtás, így a területen többféle cserjés, magaskórós belső szegély stádium is megtalálható egy időben. A levágott nyusedéket helyben aprítékoltuk (daráltuk), majd a területről elszállítottuk, így tehát a szervesanyag eltávolításra került a területről (23–24. ábra). A helyreállított szélességű, napfényben gazdagabb mikroélelőhelyen a sztyeppfajok megerősödését is várjuk. Általánosságban megfogalmazható, hogy a belső szegélynek számító erdei nyiladékok helyreállítását csak abban az esetben javasolt természetvédelmi kezelés keretében elvégezni, amennyiben a lágú- és fásszárú özönnövény terhelés kicsi

a területen. Ugyanis ezeknek a fajoknak (elsősorban aranyvessző fajok), selyemkóró (*Asclepias syriaca*) és üdébb termőhelyeken bíbor nebáncsvirág) a jelentős része fényigényes és „felszabadulva” az erdei árnyalás hatása alól gyorsan kolonizálhatnak a kinyitott nyiladékokon.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom lektoraimnak, Varga Zoltán (Debreceni Egyetem) és Bartha Dénes (Nyugat-magyarországi Egyetem) professzoroknak a kéziratához fűzött értékes tanácsaikért és kiegészítésekért. Köszönöm Táborská Janának a tanulmányban szereplő ábrák megszerkesztésében, valamint a cseh és szlovák irodalom fordításában nyújtott segítségét. A szakirodalmak beszerzése miatt illesse köszönet Király Gergelyt és Harnos Krisztiánt. Közvetlen munkatársaimnak – Bartha Csaba, Gyórfy Hunor, Harnos Krisztián, Kalmár Zsuzsanna, Kleszó András, Korompai Tamás, Magos Gábor, Pongrácz Ádám, Sasvári János – köszönöm, hogy a természetvédelmi gyeprekonstrukciós munkák és felmérések tapasztalatait megosztották velem.

Irodalomjegyzék

- ANDREWS, J. és REBANE, M. (1994): *Farming and Wildlife: A Practical Management Handbook*. – Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, 358 pp.
- AUSDEN, M. (2007): *Habitat management for conservation. A handbook of techniques*. – Oxford University Press, Oxford 411 pp.
- BARTHA, D. (2000): *Az erdőszegély*. – In: FRANK, T. (szerk.): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 99–107.
- BORHIDI, A. (1996): *Critical revision of the Hungarian plant communities*. – JPTE Press, Pécs 138 pp.
- BORHIDI, A. (2003): *Magyarország növénytakarásai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 pp.
- BORHIDI, A. és SÁNTA, A. (1999): *Vörös Könyv Magyarország növénytakarásairól*. – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 404 pp.
- BÖHNERT, W., GUTTE, P. és SCHMIDT, P. A. (2001): *Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens*. – Mater. Naturschutz Landschaftspflege, LfUG, Dresden, 304 pp.
- BÖLÖNI, J., MOLNÁR Zs. és KUN A. (2011): *Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója (ÁNÉR 2011)*. – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 439 pp.
- ČARNI, A. (1997): *Syntaxonomy of the Trifolio-Geranietaea (Saum Vegetation) in Slovenia*. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* **32**: 207–209.
- CHYTRÝ, M. (szerk.) (2007): *Vegetace Česke republiky. 1. Travinná a keříčková vegetace (Vegetation of the Czech Republic. 1. Grassland and Heathland vegetation)*. – Academia, Praha, 526 pp.
- CHYTRÝ, M. és TICHÝ, L. (2003): *Diagnostic, constant and dominant species of vegetation classes and alliances of the Czech Republic: a statistical revision*. – *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis. Biologia* **108**: 1–231.
- CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M., GRULICH, V. és LUSTYK, P. (szerk.) (2010): *Katalog biotopů České republiky. 2. vydání*. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha., 448 pp.
- CHYTRÝ, M., PYŠEK, P., TICHÝ, L., KNOLLOVÁ, I. és DANIELKA, J. (2005): *Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats*. – *Preslia* **77**: 339–354.
- CSATHÓ, A. I. (2009): *A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerezése*. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 171–181.
- CSIFFÁRY, G. (2002): *Fácánkertek Heves megyében*. – In: CSIFFÁRY, G. (szerk.): *Historia est...Írások Kovács Béla köszöntésére*. Heves Megyei Levéltár, Eger pp. 83–104.
- CSISZÁR, Á. és KORDA, M. (szerk.) (2014): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 pp.*
- DEÁK, B., VALKÓ, O., SCHMOTZER, A., KAPOCSI, I., TÓTHMÉRÉSZ, B. és TÖRÖK, P. (2012): *Gyepok égetésének természetvédelmi megítélése – probléma vagy gyepkezelési alternatíva?* – *Tájökológiai Lapok* **10**(2): 287–303.
- DENGLER, J., BERG, C., EISENBERG, M., ISERMANN, M., JANSEN, E., KOSKA, I., LÖBEL, S., MANTHEY, M., PÁZOLT, J., SPANGENBERG, A., TIMMERMANN, T. és WOLLERT, H. (2003): *New descriptions and typifications of syntaxa within the projekt 'Plant communities of Mecklenburg-Vorpommern and their vulnerability' – Part I*. – *Feddes Repertorium* **114**(7–8): 587–631.
- DIERSCHKE, H. (1974): *Zur Syntaxonomie der Klasse Trifolio-Geranietaea*. – *Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft* **17**: 27–38.
- FEKETE, G., MOLNÁR, Zs., MAGYARI, E., SOMODI, I. és VARGA, Z. (2014): *A new framework for understanding Pannonian vegetation patterns: regularities, deviations and uniqueness*. – *Community Ecology* **15**(1): 12–26.
- FRANK, T. és SZMORAD, F. (szerk.) (2014): *Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Rosalia kézikönyvek 2. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 pp.*
- GÉHU, J. M. és BOURNIQUE, C. P. (1988): *Sur les relations ourlets-mateaux-forêt dans les plaines et collines française*. – In: BARKMAN, J. J. és SYKORA, K. V. (szerk.): *Dependant plant communities*, SBP Acad. Publ. The Hague. pp. 3–16.

- GILS, VAN, H. (1978): *Ruimtelijke en temporele overgangen tussen kalkgraslanden en loofbossen in Europa verbreiding, klassifikatie en standplaats*. – Proefschrift, Katholieke Universiteit, Nijmegen, 28 pp.
- HARASZTHY, L. (szerk.) (2014) *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. – Pro Vértességi Közalapítvány, Csákvár 955 pp.
- ILONCZAI, Z. és KOVÁCS, T. (2000): *Az erdőszegélyek rovarvilága*. – In: FRANK, T. (szerk.): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. Az MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 103–106.
- JAKUCS, P. (1961): *Die phytözönologischen Verhältnisse der Flauweichen-Buschwälder Südostmitteleuropas*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 313 pp.
- JAKUCS, P. (1970): Bemerkung zur Saum-Mantel-Frage. – *Vegetatio* **21**: 29–47.
- JAROLÍMEK, I., ŠIBÍK, J., HEGEDŰSOVÁ, K., JANIŠOVÁ, M., KLIMENT, J., KUCERA, P., MÁJEKOVÁ, J., MICHÁLKOVÁ, D., SADLONOVÁ, J., ŠIBÍKOVÁ, J., ŠKODOVÁ, I., UHLÍROVÁ, J., UJHÁZY, K., UJHÁZYOV, M., VALAHOVIČ, M. és ZALIBEROVÁ, M. (2008): *A list of vegetation units of Slovakia*. – In: JAROLÍMEK, I. és ŠIBÍK, J. (szerk.): *Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia*. Veda, Bratislava, pp. 295–329.
- JENSEN, T. S. és NIELSEN, O. F. (1986): Rodents as seed dispersers in a heath – oak wood succession. – *Oecologia* **70**(2): 214–221.
- KEVEY, B. (2008): Magyarország erdőtársulásai. – *Tilia* **14**: 489 pp.
- KEVEY, B. (2011): Zárt lösztölgyesek a Kerecsendi-erdőben (Pulmonario mollis-Quercetum roboris Kevey 2008). – *Botanikai Közlemények* **98**(1–2): 79–116.
- KÖZPONTI STATISZTIKAI HIVATAL (2013): Az erdőgazdálkodás jellemzői. – *Statisztikai Tükör* **7**(95): 1–6.
- KUN, A. (2014): *40A0 Szubkontinentális peri-pannon cserjések*. – In: HARASZTHY, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértességi Közalapítvány, Csákvár, pp. 789–791.
- MOLNÁR, Cs. (2010): *Hogyan tovább? Parlagszüksesszítő a cserjések és erdők irányába az Északi-középhegységben és lábánál*. – In: MOLNÁR, Cs., MOLNÁR, Zs. és VARGA, A. (szerk.): „Hol az a táj szab az életnek teret, Mit az Isten csak jókedvében terem” Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből 2003–2009. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 486–490.
- MOLNÁR, Zs. és KUN, A. (szerk.) (2000): *Alföldi erdősztyepp-maradványok Magyarországon*. WWF füzetek 15. – WWF Magyarország, Budapest, 56 pp.
- MUCINA, L. (1997): *Conspectus of classes of European vegetation*. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* **32**: 117–172.
- MUCINA, L. és KOLBEK, J. (1993): *Trifolio-Geranietea sanguinei*. – In: MUCINA, L., GRABHERR, G., ELLMAYER, T. (szerk.): *Pflanzengesellschaften Österreichs I. Anthropogene Vegetation*. Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, New York, pp. 271–296.
- MÜLLER, T. (1962): Die Saumgesellschaften der Klasse Trifolio-Geranietea sanguinei. – *Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft* **9**: 95–139.
- NAGY, D. (2008): *A Gömör-Tornai-karszt történeti felszínborítása*. ANP Füzetek V. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 107 pp.
- OLFF, H., VERA, F. W. M., BOKDAM, J., BAKKER, E. S., GLEICHMAN, J. M., MAEYER, K. D. és SMIT, R. (1999): Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. – *Plant Biology*, **1**(2), 127–137.
- PAPP, M. (2007): Az erdőszegély meghatározása és cönotaxonomiai besorolásának szempontjai. – *Botanikai Közlemények* **91**(1–2): 175–195.
- PAPP, M. (2011): Égtáji kitétségből adódó különbségek erdőszegélyek fajösszetételében és szerkezetében. – *Tájékológiai Lapok* **9**(1): 99–110.
- PAPP, M., BARTHA, D. és CZÚCZ, B. (2014): Erdőszegélyek fajösszetételét és szerkezetét meghatározó tényezők. – *Botanikai Közlemények* **101**(1–2): 51–63.
- PASSARGE, H. (1979): Über vikariierende *Trifolio-Geranietea*-Gesellschaften in Mitteleuropa. – *Feddes Repertorium* **90**: 51–83.
- PIFKÓ, D. és BARINA, Z. (2004): Adatok a Bükkalja flórájához. – *Kitaibelia* **9**(1): 151–164.
- RENNWALD, E. (szerk.) (2000): *Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands – mit Datenservice auf CD-ROM*. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 35*. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 800 pp.
- RIES, L., FLETCHER JR. R. J., BATTIN, J. és SISK, T. D. (2004): Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. – *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**: 491–522.
- SÁDLO, J. (1999): *Křoviny*. – In: PETŘÍČEK, V. (szerk.): *Péče o chráněná území I. Nelesní společenstva*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 456 pp.
- SCHÜLE, W. (1992): *Vegetation, Megaherbivores, Man and Climate in the Quaternary and the Genesis of Closed Forests*. – In: GOLDAMMER, J. G. (szerk.): *Tropical Forests in Transition*. Birkhäuser, Basel, pp. 45–76.
- ŠILC, U. és ČARNI, A. (2012): *Conspectus of vegetation syntaxa in Slovenia*. – *Hacquetia* **11**(1): 113–164.
- SMITH, T. M. és SMITH, R. L. (2011): *Elements of Ecology* (8th ed.). – Benjamin Cummings, 704 pp.
- STANDOVÁR, T. és PRIMACK, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 542 pp.
- STANOVÁ, V. és VALACHOVIČ, M. (szerk.) (2002): *Katalóg Biotopov Slovenska*. – DAPHNE Intitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 225 pp.
- VALAHOVIČ, M. (2004): *Syntaxonomy of the fringe vegetation in Slovakia in relation to surrounding areas – preliminary classification*. – *Hacquetia* **3**(1): 9–25.
- VARGA, Z., VARGÁNÉ-SIPOS, J., HORVÁTH, R. és TÓTH, E. (1998): *Az Aggteleki-karszt élővilága*. – In: BAROSS, G. (szerk.): *Az Aggteleki Nemzeti Park*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 254–332.
- VALKÓ, O., TÖRÖK, P., DEÁK, B. és TÓTHMÉRÉSZ, B. (2014): Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. – *Basic and Applied Ecology* **15**(1): 26–33.
- VARGA, Z. (szerk.) (2014): *A Pannon régió öröksége. A Natura 2000 hálózat*. – Szerif Kiadói Kft. Budapest, 337 pp.
- WATT, T. A. és BUCKLEY, G. P. (szerk.) (1994): *Hedgerow management and nature conservation*. – Wye College Press, Wye, 170 pp.
- WEBER, H. (1999): *Rhamno-Prunetea (H2A). Schleen und Traubenhohunder-Gebüsche*. – In: DIERSCHKE, H. (szerk.): *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands, Heft 5*. Göttingen, 108 pp.
- WENDELBERGER, G., (1986): Saum- und Mantelgesellschaften des pannonischen Raumes. – *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* **124**: 41–46.
- ZÓLYOMI B. (1957): Der Tatarenhorn-Eichen-Lösswald der zonalen Waldsteppe. – *Acta Botanica Hungarica* **3**: 401–424.
- ZOLLER, H. és HAAS, J. N. (1995): War Mitteleuropa ursprünglich eine halboffene Weidelandchaft oder von geschlossenen Wäldern bedeckt? [Was central Europe, before human impact, a savanna-like landscape with scattered trees or a dense woodland?] – *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **146**(5): 321–354.
- ZÓLYOMI, B. és FEKETE, G. (1994): The Pannonian loess steppe: differentiation in space and time. – *Abstracta Botanica* **18**: 29–41.

Spontaneous forests, forest – grassland mosaics and thickets

András Schmotzer

Bükk National Park Directorate, Sánc str. 4, H-3304 Eger, Hungary. E-mail: schmotzera@bnpi.hu

Due to the changes in land use during the last decades, the extent of the unused and underutilised hillside grasslands have increased. This process potentially leads to the natural regeneration of woodlands. This paper discusses temporal and spatial aspects of these intermediate habitats: forest edges, forest-steppe mosaics and thickets. Our approach is slightly different from the current nature conservation measures that focus mainly on forests and grasslands separately, but usually neglect these intermediate habitats. It is recommended to evaluate the role and conservation status of these habitats at the landscape level in order to set the proper management schemes for their protection. The mosaic structure – both of edafic communities and of man-made grassland habitats – is very characteristic of the Pannonic region, so the micro-scale mosaic of grasslands, shrublands and forests can preserve most of the natural assets, including the species and habitats of community interest. The appropriate management of these ecotone habitats could increase the biodiversity of the adjacent woodlands too.

Key words: spontaneous forests, succession, forest management, grassland management, nature conservation, North Hungarian Mountain range, edges, micro-habitats

Közösségi jelentőségű erdei élőhelyek spontán regenerációjának esélyei a Cserhátban – lehetőségek és veszélyek

Zagyvai Gergely

*Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytan és Természetvédelmi Intézet,
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4. E-mail: zagyvai.gergely@emk.nyme.hu*

Kutatásunk során felhagyott területek másodlagos fásszárú szukcesszióját; cserjésedését, erdősödését vizsgáltuk, közösségi jelentőségű erdei élőhelyek (Natura 2000) potenciális termőhelyein. Mintaterületünket a Cserhátban belül három kistáj találkozásánál jelöltük ki. A tájrészlet kiválasztását elsősorban a felhagyott parcellák nagy száma és a természeti tényezők változatossága indokolta. A vizsgálatokat és az adatgyűjtést két eltérő léptékben, táj- és parcella szinten végeztük.

A szukcessziós vizsgálatokhoz nélkülözhetetlen tájtörténeti elemzés eredményei szerint a mintaterület aktuális élőhelymintázatát és a cserjésedő, erdősödő területek elhelyezkedését nagymértékben meghatározza a megelőző évszázadok változatos földhasználat. A szőlők, legelők, kaszálók túlnyomó többségét felhagyták, az erdők területe, részben a telepítéseknek, részben a spontán folyamatoknak köszönhetően jelentősen növekedett a XXI. század elejére. Kutatásunk keretében, viszonyítási alapként elkészítettük a mintaterület potenciális élőhelytérképét a rendelkezésre álló, ökológiai tényezőket jellemző, tematikus térképfedvények és a természetszerű vegetáció maradványai alapján.

A terepi és távérzékelési adatok alapján készített táji élőhelytérkép szerint jelentős a spontán szukcessziós folyamatok által érintett területek nagysága a vizsgált tájban. A térképen elkülöníthetők a spontán fásszárú szukcesszió színhelyei, segítő- és veszélyeztető fajforrásai, valamint azok a felszínek, melyek indifferensek vagy barriert alkotnak. Az akácok jelentős területűeknek és elhelyezkedésüknek köszönhetően előnyösebb helyzetben vannak a felhagyott parcellák gyors kolonizálása terén, mint a természetszerű, tájhoz fajokból álló erdők.

A parcella léptékű vizsgálatokból megállapítható, hogy a potenciális élőhelyek domináns fajtái, a tölgyek, stratégiájuk, terjedési módjuk és kis területfoglalásuk miatt csak viszonylag kis tömegben jelennek meg a fásszárú szukcesszió során, mégis egyenletesen diszpergálják propagulumaikat, nagy távolságokra is képesek eljutni. Ezzel ellentétben az akác igazán a frontszzerű vagy rövid lépésekkel történő terjedésben hatékony. A cserjésedés két típusát képezi a borókások és a galagonyás-kökényesek kialakulása. Az akácodosás mindkét típusnál felléphet, de különösen a galagonyás-kökényeseket fenyegeti. Az akácodosás és az egyéb fásszárú növényzet záródása extrém száraz, erodált, vékony termőrétegen, meszes aljazaton gátolt, ezért a legértékesebb gypfoltok általában itt alakulnak ki és maradhatnak fenn.

A lombkoronaszint és cserjés szint vizsgált összetételi és szerkezeti tulajdonságain túl, az erdei élőhelyek regenerációjának sikerét a gypszint jelen tanulmányban részletesen nem tárgyalt jellemzői szintén meghatározzák.

A kutatás igazolta, hogy a felhagyott területek az özönfajok terjedése, a természetes regeneráció és száraz gyepek védelme szempontjából is kiemelkedő jelentőséggel bírnak, további kutatásuk szükséges, a fásszárú szukcessziót leíró, megbízható modell megalkotása érdekében.

Kulcsszavak: másodlagos szukcesszió, cserjésedés, erdősödés, regeneráció, növényi invázió

Bevezetés

Magyarországon az utóbbi évtizedekben számos tájhasználati változás történt, melynek során korábban művelt mezőgazdasági területek kerültek parlagra. A nagy területen felhagyott szőlőkben, legelőkön, kaszálókon, szántókon megindult a másodlagos szukcesszió folyamata, mely ideális esetben az adott területre jellemző potenciális növénytársulás felé tart. E felhagyott területek potenciális természetes erdő-társulásai jelentős részben a közösségi jelentőségű élőhelyek kategóriáiba (Natura 2000) sorolhatók, így

fontos természetvédelmi kérdésként merül fel, reális lehetőség-e ezen élőhelyek regenerációja a spontán szukcessziós folyamatok útján.

A nemzetközi és magyarországi szakirodalom jelentős része a másodlagos szukcessziós folyamatok témakörén belül elsősorban a gyepek vegetációdinamikájára koncentrált (HÁZI 1998, 2008, DANCZA 2000, PICKETT és mtsai 2001, PRACH és mtsai 2001, 2007, PINKE és PÁL 2005, RUPRECHT 2006, ILLYÉS és BÖLÖNI 2007, BARTHA és HORVÁTH 2008, BARTHA és mtsai 2008, CSECSERITS 2011).



1. ábra. A mintaterület elhelyezkedése

Kevés hazai kutatás foglalkozik célirányosan a spontán cserjésedéssel, erdősődéssel (JAKUCS 1972, CSONTOS és TAMÁS 2005, BARTHA és MOLNÁR 2008, ZAGYVAI és mtsai 2012). A kérdéskör legtöbb esetben más, kapcsolódó tudományterületek (tájtörténet, társulástan, florisztika, élőhelyterképezés, természetvédelem, erdészet) mellékszálaként bukkan fel (NAGY 2003, TÓTH 2004, MOLNÁR és mtsai 2007), így alaposabb tanulmányozása indokolt.

Kutatásunk során arra kerestük a választ, hogy a kiválasztott cserhádi mintaterületünkön a spontán cserjésedés, erdősődés milyen sebességgel, milyen stádiumokon keresztül halad, milyen fajösszetétellel jellemezhető, lehetséges-e a potenciális természet-szerű erdőtársulás felé tartó szukcesszió folytatása vagy gátló tényezők ezt hosszú távon akadályozzák.

A több kistáj találkozásánál fekvő cserhádi mintaterület jól reprezentálja azokat az alacsony hegyvidékeinkre és dombságainkra jellemző tájtípusokat, melyek esetében nagy mennyiségű, változatos földhasználati múlttal rendelkező mezőgazdasági terület került felhagyásra az elmúlt időszakban. A felhagyási folyamat háttérben egymással összefüggő társadalmi, demográfiai, gazdasági folyamatok állnak.

A területre vonatkozó tájtörténeti vizsgálataink a másodlagos szukcessziós folyamatok kiindulásának idejéről, minőségi előzményeiről informálnak, a potenciális természetes vegetációra vonatkozó adatok

összegyűjtése és értékelése az elméleti irányról ad tájékoztatást.

A mintaterület természetföldrajzi adottságai

A vizsgálatokba bevont mintaterület a Nézsa–Csővári-dombság, a Terényi-dombság, valamint a Nógrádi-medence találkozásánál fekszik, kiterjedése 114 km² (DÖVÉNYI 2010) (1. ábra). A terület felszínének nagy része tagolt, változatos felszínű dombvidék, még a Nógrádi-medence vizsgált része is völgyekkel tagolt medencedombságnak tekinthető. A Nézsa–Csővári-dombság a Terényi-dombság és a Nógrádi-medence éghajlata egyaránt mérsékeltten hűvös-mérsékeltten száraz (HALÁSZ 2006, DÖVÉNYI 2010). A tagolt domborzati viszonyok mindhárom érintett kistájban változatos mikroklíma-mintázat kialakulását tették lehetővé (LÁNG 1967).

Alapkőzetként az üledékes kőzetek a meghatározók. A Romhányi-rögön a dachsteini mészkő és a hárshegyi homokkő a meghatározó, az alacsonyabb dombvidéki tájrészletekben vegyes összetételű üledékeként a homokból, homokkőből, agyagból, agyagmárgából, kavicsból álló üledékek jellemzők. A mintaterület egyes részein jelentős a pleisztocén lösz,

lösszderivátum és a lejtőagyag előfordulása (NOSZKY 1940, LÁNG 1967, MÁFI 2005).

A mintaterület legelterjedtebb talajtípusai az agyagbemosódásos barna erdőtalaj, és a Ramann-féle barna erdőtalaj. Kisebb a csernozjom-barna erdőtalaj, a kovárványos barna erdőtalaj és a lejtőhordalék talaj jelentősége a tájban. A területen több foltban elhelyezkedő földes kopárok jelentős részben a korábbi emberi használat (szőlőművelés) következtében jöttek létre (Üzemi Tsz. térképek). A teljes mintaterület a Lókos-patak vízgyűjtőterületén helyezkedik el. A Lókosba torkolló patakok közül legjelentősebb a bonyolult völgyrendszerhez kapcsolódó Kébtodonyi-patak, mely a Szécsénkei- és a Szentei-patakból is jelentős mennyiségű vizet kap.

A mintaterület és környéke a pannóniai flóratartomány (Pannonicum) Magyar Középhegység (Maticum) flóravidékének Nógrádi (Neogradense) flórajáráshoz tartozik (BORHIDI 2003). Vegetációs tájbeosztás szerint a vizsgálati terület Nógrádi-medencéhez és Terényi-dombsághoz tartozó része összevontan az Északi-Cserhátba sorolható, északi irányból az Ipoly-, délkeleti irányból a Dél-Cserhát vegetációs táj nyúlik be a mintaterületre (MOLNÁR és mtsai 2008). A mintaterület legjellemzőbb potenciális természetes erdőtársulása a cseres-kocsánytalan tölgyes. A dombok É–ÉK-i oldalán gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, a nagyobb besugárzású domboldalakon melegkedvelő tölgyesek, a Nógrádi-medence területének egy részén lösztölgyesek jelentik, jelenthetik a potenciális természetes erdőtársulásokat. A szélesebb patak völgyekben gyertyános-kocsányos tölgyesek, a kisebb vízfolyások mentén égerligetek, puhafás ligeterdők képezik a potenciális természetes erdőtársulást (JAKUCS 1968, ZÓLYOMI 1989, MOLNÁR és mtsai 2007).

A kutatás során alkalmazott terepi és adatfeldolgozási módszerek

Tájtörténeti vizsgálatok

A tájtörténeti elemzés legjelentősebb adatforrásai a katonai felmérések térképszelvényei, melyek közül 1782 és 1883 között három időmetszetben került sor részletesebb elemzésre. A különböző felszínborítási kategóriák digitalizálására (Digiterra Map) az első három katonai felmérés és az 1990-es évek elején felújított topográfiai térkép esetében került sor, de a változások elemzésénél támaszkodtunk az 1920-as és 1980-as évek között készült katonai térképekre, a térképek névanyagára, az 1950-es évektől készített légifotókra, szakirodalmi forrásokra, statisztikai adatokra és személyes közlésekre is. Közvetett módon szolgáltak tájtörténeti információval a felszín antro-

pogén eredetű geomorfológiai alakzatai és egyes növényfajok indikátor jellege. A tájtörténeti kutatás legfontosabb célja annak megállapítása, hogy a vizsgált spontán regenerálódó területeket mikor hagyták fel és mi volt a felhagyást megelőző földhasználat. A tájtörténeti kutatás hozzájárul a szukcessziós folyamatok táji összefüggéseinek jobb megértéséhez is.

Potenciális természetes vegetáció meghatározása

Az eredetei, a rekonstruált és a potenciális természetes vegetáció fogalma nem egyezik meg, bár sok esetben hasonlíthatnak egymásra. Az eredeti természetes vegetációt az ember által nem befolyásolt növényzet, melyben a dinamika, struktúra és a fajösszetétel szintén természetes. A rekonstruált természetes vegetáció az a vegetáció, mely eredeti vegetációból az ember hatása nélkül fejlődött volna az aktuális vizsgálat időpontjáig. A szukcessziós folyamatok szempontjából a potenciális természetes vegetációt célszerű meghatározni. A potenciális természetes vegetáció irreverzibilis és a tartósan reverzibilis antropogén termőhelyi változásokat is figyelembe veszi, így ha egyéb feltételek is adottak lennének (pl. propagulumforrás) az általunk vizsgált felhagyott parcellákon ez a vegetáció fejlődne ki. A potenciális természetes vegetáció meghatározása, számos problémás határesetet is érintő, sok esetben bizonytalan eredményt adó feladat (BARTHA 2006).

Az aktuális vegetáció viszonyítási alapjaként a mintaterület potenciális élőhelytérképét készítettük el, melynek során a korábban ismertett szakirodalmakon és egyéb adatforrásokon kívül támaszkodhattunk a terület tájtörténetének részletes elemzésére, geológiai térképeire (MÁFI 2005), talajtérképeire (Üzemi Tsz. Térképek, MAGYAR KIRÁLYI FÖLDTANI INTÉZET 1942), vízrajzának ismeretére és az aktuális növényzetre vonatkozó felvételeinkre. A potenciális természetes vegetáció meghatározásában kiemelkedő fontosságú abiotikus tényezők egy részének megismerését, a területre elkészített digitális domborzatmodell (Surfer 7.0) segítette.

Tájléptékű szukcessziós vizsgálatok

A teljes mintaterületre, viszonylag tág kategóriákból álló élőhelytérkép készült. A kategóriarendszer kialakításának fő szempontja a cserjésedő, erdősödő területek szukcessziós stádiumainak és potenciális propagulumforrásainak ábrázolhatósága tájléptékben. A felhagyott parcellák vegetációja, potenciális propagulumforrásai, szomszédossági viszonyai a rendelkezésre álló MÉTA élőhelytérképek, erdészeti üzemi adatok és a Corine Land Cover felszínborítási térképe alapján váltak jellemezhetővé. A bemutatott kutatási lépték esetében a felsorolt távérzékelési adatokat kiegészítik a kevésbé részletes terepi adatok, a

nagyobb távolságból készített fényképek valamint a területet ismerő helyi lakosok személyes közlései.

Parcella léptékű vizsgálatok

A részletes térképezés keretében, a tájnál kisebb léptékben a felhagyott területek terepi felvételezésével gyűjtöttünk adatokat. A felhagyott területek határvonalainak előzetes megállapítása az 1990-es évek elején felújított 1:10 000 topográfiai térképek és a 2005-ben a FÖMI által készített ortofotók jellemző határvonalainak egymásra rajzolásával történt.

A terepi vizsgálatokba bevont felhagyott parcellák felvételezése során az alábbi információk kerültek feljegyzésre:

- Felhagyást megelőző földhasználat (amennyiben van ráutaló jel)
- Felhagyás becsült ideje (amennyiben van ráutaló jel)
- Talaj erodáltsága
- Vízgazdálkodás, többletvízhatás
- Bolygatás (pl. égetés, legeltetés, személtlerakás, talajsebek, vad tevékenysége)
- Lombkoronaszint mintázata
- Lombkoronaszint záródása (%)
- Lombkoronaszint fajai, tömegességük (1-ritka, 2-szórványos, 3-gyakori, 4-tömeges)
- Cserjeszint mintázata
- Cserjeszint záródása (%)
- Cserjeszint fajai, tömegességük (1-ritka, 2-szórványos, 3-gyakori, 4-tömeges)
- Gyepszint borítása (%)
- Tömeges, jellemző fajok és özönnövények, tömegességük (1-ritka, 2-szórványos, 3-gyakori, 4-tömeges)
- Élőhely általános jellemzése, megjegyzések, egyéb információk
- Propagulumforrások, szomszédosság, környezet jellemzése

A parcella területesség bevezetése azért volt indokolt az élőhelyfolt helyett, mert a felvételezések és adatfeldolgozások során a vizsgálati területeket nem kizárólag az aktuális élőhelymintázat alapján határoltuk le, hanem a korábbi földhasználat jellemző határvonalait is figyelembe vettük.

Eredmények

Tájtörténeti vizsgálatok

A mintaterületen a vizsgált időszak folyamán a különböző felszínborítási kategóriák átalakulási irányai és a folyamatok mértéke nagy változatosságot mutat. Csoportosítva és súlyozva a folyamatokat öt jellemző változási típus képe körvonalazható.

Erdő-gyep, gyep-erdő átalakulási folyamatok

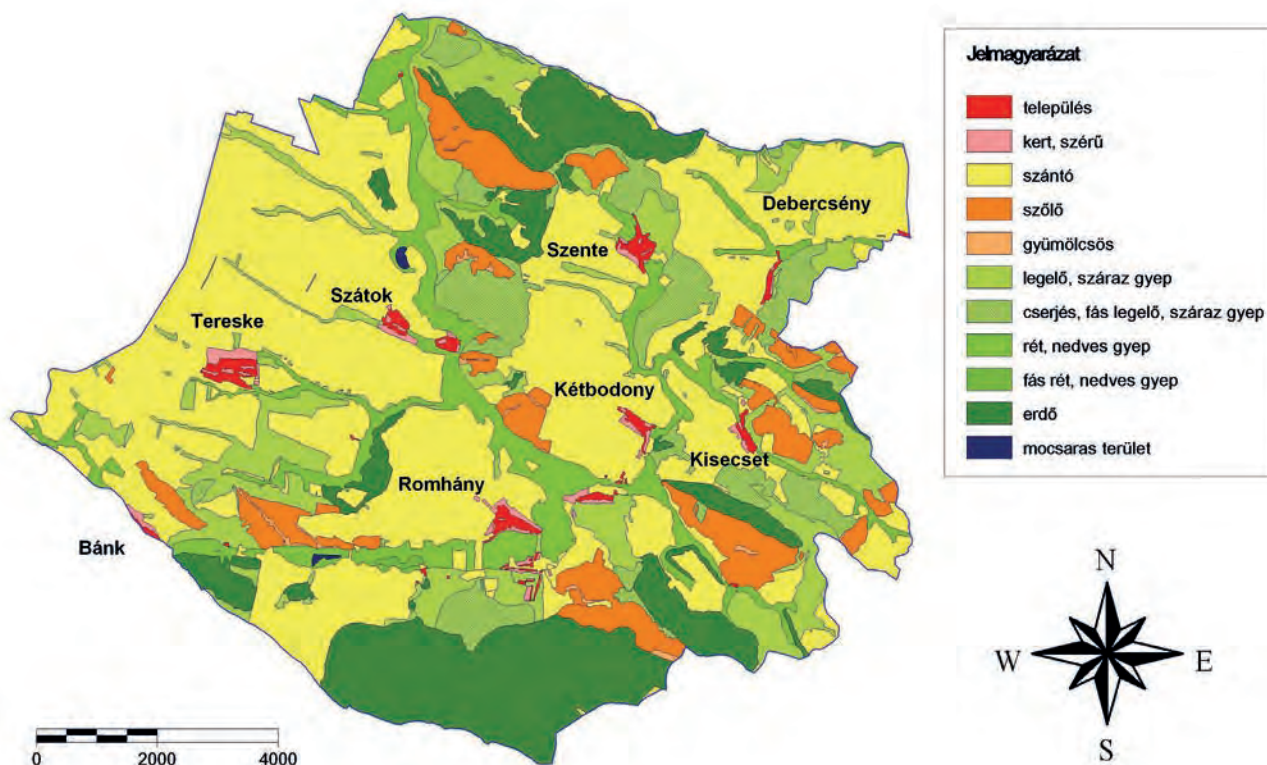
A XVIII. század végén a mintaterület 30%-át borították erdők. Az erdők területaránya a XVIII. század végi állapotokhoz képest a XIX. század közepére 14%-al csökkent, helyükön főként cserjések, fás legelők és száraz gyepesek jöttek létre.

A II. és III. katonai felmérés ideje között az erdők területe kis mértékben tovább csökkent, a különféle gyep típusok területe körülbelül hasonló mértékben növekedett. A csökkenés elsősorban a Romhányi-rög mintaterületünkre eső nyugati felének erdőterületeit érintette. A XIX. század második felében, ezeken a hegyoldalakon nagy területen található cserjés, fás legelőket, kiritkult állományokat, melyeken legeltetés és sertések makkoltatása történt.

Az erdők által borított terület a XX. század során szinte folyamatosan növekedett. A kiemelt községek statisztikai adatai szerint, 1935-ben észlelhető csupán néhány hektáros visszaesés az 1913-as adathoz képest, később az erdőítés lendülete töretlen.

1. táblázat. A mintaterület felszínborításának változása a részletesen elemzett térképek szerint, a teljes terület százalékában

Felszínborítási kategória	I. kat. felm.	II. kat. felm.	III. kat. felm.	1989-1993
Település	0,77	1,08	2,37	3
Kert, szérű	1,03	0,77	0	×
Szőlő	4	8	7	0,34
Gyümölcsös	×	0,32		4
Szántó (+ legelő - I. kat. felm.)	56	47	51	44
Cserjés, fás legelő, száraz gyep	×	7	0,79	8
Legelő, száraz gyep	×	12	14	8
Rét, nedves gyep	9	9	10	
Fás rét, nedves gyep	×	0,1	×	×
Mocsaras terület	×	0,08	0,04	0,8
Állóvíz	0,13	×	×	0,17
Erdő	30	16	14	32



2. ábra. A mintaterület földhasználata a II. katonai felmérés szerint (1842)

Az erdők 1895-ös kiterjedése 2006-ra több mint kétszeresére nőtt, a szántók, szőlők, de elsősorban az utóbbi századokban hagyományosan legelőként hasznosított földek rovására. A XX. század erdőtelepítéseinek meghatározó fafaja a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), melyet válogatás nélkül telepítettek a legkülönbözőbb termőhelyekre, de számos fenyőültetvényt is létesítettek a mintaterületen (DOBAY és mtsai 2005).

A szőlészet, borászat virágzása és hanyatlása

A jozefiniánus felmérés szerint, a vizsgálati területen, a szőlőhegyek nyolc tömbben, Romhány, Kétbodony, Bánk, Érsekvadkert és Kisecset határában helyezkedtek el. A mintaterületen a XIX. század közepén a szőlőtermesztés a virágkorát élte. Az I. katonai felmérésen feltüntetett szőlőhegyek bővültek és számos új területet vontak be a szőlőtermesztésbe. A szőlők és gyümölcsösök aránya a hat község határában az 1842-es és 1855-ös felmérések idején összességében kb. 8%, ami az előző felmérés térképén mért érték kétszerese, a gyarapodás tehát igen jelentős volt (1. táblázat).

A III. katonai felmérés készítésének időszakában kezdődött Magyarországon a filoxéra pusztítása. Ez a pusztítás a felmérés térképein még kevésbé érzékelhető; a szőlők és gyümölcsösök területének csökkenése minimális. A térkép készítését követő években filoxéra pusztításának nyomán jelentősen visszaesett a szőlőterületek aránya. A csökkenő tendencia mély-

pontját a statisztikai adatokkal is jellemezhető szűkebb területről az 1913-as 95 ha-ról szóló területi adat jelenti. Ezt követően a szőlők területének gyarapodása az 1960-as évekig tartott, majd folyamatosan csökkent, míg elérte a 2006-os 24 ha-os, minimális kiterjedést.

A szántók átalakulási folyamatai

Az I. katonai felmérés mintaterületet érintő szelvényein a szántóföldek és a meredekebb domboldalak száraz legelői nem különíthetők el. Az 1782-ben és 1784-ben készített térképek alapján a vizsgálati terület több mint felét borították szántók, legelők és parlagok. A II. katonai felmérés térképe alapján megállapítható, hogy a XIX. század közepén szántóként művelt területek az I. katonai felmérés „szántó, legelő” kategóriájú területein belül találhatóak (2. ábra).

A II. és a III. katonai felmérés elkészítése között a szántóföldek aránya összességében nem változott érdemben, azonban községenként vizsgálva már észlelhetők átrendeződések. 1865 és 1935 között jelentősen nőtt a szántók aránya a mintaterület statisztikai, földhasználati adatai szerint (2. táblázat). A növekedés oka részben a gabonakonjunktúra, részben a parasztgazdaságok „földínsége”, az önellátásra történő berendezkedés szemlélete (SZOMSZÉD 1996b).

A művelési ágak XX. századi változásának elemzéséhez már nemcsak történeti térképekre, hanem egyes falvak esetében községsoros adatokra is támaszkodhatunk. A lakosságszám és a szántók ará-

2. táblázat. A mintaterület egyes községeinek területhasználati változásai 1895 és 2006 között (ha) (Forrás: KSH 1962, 1972, 1981, 1988, 1991, 2001, www1)

Földhasználat	időpont	1895	1913	1935	1962	1966	1971	1984	2006
szántóföld		3421	3949	3952	3317	3238	3182	2449	2335
erdő		1124	1347	1337	1808	1882	1893	2106	2326
legelő		1056	564	571	451	447	467	1421	915
rét		612	392	438	415	363	453		130
szőlő, gyümölcsös		291	209	227	523	558	486	486	442
településterület, kivett terület		267	354	353	375	401	412	444	757

nyának párhuzamos növekedése a XIX. század végétől a XX. század első négy évtizedéig jellemző. A hat községből álló szűkebb vizsgálati területen, a szántó művelési ágú területek, maximális kiterjedésüket, 3952 ha-t, 1935 körül érték el. Ettől az időponttól, az erdők területének növekedésével, folyamatos csökkenés jellemzi a szántó művelési ágat.

A XX. század közepétől a szántóművelés technikája, intenzitása, a tulajdonosi szerkezet és a művelési egységek mérete is változott. Az 1956-ban készített légifénykép a földosztás utáni, de az erőltetett szövetkezetesítés közötti állapotokat tükrözi. Összehasonlítva az 1987-ben készített felvétellel megállapítható, hogy egyes nagyüzemi táblák helyén három évtizeddel korábban akár 80–100 parcella is feküdt. A szántótáblák tagosítása során töredékére csökkent az ökológiai szempontból pozitív szerepű mezsgyék, szegélyek hossza is.

Nedves rétek, mocsaras területek átalakulásai

A mintaterület meghatározó folyóvize a Lókos-patak. II. Rákóczi Ferenc is megemlíti a vízfolyást emlékirataiban az 1710-ben zajlott romhányi csata kapcsán (SZABÓ 1988). Az ő beszámolója és az I. katonai felmérés szerint is elmondható, hogy a patak a XVIII. században meglehetősen zabolátlan, természetes állapotú „vadvíz” volt. Az érsekvadkerti határról szóló 1728-as összeírás a patakot Lókos-tóként (Lokus lacus) említi (SZOMSZÉD 1996a).

A Lókos mentén még a XX. században is voltak mocsaras területek és többé-kevésbé állandó vízföldek. Ezt látszik igazolni a Lókos mellett Romhány és Bánk között elterülő „Tóhely” dűlőnév is (GEBLER és PAULOVIK 2003). A térképen több helyen szétválak a vízfolyás, majd összefut. Levéltári lajstromokban is fellelhető a patak kiöntései által okozott károk jegyzéke. Ebben a viszonylag természetes állapotban változás csupán 1960-ban következett be, amikor szabályozták és egyenes mederbe terelték. Hasonló, de csekélyebb mértékű szabályozásokra került sor a terület többi kisebb vízfolyása esetében is.

A XVIII. század végén a mocsárrétek és a nedves gyepek a Lókos és a belé ömlő patakok melletti változó szélességű sávban húzódtak. Elhelyezkedésük és területük (9–10%) lényegében változatlan az első

három katonai felmérés térképein. Ez a területhasználati forma bizonyult a legállandóbbnak, megőrizte térfoglalását a XX. század derekáig, amikor a Lókos patakot szabályozták és kaszálói kiszáradtak, helyüket pedig többnyire szántók vették át. A szabályozás után a kaszálók és nedves rétek arányának csökkenése mérsékeltebben, de kimutatható a kisebb vízfolyások mellett is. Az egykori nedves kaszálók egyes népi használatú dűlőnevei, mint például Csátésok, Zsombikos, ma is utalnak a területek egykori jó vízellátottságára (GEBLER és PAULOVIK 2003).

A XIX. század közepén mocsár, vizenyős terület kategóriájába a Lókos-völgy „Tóhely” nevű dűlőjét és egy kb. 10 ha-os, Szátóktól északra fekvő mocsaras foltot sorolhatunk a térkép szerint, melyet egyszerűen Tónak, később Hibniknek hívtak a feliratok alapján. Valószínű, hogy ezen az egy területen kívül is voltak kisebb-nagyobb időszakos mocsarak a patakok mentén és főként a Lókos völgyében, melyek egy része a XX. század végén készített topográfiai térképen is azonosítható (2. ábra).

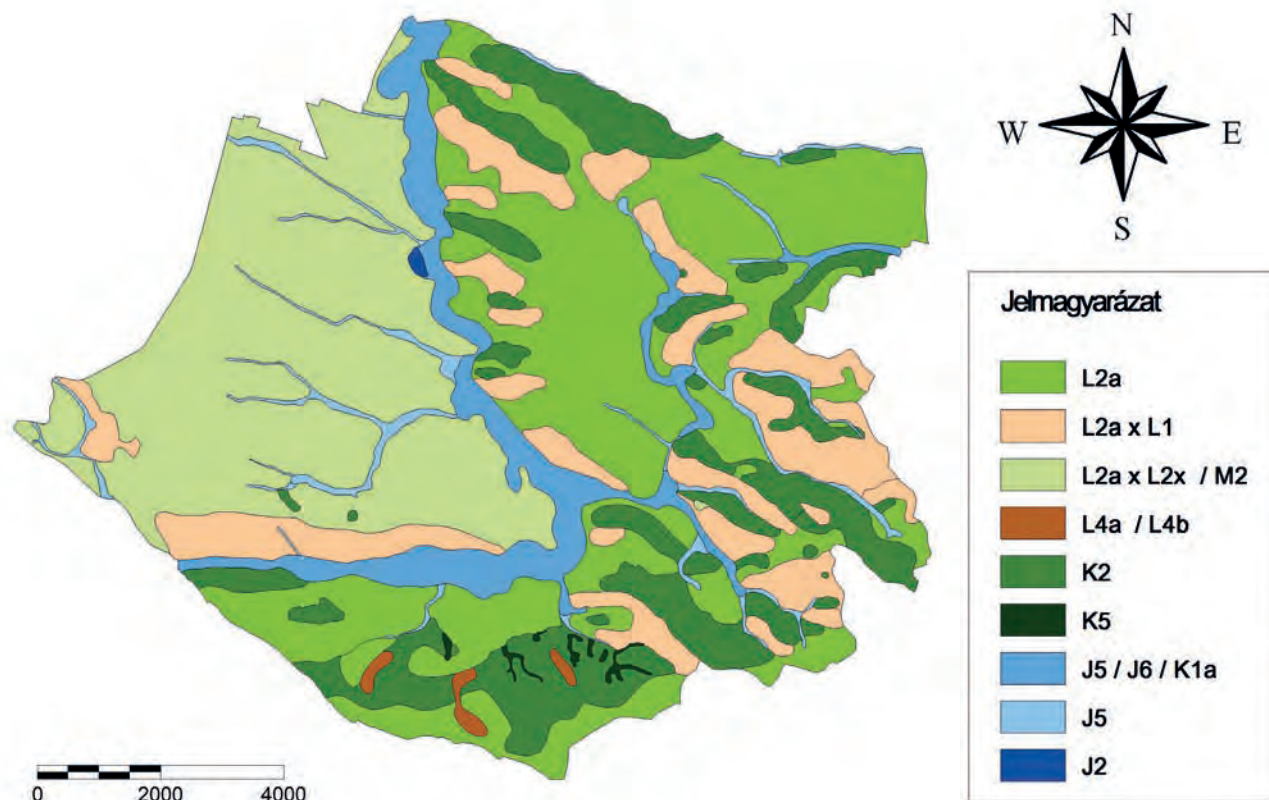
A beépített területek terjeszkedése

Lélekszám tekintetében a vizsgált falvak közül a XX. század második felében egyre inkább kiemelkedett Romhány, melynek lakossága 1990-ben érte el a 2852 fős maximumot. Romhány népességének gyarapodása és az ipari üzemek terjeszkedése a beépített területek jelentős bővüléséhez vezetett. Az előző folyamattal párhuzamosan a kisebb falvak lakossága az 1960-as, 1970-es évektől csökkenni kezdett. A csökkenés részben a nagyobb községekbe (Romhány), városokba áramlással, részben a születésszám csökkenésével magyarázható. A népesség elöregedése és elvándorlása a hagyományos, extenzív gazdálkodási formák visszaszorulásához is hozzájárult.

A potenciális természetes vegetáció meghatározása

A mintaterület potenciális élőhelyei

Vizsgálataink fontos célja annak meghatározása, hogy a felhagyott mezőgazdasági területeken zajló másodlagos szukcesszió milyen irányba tart (tarthat), melyek az elméleti zárótársulásai. Térképünk készítése



3. ábra. A mintaterület potenciális élőhelyei (L2a – Cseres-kocsánytalan tölgyesek, L2x – Hegylábi zárt erdőssztyep tölgyesek, M2 – Nyílt lösztölgyesek, L1 – Mész- és melegkedvelő tölgyesek, K2 – Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, K5 – Bükkösök, L4a – Zárt mészkerülő tölgyesek, L4b – Nyílt mészkerülő tölgyesek, J5 – Égerligetek, J6 – Keményfás ártéri erdők, K1a – Gyertyános-kocsányos tölgyesek, J2 – Láp- és mocsárerdők)

során, a potenciális természetes vegetáció jellemzésére Á-NÉR élőhely kategóriákat használtunk. A „potenciális élőhely” fogalmának értelmezése a korábban ismertetett potenciális természetes vegetációéval egyezik meg, azzal a kiegészítéssel, hogy Á-NÉR élőhely kategóriákra vonatkozik. A potenciális élőhely meghatározásának határesetei és bizonytalanságai miatt az elkészített térkép számos átmeneti élőhely kategóriát tartalmaz (3. ábra).

Száraz lomberdők

L2a – Cseres-kocsánytalan tölgyesek

A száraz lomberdők közé sorolható cseres-kocsánytalan tölgyes (Natura 2000: 91M0 Pannon cseres-tölgyesek) a mintaterület legjellemzőbb, klímaregionális potenciális élőhelye, mely tipikus formájában a nem túlságosan meredek oldalakra, dombhátakra jellemző. Megtalálható a Romhányi-rög egyes részein, és az Érsekvadkert, Sente, Szátok közötti ÉNy-DK-i lejtésű, löszös üledékekkel fedett térszíneken.

L2a – Cseres-kocsánytalan tölgyesek x L2x – Hegylábi zárt erdőssztyep tölgyesek / M2 – Nyílt lösztölgyesek

A cseres-kocsánytalan tölgyes – lösztölgyes átmenet (Natura 2000: 91M0 Pannon cseres-tölgyesek – 91I0 Euro-szibériai erdőssztyepp-tölgyesek / 91H0

Pannon molyhos tölgyesek) a vizsgálati terület ÉNy-i, Lókos-patak által leválasztott részére jellemző potenciális természetes vegetációként. Környezetéhez képest medence jellegű, lösz alapközetű terület, melynek nagy része 200 m tszf. magasságnál alacsonyabb. Felszínén jó minőségű szántóföldek uralkodnak, csak a Lókos-patakba ömlő Farkasvölgyi-patak menti területeken található meg a természetes erdőtakaró maradványai, melyekben jelentős szerephez jut a tatarjuhar (*Acer tataricum*).

L2a – Cseres-kocsánytalan tölgyesek x L1 – Mész- és melegkedvelő tölgyesek

A cseres-kocsánytalan tölgyes – melegkedvelő tölgyes átmenetbe (Natura 2000: 91M0 Pannon cseres-tölgyesek – 91H0 Pannon molyhos tölgyesek) sorolt területek a dombok meredek, nagyobb besugárzású, D-i, DNy-i oldalain helyezkednek el. Nagy részük, természeti adottságaiknak megfelelően, az elmúlt évszázadokban szőlőhegyek voltak. A nagy lejtőknek és a folyamatos talajbolygatással járó földhasználatnak köszönhetően, az eredeti termőréteg részben vagy teljesen erodálódott. Ezen területek eredeti vegetációja cseres-kocsánytalan tölgyes volt, azonban a termőhely irreverzibilis sérülése folytán valószínűsíthető, hogy a jelen feltételek egy a melegkedvelő tölgyesek jegyeit magán viselő erdőtársulás kialakulását tennék lehetővé. A MÉTA felmérés ada-

tai hozzávetőleg ezeken a domboldalakon jelzik a „hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek” elnevezésű, meglehetősen tág élőhelykategória potenciális voltát.

A kategória lehatárolását a mintaterület egészére készített digitális terepmodell tette lehetővé. A munka során, a sugárzástérképen körülhatárolt kiugróan nagy besugárzást kapó területek elhelyezkedéseit összevetettük a történeti térképek földhasználati adataival, majd a valószínűsíthetően erodált, sok sugárzást kapó egységeket lehatároltuk.

Üde lomberdők

K2 – Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek

A Romhányi-rög északi oldalának uralkodó potenciális természetes vegetációja az üde lomberdők közé tartozó gyertyános-kocsánytalan tölgyes (Natura 2000: 91G0 Pannon gyertyános-tölgyesek). Az élőhely meghatározása, az előzőhöz hasonlóan digitális terepmodell segítségével előállított sugárzástérkép alapján történt. A sugárzástérképen az egyértelműen hűvös, kevés napsütést kapó területeket határoltuk le, összhangban a MÉTA felmérés vonatkozó adataival. A Romhányi-rögön kívül a mintaterület alacsonyabb dombvidéki részén számos helyen találkozhatunk a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek potenciális előfordulási helyeivel a dombvonulatok É-i, ÉK-i oldalán.

K5 – Bükkösök

A bükkösök (Natura 2000: 9130 Szubmontán és montán bükkösök) a Romhányi-rög É-i oldalának mély völgyeiben, vízmosásaiban jelentik a potenciális természetes vegetációt. A térképen ábrázolt területük kb. egynegyed részén még jelenleg is megtalálhatók extraregionális állományaik.

L4a – Zárt mészkérülő tölgyesek / L4b – Nyílt mészkérülő tölgyesek

A mészkérülő tölgyesek (Natura 2000: –) aktuális előfordulása, így potenciális voltuk is a Romhányi-rög magasabb régióihoz kötődik. A rög területének legjellemzőbb felszíni kőzete a savanyú kémhatású hárshegyi homokkő, mely vékonyabb termőrétegű hegyoldalak, hegygerincek esetében meghatározza a rajta kialakuló edafikus erdőtársulást (KUN 2000).

Völgyalji helyzetű és többletvízhatás alatt álló erdők

A potenciális természetes vegetáció azon része, melyet a többlet vízhatás határoz meg, a Lókos-patak széles alluviumához és a hozzá kapcsolódó vízrendszerhez köthető. A nagyobb patakok, szélesebb völgytalppal rendelkező völgyében a következő élőhelyek jöhetnek szóba, mint a potenciális természetes vegetáció komponensei:

- J5 – Égerligetek (Natura 2000: 91E0 Puhafás ligeterdők, éger- és kőrsligetek, illetve láperdők)
- J6 – Keményfás ártéri erdők (Natura 2000: 91F0 Keményfás ligeterdők)
- K1a – Gyertyános-kocsányos tölgyesek (Natura 2000: 91F0 Keményfás ligeterdők / 91G0 Pannon gyertyános-tölgyesek)

A felsorolt három élőhelykategória a potenciális élőhelytérképen (3. ábra) egy hibridkategóriaként került összevonásra.

J5 – Égerligetek

A kisebb patakok, meredekebb völgyekben folyó vízfolyások mentén égerligetek (Natura 2000: 91E0 Puhafás ligeterdők, éger- és kőrsligetek, illetve láperdők) alkotják a potenciális természetes vegetációt.

J2 – Láp- és mocsárerdők

A Lókos-patak völgyében, Érsekvadkert és Szátok községek között található a régi térképeken „Hibnik” névvel illetett öblözetet, melyet a történeti térképek folyamatosan mocsaras, vizes területként jelöltek. Potenciális természetes vegetációja égeres mocsárerdő (Natura 2000: 91E0 Puhafás ligeterdők, éger- és kőrsligetek, illetve láperdők).

A potenciális élőhelyek (potenciális) fafajösszetétele

Annak érdekében, hogy a cserjésedés, erdősödés stádiumaihoz viszonyítási alapot kapjunk, táblázat formájában összefoglaltuk azon potenciális élőhelyek tipikus fafajösszetételét, melyek megfeleltethetők Natura 2000 élőhelykategóriával (BÖLÖNI és mtsai 2011, BARTHA 2013) (3. táblázat). A szakirodalmi adatokból kiszűrtük azokat a fafajok, melyek a tájban nem fordulnak elő. A táblázatból kiolvasható, hogy jellemző összetételüket tekintve nagy átfedést mutatnak a száraz, félszáraz termőhelyekre jellemző cseres-kocsánytalan tölgyesek és átmeneti kategóriái a melegkedvelő, valamint lösztölgyesekkel. A természet szerű üde gyertyános-kocsánytalan tölgyesek összetétele határozottan elkülönül a szárazabb tölgyesektől. A potenciális bükkösök területe aktuálisan is kis területű, extrazonális bükk állománnyal, vagy régóta egyéb erdővel borított, helyükön regenerálódó, felhagyott mezőgazdasági területek nem jöhettek létre, ezért terepi vizsgálatukra nem került sor. A völgyalji, többletvízhatással rendelkező, jó vízellátottságú hibrid kategória fajkészlete szintén nagy hasonlóságot mutat egymással. A kivételt a gyertyános-kocsányos tölgyesek jelentik, melyek inkább a gyertyános-kocsánytalan tölgyesekre hasonlítanak. A nedves termőhelyű csoporthoz való sorolásukat az indokolja, hogy bár tipikus fajösszetételükben jelentősen különböznek szintén a völgyekhez kapcsolódnak, a térképi ábrázolásban nem is választhatók el egymástól.

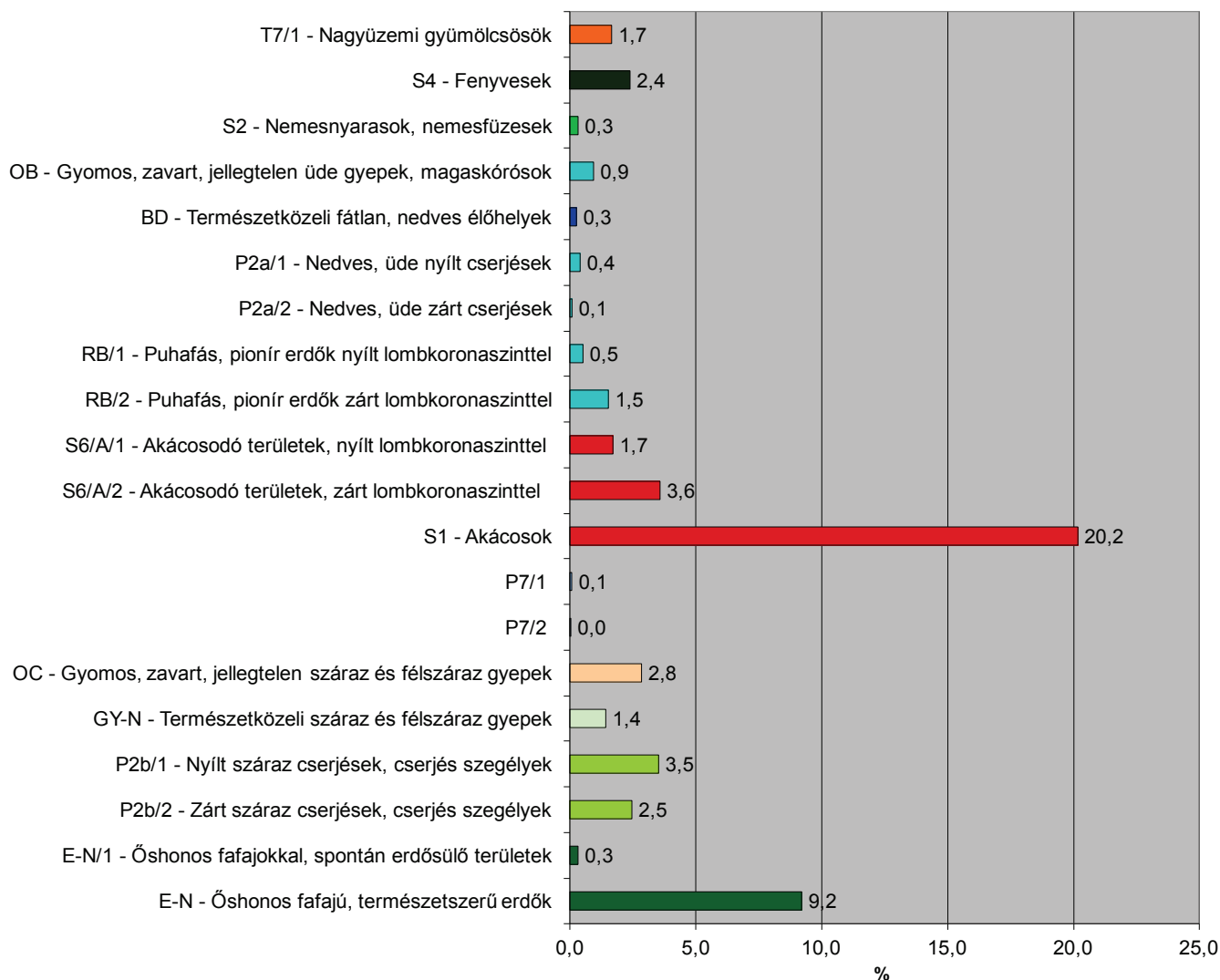
3. táblázat. A mintaterület potenciális élőhelyeinek jellemző fajösszetétele (BARTHA 2013, BÖLÖNI és mtsai 2011) (Jelmagyarázat: D: Domináns, E: Fontosabb elegyfaj, SZ: Szálanként előforduló, ritkább faj, R: Egyes régiókban tipikus faj, Ö: Egyes ökológiai változatokban jellemző faj)

Tudományos név	Magyar név	Égeres mocsárrdők - J2	Égerliget - J5	Keményfás ligeterdő - J6	GY-KST - K1a	GY-KTT - K2	CS-KTT - L2a	Melegkedvelő tölgyes - L1	Lösztölgyesek - L2x / M2
<i>Acer campestre</i>	mezei juhar		SZ	SZ	E	E	E	E	E
<i>Acer platanoides</i>	korai juhar		SZ		E	E	E		
<i>Acer pseudoplatanus</i>	hegyi juhar		SZ						
<i>Acer tataricum</i> (cserjeszintben is)	tatárjuhar			E	SZ		E		E
<i>Alnus glutinosa</i>	mézgás éger	D	D	SZ					
<i>Betula pendula</i>	bibircses nyír	SZ	SZ		SZ				
<i>Carpinus betulus</i>	közönséges gyertyán		E	SZ	D	D	SZ		
<i>Cerasus avium</i>	madárcseresznye				E	E			
<i>Fagus sylvatica</i>	közönséges bükk		SZ			E			
<i>Fraxinus excelsior</i>	magas kőris		E	R,E	E	E			SZ
<i>Fraxinus ornus</i>	virágos kőris						SZ	E	
<i>Malus sylvestris</i>	vadalma		E	SZ	E				SZ
<i>Padus avium</i>	zselnicemeggy	E	E	SZ					
<i>Populus alba</i>	fehér nyár		Ö	E					
<i>Populus nigra</i>	fekete nyár			SZ					
<i>Populus tremula</i>	rezgő nyár	SZ	E	SZ					
<i>Pyrus pyraeaster</i>	vadkörte			SZ			E	E	E
<i>Quercus cerris</i>	csertölgy				E	E	D	D	E
<i>Quercus petraea</i> agg.	kocsánytalan tölgy				SZ	D	D	D	E
<i>Quercus pubescens</i>	molyhos tölgy						SZ	D	SZ
<i>Quercus robur</i>	kocsányos tölgy		SZ	D	D				D
<i>Salix alba</i>	fehér fűz	E	Ö	SZ					
<i>Salix fragilis</i>	törékeny fűz	E	E	SZ					
<i>Sorbus domestica</i>	házi berkenye						E	E	
<i>Sorbus torminalis</i>	barkócaberkenye						E	E	
<i>Tilia cordata</i>	kislevelű hárs		SZ	SZ	E	E	SZ		SZ
<i>Tilia platyphyllos</i>	nagylevelű hárs				SZ	SZ	SZ		SZ
<i>Ulmus glabra</i>	hegyi szil		SZ	SZ	SZ				
<i>Ulmus laevis</i>	vénic szil	SZ	SZ	D					
<i>Ulmus minor</i>	mezei szil		SZ	D	SZ		E	E	E

Tájéleptékű szukcessziós vizsgálatok

A teljes mintaterületet lefedő élőhelytérképet részben terepi bejárások során gyűjtött adatok, részben a már korábban ismerttetett kartográfiai adatforrások (pl. légifotók, MÉTA térképek, erdészeti térképek) alapján készítettük el. Kialakított kategóriarendsze-

rünk a MÉTA felmérés során is alkalmazott, azóta módosított, ÁNÉR élőhelykategóriákra (BÖLÖNI és mtsai 2011) támaszkodik. A kategóriák kialakítása során a fásszárú vegetáció minőségi és mennyiségi jellemzése volt a meghatározó vezérelv, ezért számos új élőhelykategóriát alkottunk. Az ÁNÉR rendszerhez képesti módosításokat és egyszerűsítéseket a



4. ábra. A tájleptékvű élőhelytérkép kategóriáinak területaránya a teljes mintaterülethez képest (%)

kutatás korábban említett céljain kívül a felhasznált adatforrások nyújtotta lehetőségek is indokolták. Új kategória kód került bevezetésre az őshonos fafajú, természetszerű erdők (EN), az őshonos fafajokkal spontán erdősülő területek (EN/1), a természetszerű száraz és félszáraz gyepek (GYN), valamint a természetszerű, fátlan, nedves élőhelyek (BD) esetében. Az élőhelykategóriák jellemzése a későbbiekben a saját kategóriarendszer szerint történik.

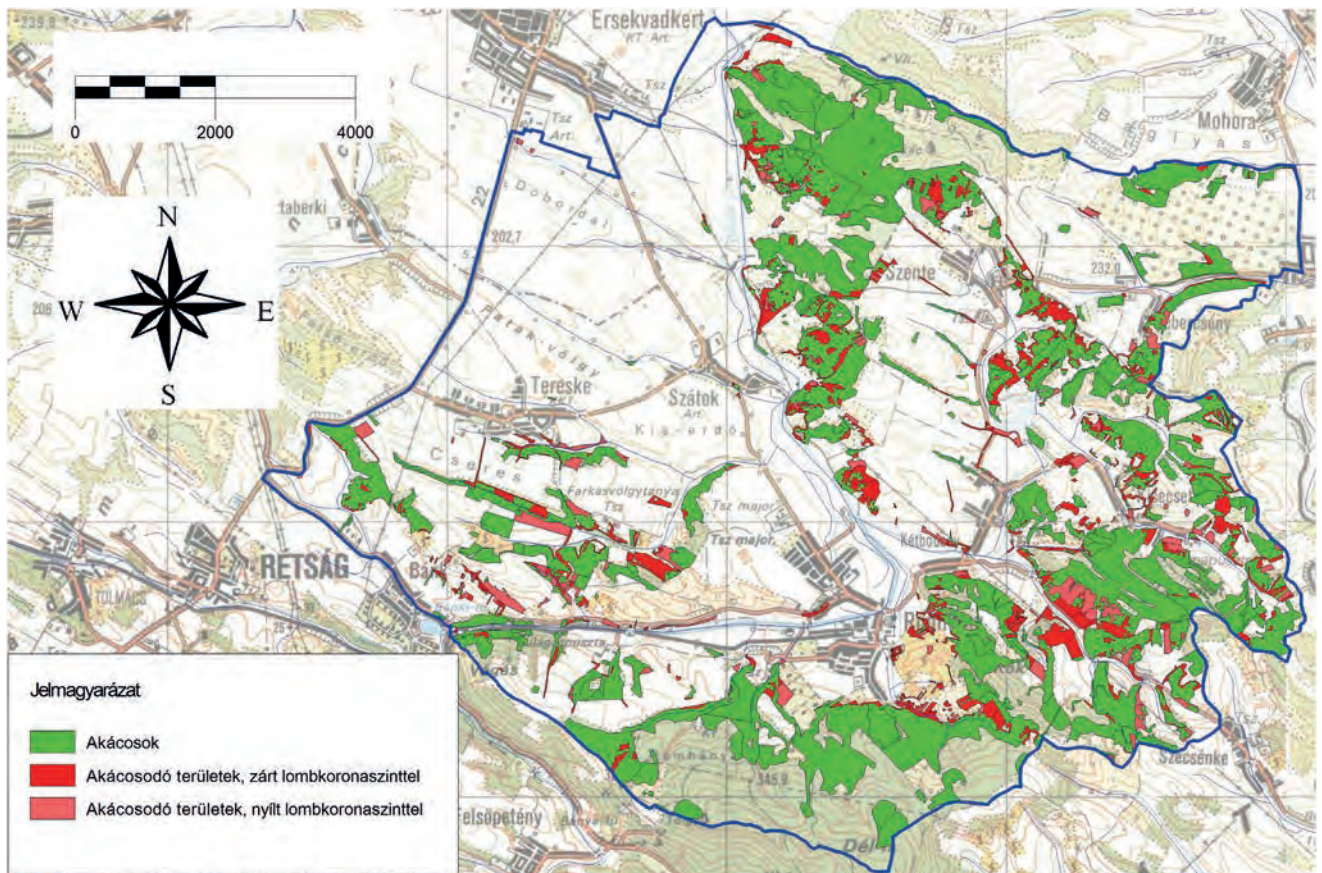
A mintaterület vegetációjának ismertetése során kitérünk a térképezett élőhelyek aktuális területarányára (4. ábra) és területi elhelyezkedésükre. Vizsgálatunk szempontjából legérdekesebbek azok a vegetációs kategóriák, melyek színhelyei az emberi használatot követő spontán szukcesszióknak (pl. gyomos, jellegtelen gyepek, természetszerű gyepek, cserjések, akácodosó területek).

Az élőhelyek másik, az előzővel részben átfedő csoportja (pl. őshonos fafajú erdők, akácosok, cserjések) jelenti azokat a propagulumforrásokat, melyek közelsége, elérhetősége egyaránt feltétele a természetes regenerációnak és a fásszárú fajok agresszív invázió-

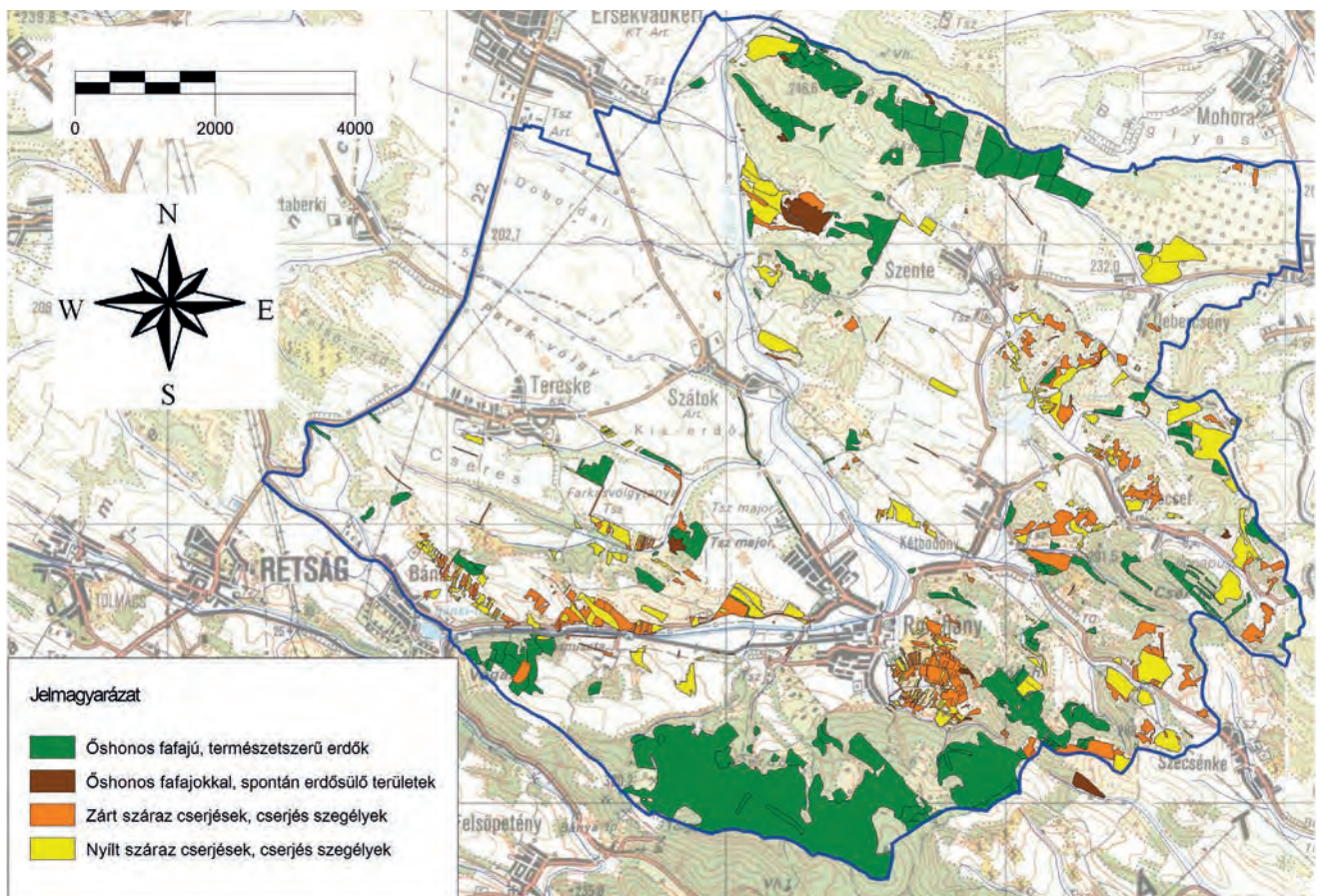
jának is. Az élőhelyek egy része (pl. település, szántóföldek) látszólag indifferens a felhagyott területek szukcessziója szempontjából. Elhelyezkedésük mégis fontos, hiszen barriert alkothatnak a felhagyott parcella és a potenciális propagulumforrás között.

A felsorolt élőhelycsoportok nem választhatók el élesen egymástól. Egy természetszerű gyepek lehet a szukcesszió egyik közbülső állomása, vagy gyepi fajok propagulumforrásaként szolgálhat a környező parlag számára, ugyanakkor indifferensként értékelhetjük, mint fásszárúak propagulumforrását.

A következőkben azokat az élőhelyeket ismertetjük részletesen, melyek a vizsgált szukcessziós folyamatok potenciális színhelyei, illetve propagulumforrásai lehetnek. Az ilyen szempontokból indifferens élőhelyek (pl. szántóföldek, hulladéklerakók, települések) tárgyalásától eltekintünk. A könnyebb áttekinthetőség érdekében térképeinken csak a cserjésedés, erdősődés szempontjából legfontosabb élőhelykategóriákat mutatjuk be (5–6. ábra).



5. ábra. Az akácok és akácodosó élőhelyek elterjedése a mintaterületen



6. ábra. Óshonos fafajú, természetszerű erdők, óshonos fafajokkal erdőszülő területek és cserjés élőhelyek elterjedése a mintaterületen

Őshonos fafajú, természetszerű erdők – EN

Az „őshonos fafajú, természetszerű erdők” területaránya a teljes vizsgálati területhez képest 9,2%. Területük, kevés kivételtől eltekintve, a II. és III. katonai felmérés erdőterületeinek körvonalain belül helyezkednek el, de kisebbek azoknál. A II. katonai felmérés esetében a terület 16%-át, a III. felmérés szerint 14%-át borította erdő. Az állományok területi elhelyezkedése arra vall, hogy az őshonos fafajú erdők, néhány elszigetelt, kisméretű, telepített folt kivételével nem vették ki részüket az erdőterületek XX. században bekövetkező lendületes terjeszkedéséből, az szinte kizárólag az akáctelepítéseknek és a fafaj spontán terjedésének köszönhető.

Az élőhely-kategóriához tartozó erdők legnagyobb tömbje a mintaterület D-i részén elhelyezkedő Romhányi-rög 250–300 méternél magasabb régióit borítja. Ezeknek a hegytömb gerincén húzódó vízváltótól É-i irányban elhelyezkedő erdőknek a vegetációja nagyobb részben gyertyános-kocsánytalan tölgyes, kisebb arányban cseres-kocsánytalan tölgyes, őshonos fafajok propagulum-forrásoként értékelhetjük őket. A Romhányi-rög természetszerű erdein kívül, néhány értékesebb száraz tölgyes elszigetelten helyezkedik el a mintaterület alacsonyabb részein.

Őshonos fafajokkal, spontán erdősülő területek – EN/1

Az élőhely-kategória területaránya mindössze 0,3%. Eredetüket tekintve főként felhagyott legelőterületek, kisebb arányban felhagyott szőlők, szántók. Közös tulajdonságuk a fászfűrészek propagulum-forrásának közvetlen vagy elérhető (néhány száz méter) közelsége. Az őshonos fafajok terjedését az „EN” kategória kis területén kívül, gyakran annak elhelyezkedése is gátolja. Az őshonos fafajú zárt faállományokat a legtöbb esetben akác „köpeny” vagy más gátló tulajdonságú élőhely veszi körül, így kisebb a valószínűsége annak, hogy az őshonos fafajok terjedésének kedvező szituáció jöjjön létre.

Az „EN/1” élőhely területei a mintaterületen elszórva, a Romhányi-rögön, a Romhány és Tereske közötti Dennek száraz tölgyesének szomszédságában, az érsekivadkerti erdőben és a Kisecset melletti legelő egy részén fordulnak elő kis kiterjedésben.

Nyílt és zárt száraz cserjések, cserjés szegélyek – P2b/1, P2b/2

A cserjéseket szukcessziós lépcsőfok szerint két jól elválasztható stádiumra különíthetjük el. A két stádium gyakran egymást kiegészítve, mozaikolva fordul elő hasonló tulajdonságú területeken. A cserjések összevont részaránya a teljes területhez képest 6%, melynek döntő többsége felhagyott mezőgazdasági terület. Elenyésző arányban képviseltetik magukat a két élőhely-kategóriában a különböző vonalas objektumokat (pl. út, erdőszegély, mezsgye, árokpart)

kísérő cserjés sávok, sövények. A felhagyott területeken kialakult cserjések változatos földhasználati eredetűek. Rendkívül változatos a cserjésedés mintázata a felhagyott, kisparcellás szerkezetű szőlőhegyeken. Homogénebb, egységesebb képet mutatnak a felhagyott legelők, szántók és nagyüzemi gyümölcsösök. Az akácodosó cserjéseket, melyek hasonló tulajdonságokkal bírnak, az „S6/A/1” kategóriába soroljuk, az őshonos fafajokkal erdősödő cserjések az „EN/1” élőhelyhez sorolandók.

A cserjések elhelyezkedését vizsgálva megállapítható, hogy jellemzően a mintaterület alacsonyabb, de változatos módon tagolt dombvidéki tájrészleteire koncentrálnak. Ezeken a területeken helyezkedtek el a mára már felhagyott szőlőhegyek (bánki szőlőhegy, Makray-hegy, romhányi szőlők), a csökkenő állatlétszám miatt felhagyott legelők és az alacsonyabb löszös térszínhez képest kedvezőtlenebb adottságú szántóföldek. A szőlők felhagyását elsősorban szociológiai okok idézték elő: kihaltak, megöregedtek azok a generációk, akik számára a szőlő művelése, a gyümölcsfák ápolása a mindennapi élet természetes velejárója, a hagyományos életmód része volt. Ezt a folyamatot a szőlők hobbitelkekké válása csak minimális mértékben volt képes kompenzálni. A legelő állatállomány a TSZ korszak végével, a rendszerváltást követően csökkent le drasztikusan. Az 1960-as, 1970-es években a TSZ-ek számára készített üzemi térképek arról tanúskodnak, hogy ezekben az évtizedekben még számos olyan rosszabb minőségű parcellát is szántottak, melyet nagyüzemi módszerek előretörésével, majd a szocialista gazdálkodási „elvek” megszűntével már nem volt érdemes művelni, így megindulhatott rajtuk a cserjésedés.

Természetszerű száraz és félszáraz gyepek – GYN
Üledékes kőzeten kialakult sztyeppréteket, száraz lejtőgyepeket és erdőssztyeppréteket a mintaterület 1,4%-án találhatunk cserjék nélküli formában. Mivel a nyílt cserjések besorolása 10%-os cserjeszinttől kezdődik, a természetesebb állapotú és a degradált gyepek gyakran cserjésekkel mozaikosan figyelhetők meg.

A térképen ábrázolt nagyobb kiterjedésű természetszerű gyepek kialakulása és fennmaradása erőteljes emberi hatásnak tudható be. A kötött talajú sztyepprétek és lejtőgyepepek nagyobb része a közelmúltig folyó, vagy jelenleg is folytatott legeltetésnek köszönhetően maradhatott fenn.

Az említett gyepek egyes helyeken évtizedekkel ezelőtt felhagyott szántókon alakultak ki, feltételezhető időszakos legeltetésük az eltelt időszakban. A MÉTA felmérés kategóriarendszere az említett árva rozsnyokos (*Bromus inermis*) lejtőgyepeket kemény alapkőzeten feltételezi, ennek ellenére előfordulásuk a mintaterületen puhább, üledékes rétegekhez köthető. A felmérés keretében a mintaterület K-i részén, Kisecset határában rögzítették félszáraz, természetszerű gyepek, erdőssztyepprétek (H4) előfordulását.

Gyomos, zavart, jellegtelen száraz és félszáraz gyepek – OC

Változatos eredetűek, ugyanis felhagyott szántók, gyümölcsösök, legelők és kaszálók egyaránt lehetnek. A mintaterületről készített saját élőhelytérkép csak azokat az élőhelyeket sorolja az „OC” kategóriába, melyekre nem jellemző a cserjésedés, amennyiben a cserjeborítás meghaladja a 10%-ot az egész élőhelyfolt a cserjések kategóriába került. Az eltérő módszertanú MÉTA felmérés eredményeiből kiolvashatók a cserjés és gyepek komponensek valós viszonyai és kis térléptékben tapasztalható arányai. Ezek a zavart, jellegtelen gyepek leggyakrabban különböző záródási fokú galagonyás-kökényes cserjésekkel vegyesen figyelhetők meg. A megállapítás fordított megközelítésben is érvényes, a száraz területek cserjései jellemzően jellegtelen száraz gyepekkel mozaikolnak, sok esetben élőhelykomplexet alkotva. Élőhelytérképen mért területarányuk a mintaterületen 2,8%, a valóságban, figyelembe véve a cserjések növényzetét, minimum kétszer ennyivel kell számolnunk.

A „gyomos, zavart, jellegtelen száraz és félszáraz gyepek” fajösszetételüket tekintve rendkívül heterogén gyűjtőkategória. Ide tartoznak a zárt siskanádások, fiatal (egyévesek által uralt) parlagok, az idősebb, de zavarástűrő kétszikűek által meghatározott gyepek, parlagok is, és minden olyan száraz gyepek, ami máshová nem sorolható.

Felhagyott kisparcellás gyümölcsösök, természetgyümölcsfajokkal a lombkoronaszintben – P7/1, P7/2

A gyepes gyümölcsösök vizsgálati területünkön, gondozott, kaszált formában már csak igen ritkán lelhetők fel. A régebben felhagyott parcellák legtöbbször már erősen cserjésednek, lombkoronaszintjük változatos záródású és összetételű. A gyümölcsösök felhagyását követően a legtöbb gyümölcsfaj példányai fokozatosan elöregednek, száradnak, majd kipusztulnak. Egyes fajok (pl. szilva, dió) viszont megfelelő körülmények esetén erőteljes generatív vagy vegetatív terjeszkedésre képesek így szerepük a lombkoronaszintben jelentős marad, egyes esetekben növekszik. A „felhagyott kisparcellás gyümölcsösök, természetgyümölcsfajokkal a lombkoronaszintben” élőhely-kategória két elkülönített stádiuma azt a szukcessziós fázist rögzíti, amikor a gyümölcsültetvényből származó fák „még vagy már” jelentősebb szerephez jutnak. A romhányi Kók-hegy melletti nagy kiterjedésű szőlőhegyen és a Bánk melletti szőlőkben koncentrálnak a tárgyalt élőhely-kategóriákhoz tartozó területek.

Akácok – S1

A XIX. század első évtizedeitől a Cserhát többi részéhez hasonlóan, vizsgálati területünkön az erdőterületek csökkenésével párhuzamosan nőtt a szőlő, szántó és a legelőterületek nagysága. Az erdőirtások helyen

megnövekedett az erózió, vízmosságok kopárok alakultak ki. A domboldalak lehordott talajrétegei a mélyebben fekvő, jó minőségű szántókon és erdőkben akkumulálódtak, a „besankolódás” jelenségének keretében (NAGY 2010). A leírt jelenséget alátámasztják a termelészövetkezetek használatára készített, részletes talajtérképek, melyen megfigyelhetők a különböző mértékben erodálódott erdőtalajok és az „erdős területek lejtőhordaléka” talajtípus is.

A kopárok, vízmosságok megkötéséhez kapcsolható az akáctelepítések első időszaka. A faj fajtajában való nagyobb térhódításának kezdőpontja a II. és III. katonai felmérés közötti időszakra, az 1860-as, 1870-es évtizedekre tehető (NAGY 2010).

Történeti szempontból az élőhelytérképen ábrázolt akácok két csoportra oszthatók. Azok az állományok, melyek a II. és III. katonai felmérésen ábrázolt erdők határain belül helyezkednek el, az őshonos fajok akácra cserélésével, vagy a faj erdőterületen belüli spontán terjedésével jöttek létre. Azok az akácok, melyek az említett határvonalon kívüliek más művelési ágú területekre történő telepítéseknek, vagy felhagyott mezőgazdasági területek spontán akácodásának köszönhetik létüket. Az előző csoportba sorolható a Romhányi-rög alacsonyabb peremterületeinek erdei, valamint az Érsekvadkert és Sente községek közötti erdőtümb állományai. Utóbbi csoportba főként a mintaterület K-i és É-i részének tagolt felszínű dombvidékén feltüntetett akácok tartoznak. A korábban legelőként, szántóként, szőlőként művelt, mára már akácossá vált területek térképi domborzat-ábrázolásán jól megfigyelhetők az akácok történeti háttérének ismertetése során említett, mélyen bevágódott vízmosságok.

Az akác telepítése és spontán terjeszkedése hozzávetőleg másfél évszázada folyik a tájban, melynek eredményeként az akácok (S1) területaránya meghaladja a 20%-ot. A potenciális terjeszkedésre alkalmas területek nagysága miatt a faj további térhódítása várható.

Akácok területek – S6/A/1, S6/A/2

Az akác terjeszkedésével érintett területeket, a faj állományainak záródása szerint két kategóriába soroltuk. Mindkét terjeszkedési fázisra jellemző, hogy az esetek többségében már korábbi akácok közvetlen szomszédságában jelennek meg. A jelenség az akác kiváló vegetatív terjedőképességével és az ezzel összefüggésben „falanx” terjedési stratégiájával magyarázható. Az akác gyökérsarjai útján folyamatosan „begyalogol” a szomszédos felhagyott területekre, radikálisan átalakítja a termőhelyet, kiszorítva és felülírva a megelőző vegetáció elemeit. Terepi tapasztalataink szerint előfordul, hogy feltételezhetően mageredetű akácpéldányok, kisebb akáccsoportok jelennek meg a vonal mentén terjeszkedő akácostól távol, a felhagyott területek belsejében, melyek a későbbi frontszerű terjeszkedésnek gócpontjaivá vál-

nak. A különböző mértékben akácodosó területek aránya 5,3%, tehát meghaladja a természetszerű erdőket is magába foglaló „EN” kategória felét.

Pionír puhafás erdők és nedves, üde cserjések – RB/1, RB/2, P2a/1, P2a/2

A mintaterületet kettészeli a Lókos-patak és a hozzá kapcsolódó vízfolyások mentén, az ember tájalkító tevékenysége előtt valószínűleg égerligetek és keményfás ligeterdők voltak. A Lókos-patak széles völgyében fekvő mélyebb fekvésű öblözetében éger mocsárerdő lehetett az eredeti vegetáció.

Az égerligetek és a domboldalakra, dombhátakra jellemző klímaregionális erdők közötti átmenetben gyertyános-kocsányos tölgyesek elterjedése rekonstruálható. A keskenyebb vízfolyások mentén, szűkebb völgyek alján tisztább égerligetek húzódtak. A történeti térképek tanúsága szerint a természetes erdőket, a patakok mentén húzódó változó szélességű sávban átalakították kaszálókká, legelőkké, melyek jellemzően fátlanok voltak, csak ritkábban azonosíthatunk ligetes felszínborítást vagy a patak mentén húzódó fasorokat. A többletvízhatás alatt álló ligeterdők maradványai radikálisan visszaszorultak. Az 1867-es kataszteri térképek szerint a kaszálókat, a többi művelési ághoz hasonlóan, tulajdonosok szerint keskeny sávokra osztva művelték. A XX. század második felében a többi tradicionális gazdálkodási forma visszaszorulásával párhuzamosan, szinte teljesen megszűnt az istállózó állattartást kiszolgáló hagyományos kaszálók létjogosultsága.

A Lókos-patakot az 1960–1970-es években szabályos mederbe terelték, így megszűntek rendszeres kiöntései. Azokat a területeket, melyek alkalmasak voltak rá szántóföldé alakították, amelyek továbbra is vizenyősek maradtak felhagyták. A másodlagos szukcessziós folyamatok a nedves, vizes területeken viszonylag gyorsak. A gyorsaság okaként említhető a jellemző nyár (*Populus* spp.) és fűz (*Salix* spp.) fajok pionír karakterükből adódó jó terjedőképessége, gyors növekedése, valamint a termőhely víz és tápanyagbősége. A felsorolt élőhely-kategóriák ennek a „nedves szukcesszióknak” a fásszárú fajokat is tartalmazó, négy stádiumát (RB/1, RB/2, P2a/1, P2a/2) képviselik.

A mintaterület vízhálózatának tagjai közül a szabályozott Lókos-patak mentén tudtak másodlagosan a legkevésbé kialakulni ezek a nedvességkedvelő élőhelyek, pedig ezt a patakot kísérték a múltban a ligeterdők a legszélesebb sávban. A fehér fűzzel (*Salix alba*) és törékeny fűzzel (*Salix fragilis*) jellemezhető puhafás erdők, melyekben a reketyefűz (*Salix cinerea*) is feltűnik, inkább a kisebb patakok kevésbé átalakított környezetében voltak képesek regenerálódni. Erdőszerű állományaikban, sávjaikban megtalálható ugyan a mézgás éger (*Alnus glutinosa*), de rekonstruált eredeti előfordulásánál jóval kisebb arányban.

Az „RB/2” kategóriába soroljuk még a hasonló termőhelyekre telepített, de őshonos fajok alkotta füzeseket és égereseket is.

Természetszerű fátlan, nedves élőhelyek – BD

Természetszerű állapotú, vízhatás alatt álló, fátlan élőhelyekhez tartoznak a magassásosok, patakokat kísérő magaskórósok, nádasok, gyékényesek és mocsárrétek. Tájérténetük és elhelyezkedésük a nedves, pionír erdőkhöz, cserjésekhez hasonló. Legváltozatosabb és legértékesebb típusai a Kéthodonyi- és a hozzá kapcsolódó Sentei-patak völgyében található meg (LÁJER 1998). A magaskórósok és a kaszálás nélküli mocsárrétek könnyen cserjésednek, erdősödnek mézgás égerrel és fűzfajokkal. A nádasok, gyékényesek és magassásosok esetében a fásszárú szukcesszió a magas vízszint miatt gátoltabb.

Gyomos, zavart, jellegtelen üde, nedves gyepek, magaskórósok – OB

Tájérténetük és elhelyezkedésük az előző, főként többletvízhatástól függő élőhelyekhez hasonlóan a patakok, vízfolyások elhelyezkedéséhez igazodik. Jelentős részük jelenleg is intenzív emberi zavarás (legeltetés, kaszálás, égetés) alatt áll, mely akadályozza a fásszárú vegetáció fejlődését.

Nemesnyárasok, nemesfüzesek – S2

Mindkét csoport fajtáit jó vízellátottságú, völgyalji területekre telepítették. Az ültetvényszerű állományok kiterjedése viszonylag csekély (0,3%). Az élőhelyen belül a nemesnyárasok kiterjedése nagyobb.

Fenyvesek – S4

A mintaterület 2,4%-át borítják telepített fenyő állományok, melyek nagy részét szélsőséges termőhelyen találjuk. Leggyakoribbak közülük az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) ültetvények. A feketefenyőt (*Pinus nigra*) elsősorban erodált dombokra, kopárokra ültették. A lucfenyő (*Picea abies*) ültetvények területe elenyésző a másik kettő fenyőfajhoz képest.

Parcella léptékű vizsgálatok

A parcella léptékű vizsgálatok célja, annak megállapítása, hogy a másodlagos szukcesszió során átalakuló parlagokon az erdőszukcesszió stádiumai fajösszetételükkel és szerkezeti jellemzőikkel mennyire közelítenek a termőhelyre jellemző potenciális élőhelyhez. A táji adottságokat figyelembe véve a kérdés egyszerűbben és általánosabb módon is feltehető, úgy hogy a problémakör természetvédelmi és erdészeti szempontjai érvényesülnek: Létrejöhettek-e spontán módon a vizsgált felhagyott területeken őshonos fafajú erdők, ha igen összetételi és szerkezeti jellemzőik mennyire hasonlítanak a potenciális élőhely (potenciális természetes erdőtársulás) természetszerű állományaira?

Cserjésedés

A mintaterület felhagyott területeinek túlnyomó többségén a másodlagos szukcesszió eljut a cserjésedés fázisába. A cserjés stádiumból való továbblépés a természetszerű erdőtársulás irányába azonban a legtöbb esetben kétséges vagy igen lassú folyamat. A cserjések hosszú ideig meghatározhatják a felhagyott területek vegetációs képét, ezért alaposabb vizsgálatuk indokolt, melynek során a vizsgált parcellák felhagyásának idejét és a megelőző földhasználatot egyaránt figyelembe vettük.

A cserjék megtelepedése és terjeszkedése

A cserjék megtelepedése szerint kétféle típust különböztethetünk meg. Amennyiben a felhagyott terület közvetlen szomszédságában jó vegetatív terjedési képességű (pl. gyökérsarj képzés) cserjefaj állománya fordul elő, frontszerűen cserjésedik a felhagyott terület. Jó vegetatív terjedő képességű faj például a veresgyűrű-som (*Cornus sanguinea*), a kökény (*Prunus spinosa*) és a közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*). Ezekben az esetekben a kis területű parcellák cserjésedése gyors folyamat.

Másféle elven történik a nagyméretű felhagyott területek kolonizálása, ahol a cserjés megtelepedési fázisának sikere a generatív szaporodás sikerétől függ. A tömeges cserjefajok mindegyike, a ritkább

cserjék többsége endozoochor magterjesztésű. Példaként említhető a veresgyűrű-som, az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), a kökény, a gyeppúrózsa (*Rosa canina*) és a közönséges boróka (*Juniperus communis*).

A zoochor magterjesztésű cserjefajoknál a generatív terjeszkedés, a gyors termőre fordulásnak köszönhetően rövid időn belül öngerjesztővé válik. A magokból növekvő cserjéket táplálkozás, fészkelés céljából felkeresik a madarak, közben a közbülső területekre is elterjesztik a magokat. Bizonyos fajoknál magról eredt cserjék, bokorcsoportok a további vegetatív terjeszkedés gócpontjaivá válnak.

Felhagyott szántók és szőlők cserjésedése

Szántó és szőlő művelési ág esetében a használat rendszeres kapálással, szántással, talajbolygatással jár. Közvetlenül a felhagyást követően a növénykultúra jellemző ruderalis gyomfajai szaporodnak el. Ezt követően az első 1–2 esztendőben az egyéves lágyszárúaké (pl. egynyári seprence [*Stenactis annua*]) a főszerep, melyeket később kiszorítanak a zavarástűrő kétszikű fajok, de sor kerülhet klonálisan jól terjedő fűfajok terjeszkedésére is.

Szántó és szőlő művelési ág esetében a fa- és cserjefajok megtelepedése legtöbb esetben már a gyepszint szukcessziójával párhuzamosan megtörténik, azonban ebben a stádiumban a generatív úton betelepült



7. ábra. Zárt cserjések az egykori romhányi szőlőhegy parcelláinak helyén (fotó: Zagyvai Gergely)

fásszárú magoncok növekedési erélyét és méretét ekkor még jóval felülmúlják a nagyobb termetű zavarástűrő növények és a fűfajok.

Szántóparlagok esetében a cserjék megtelepedése a körülményektől függően kb. 10 évig tart. A következő évtizedben a cserjésedés üteme általában felgyorsul. Hozzávetőleg 20–30 év szükséges ahhoz, hogy a cserjeszint záródásának növekedését mutató „görbe” ellaposodjon, majd a kompetíciós viszonyoknak és az ökológiai feltételeknek megfelelő szinten stagnáljon.

Szőlőparlagok esetében a cserjésedés megtelepedési és terjedési fázisa is gyorsabb. A kisméretű felhagyott parcellák kedvező kerület/terület aránya kedvez a cserjefajok vegetatív és generatív terjedésének, mert minél kisebb a parlag parcella, annál valószínűbb, hogy a szomszédságban propagulumot szolgáltató fás növényzet van. A paraszti művelésű szőlőkben és részben szőlőként művelt hobbitelken általában előfordulnak gyümölcsfák, melyek kedvezőbb mikroklímát teremtenek maguk körül, mely a felhagyást követően szintén elősegíti a cserjék terjedését. Az idősebb szőlőparlagok a hasonló korú felhagyott szántókhoz képest általában zártabb (akár 80%) cserjeszintűek (7. ábra, 4. táblázat).

Felhagyott legelők, kaszálók, gyepes gyümölcsösök cserjésedése

Legelők, kaszálók és gyepes gyümölcsösök esetében a szukcessziós sorból hiányzik a felhagyott szántókra jellemző erőteljes ruderalis fázis. Legtöbbször az optimális mértékű legeltetés, kaszálás megszűntével az értékesebb, jobb természetességű gyep gyomosodási, leromlási folyamaton megy keresztül.

A legtöbb esetben a legelők fásszárú szukcessziója a szántóktól eltérően nem a nulláról indul. A legeltetés állatfajától, intenzitásától és a legelő tisztításától függően a cserjék különböző mennyiségben jelen vannak a területen. A legelő jószágok kevésbé fogyasztják a borókát és a tövises, tüskés lombhullató fajokat (pl. vadkörte (*Pyrus pyraeaster*), gyepürózsa, sóskaborbolya (*Berberis vulgaris*), egybibés galagonya), így ezek versenyelőnybe kerülnek pl. a veresgyűrű-sommel és a közönséges fagyallal szemben. A legelők lombhullató fajokkal történő cserjésedésének sebessége a szántókéhoz hasonló, de az idős korosztályok átlagos záródása a szőlőparlagokéhoz hasonlóan magas.

Eltérő utat jelentett a múltban a boróka terjedése, mely a múltbéli legeltetéssel hozható összefüggésbe. Azok a régi legeltetett borókások, melyek termőhelyi tényezői kedvezőbbek voltak mára beakácosodtak, vagy lombhullató fajokkal becserjésedtek. Azokon a kis területű foltokon, ahol kedvezőtlenebbek voltak a talajviszonyok és a borókán kívül más faj nem volt képes a megtelepedésre, szinte „megállt az idő” a fásszárú szukcesszió szempontjából. Ezek a borókás cserjések viszonylag laza szerkezetűek, a hasonló korú galagonyás-kökényes cserjésektől jóval

4. táblázat. Az eltérő földhasználati eredetű felhagyott parcellák cserje- és lombkoronaszintjének átlagos borítása korosztályok szerint (Korosztályok: 1 = 1–7 év, 2 = 7–15 év, 3 = 15–30 év, 4 = 30–50 év) (csak OC, GYN, P2b/1, P2b/2 EN/1 élőhelyek figyelembevételével, az akáccal érintett élőhelyek nélkül) (a félkövérrel kiemelt adatok, a nagyobb mintaszám miatt megbízhatóbbak)

Megelőző földhasználat	Korosztály	Cserjeszint (%)	Lombkoronaszint (%)	Csz. + Lksz. (%)
Szántó	1	6	1	7
	2	22	2	24
	3	40	3	43
	4	38	3	41
Szőlő	1	5	3	8
	2	42	7	49
	3	42	6	48
	4	60	4	64
Gyümölcsös	1	17	0	17
	2	43	7	50
Legelő	2	23	2	25
	3	41	4	45
	4	65	8	73
	5	25	10	35

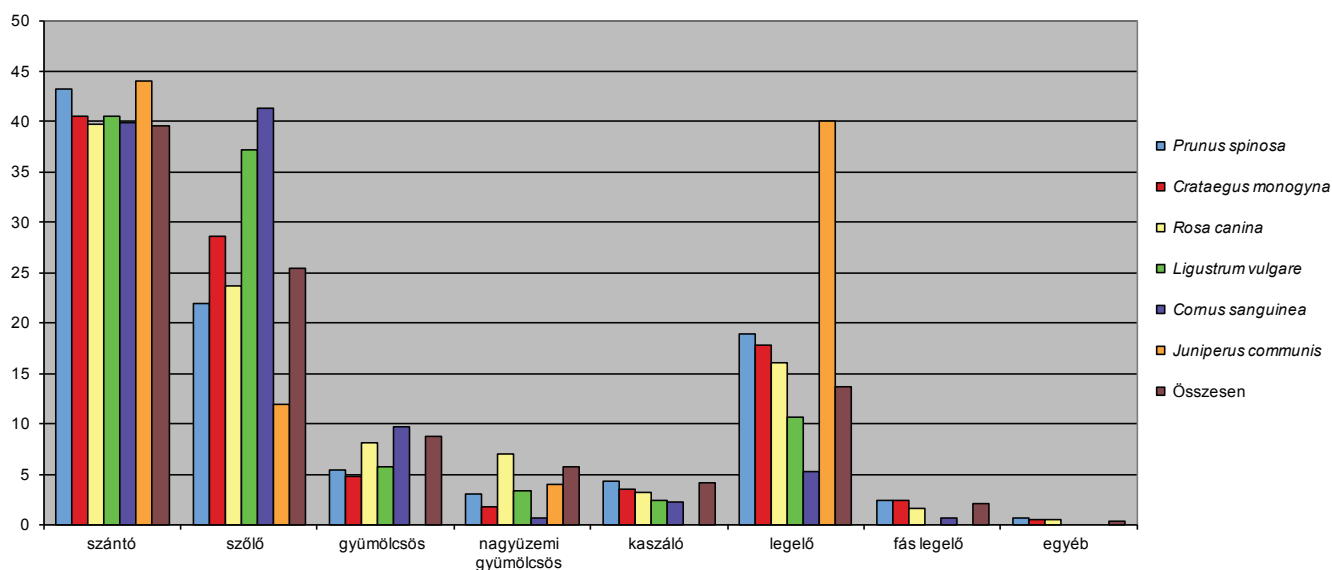
alacsonyabb cserjézáródással és sokszor értékes, természeteszerű gyepekkel. A régi legeltető használatot jelzik a fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum*) monodomináns állományai, melyekben a cserjék betelepülése éppúgy gátolt, mint az elsősorban felhagyott szántókon kialakuló siskanadások (*Calamagrostis epigeios*) esetében.

A felhagyott kisparcellás, gyepes gyümölcsösök cserjésedéséről az előző két művelési ágtól eltérően kevesebb adattal rendelkezünk. A megfigyelt parcellák tanúsága szerint a cserjésedésük tempója felülmúlja a szőlőparlagokét is, köszönhetően a régen, sokoldalú felhasználhatóságuk miatt széleskörűen ültetett, hagyományos szilvafajtáknak, melyek kiválóan sarjadnak gyökérről és sűrű bozótot alkotnak.

Fa- és cserjefajok szerepe a cserjésedésben

A felhagyott területek szukcessziójában nagy szerepet kap néhány fafaj, melyek képesek kis vagy közepes termetű fává nőni, de a vegetáció cserjeszintjében is hosszú ideig meghatározók.

A **mezei juhar** (*Acer campestre*) a mintaterületre jellemző csaknem összes potenciális élőhelyen egyenesen vagy szálanként jelen van (BARTHA 2013) (3. táblázat). Tág ökológiai tűrőképességének köszönhetően felhagyott területeken is gyakran megtalálható



8. ábra. Cserjefajok előfordulási parcelláinak csoportrészesedés-eloszlása (%) megelőző földhasználat szerint

a cserje- és lombkoronaszintben egyaránt. A 87 felvételi parcella közül, melyekben a mezei juhar előfordul, 60-ban csak a cserjeszintben, 27 esetben a lombkoronaszintben is megtalálható (főként zártabb cserjésekben). Előző esetben a felhagyás átlagosan 20 éve, utóbbi esetben 30–35 éve történt. A két érték különbsége, mely jóval nagyobb, mint a cserje- és a kocsánytalan tölgy esetében, utalhat arra, hogy a mezei juhar sokáig cserjeméretű marad a felhagyott területeken, kevésbé törekszik a lombkoronaszint irányába, mint a tölgyek.

A **tatárjuhar** (*Acer tataricum*) előfordulásának súlypontja a Romhány, Szátok és Tereske között elterülő patak völgyekkel szabdaltnak területe van, ahol JAKUCS (1968) térképe tatárjuharos lösztölgyes potenciális természetes vegetációt jelez. Ennek lehetőségét erősíti, hogy a terület felszínének nagy része 200 m tszf. magasságnál alacsonyabb, lösz alapkőzetten csernozjom-barna erdőtalajok alakultak ki. A Dennek dűlőben található tatárjuharos cserjeszinttel rendelkező száraz tölgyes erdőállomány, melyet a MÉTA felmérés melegkedvelő tölgyesként jelez, szolgálhatott propagulum-forrásként azokon a környékbeli felhagyott területeken, ahol vizsgálataink szerint a tatárjuhar spontán módon megjelent.

A **vadkörte** (*Pyrus pyraeaster*) a cseres-tölgyesek, melegkedvelő tölgyesek és lösztölgyesek jellegzetes szárazságtűrő, melegkedvelő fafaja. A fászszerű szukcesszió által érintett, vizsgált felhagyott területek jelentős részén megtalálható, előfordulása egyenletes. Felhagyott fátlan és fás legelőkön az átlagnál jóval többször vesz részt a szukcesszióban, de szőlőparlagokon is gyakrabban fordul elő, mint felhagyott szántókon. Kedveli a meredek, nagy besugárzású lejtőket

A **közönséges boróka** (*Juniperus communis*) viszonylag kevés (25 db) felvételen található meg, mégis tömeges azoknak a területeknek a jelentős részén, ahol előfordul, így a borókások a galagonyás-kő-

kényes cserjésektől jól elhatárolható típust alkotnak. Azok a cserjések, melyekben ritka vagy szórványos az előfordulása felhagyásukat tekintve sokkal fiatalabban (átlagosan 21 év), mint azok, melyekben a boróka gyakori vagy tömeges (átlagosan 63 év). Mivel a két csoport közötti korkülönbség igen jelentős, meglepő, hogy az idősebb csoport átlagos cserjézáródás értéke csak 36%, ami még a fiatalabb csoport átlagánál is alacsonyabb 2%-al. Bár a lombkoronaszint átlagos záródása magasabb az idősebb csoportnál (17%), mint a fiatalabbnál (6%), a különbség mégis igen alacsony a felhagyástól eltelt hosszú időértékekhez képest.

A legtöbb ökológiai tényező szerint a közönséges boróka viszonylag tág tűrőképességű faj, a tartós árnyalást azonban nem viseli el, ezért más fajokkal beerdősödő, leárnyékolt állományai kiritkultak, majd kipusztultak (BARTHA és mtsai 2006). Őshonos és idegenhonos fajok erdők spontán állományában gyakran megfigyelhetők az egykori borókapéldányok tartós, jellegzetes illatú faanyagának maradványai, arról tanúskodva, hogy a szukcesszió korábbi fázisában a borókának jelentős szerepe volt.

Terepi adataink és az irodalmi információk tükrében megállapítható, hogy azokon a területeken, melyeken a boróka tömeges vagy gyakori, a múltban is, hosszú ideig jellegzetes, laza „borókás cserjés-gyep” élőhelykomplex volt a jellemző vegetáció, mely lehetőséget biztosított a természetszerű gyepek regenerációjának is.

A borókát tartalmazó felvételek közül átlagon felüli azoknak a száma, melyek esetében legeltetés a megelőző tájhasználat, azonban a szántó eredetűek esetében sem zárható ki minden esetben a felhagyást követő időszakos legeltetés (8. ábra). A legeltetés a gyepek szukcesszióját gyorsíthatja, viszont a fászszerű szukcessziót megakaszthatja egy viszonylag nyílt borókás-cserjés fázisban. Az egyéb cserje- és fajok megtelepedését és növekedését az erodált talaj,

vékony termőréteg, a szénsavas mészfelszínközeli jelenléte akadályozza, vagy teljesen meggátolhatja, a boróka azonban elviseli e kedvezőtlen feltételeket (BARTHA és mtsai 2006). A boróka a hosszabb életű cserjefajok közé tartozik, növekedése lassú, így vastagabb példányainak jelenléte hosszú távú visszatekintést ad a terület múltjára vonatkozóan.

A boróka legnagyobb számban a Szécsénkei-patak és a Kiseccseti-patak völgyét szegélyező alacsony, meredek domborokon fordul elő. Az említett vonulatokra évszázadokon keresztül a viszonylag alacsony erdőborítás, erózióveszélyes földhasználat, legeltetés volt jellemző, melyek következtében a boróka elterjedhetett. Ezekben a területeken az utóbbi évtizedekben az akácosítás és spontán akácosodás komoly sikereket érhetett el. A tájrészlet spontán eredetű akácosaiban máig jelentős a túlélő borókaegyedek borítása, az őket övező természetszerű, értékes, száraz gyepek azonban már visszaszorulóban vannak. Elsősorban azok az extrém száraz, erodált borókás gyepfoltok maradhatnak meg, amelyek már az akác számára is alkalmatlanok a vegetatív terjeszkedésre és növekedésre (9. ábra).

A **kökény** (*Prunus spinosa*), az **egybibés galagonya** (*Crataegus monogyna*) és a **gyepűrózsa** (*Rosa canina*) a felhagyott területek másodlagos szukcessziójának állandó, legtöbbször tömeges cserjefajai. Megtelepedésükben a madarak, mint termésterjesz-

tő vektorok játszanak kulcsszerepet. Vizsgálati adataink szerint a gyepűrózsa inkább a szukcesszió korai szakaszában jut nagyobb szerephez, később visszaszorul a galagonyával és a kökénnyel szemben, melyek a töviskes élőhelyek (ÁNÉR: P2b) legjellemzőbb, állományalkotó cserjefajai. A gyepűrózsa viszonylagos visszaszorulásához hozzájárul viszonylag alacsony élettartama a másik két említett cserjefajhoz képest.

A cserjésedés terjeszkedési stádiumában a kökény gyakran képez gyökérsarjtelepeket, az egybibés galagonya inkább generatív úton terjed, fiatalabb felhagyásokban, a kökénynél zártabb cserjésekben gyakori vagy tömeges. Ökológiai igényeik szempontjából mindhárom cserjefaj tágtűrűsű, előfordulási parcelláik élőhely-besorolás, lejtés, sugárzásklíma, potenciális természetes vegetáció és megelőző földhasználat szempontjából is hasonló eloszlásúak.

A **veresgyűrű-som** (*Cornus sanguinea*) és a **közönséges fagyal** (*Ligustrum vulgare*) elterjedése az előző cserjéktől eltérően kevésbé egyenletes, inkább a régen felhagyott szőlő és szántóparlagokhoz köthető. A fagyalra különösen jellemző, hogy idősebb cserjésekben alkot zártabb állományokat. Mindkét fajra jellemző a vegetatív terjedés, de különösen a veresgyűrű-somra érvényes, hogy nagy kiterjedésű polikormon-telepeket alkot. Azokon a felhagyott területeken, ahol tömeges e két faj valamelyike, a



9. ábra. Gyepfoltokkal mozaikoló borókás és galagonyás-kökényes cserjés Kiseccset mellett (fotó: Zagyvai Gergely)

cserjeszint rendszerint erősen zárt. Egyes nedvesebb völgyhajlatokban, ahol ideálisabbak a feltételek a mezofil termőhelyet kedvelő veresgyűrű-somnak, a som „cserjék” felnyurgulnak, és akár az öt méteres magasságot meghaladva erősen árnyaló lombkoronaszintet hoznak létre. A felhagyott szőlőparlagok túlnyomó többsége a romhányi Kók-hegy szomszédságában került felmérésre, így lehetséges, hogy a közönséges fagyal és a veresgyűrű-som egykori szőlőket előnybe részesítő „preferenciája” csak a minták egy blokkban való elhelyezkedésének és az erdők közelségének köszönhető. Magyarázatul szolgálhat a jelenségre az is, hogy szőlők, szántók szegélyében, környezetében nem képes a leelő jószág válogatásával versenyelőnyt biztosítani a tuskével, tövissel rendelkező cserjefajok számára az említett két fajjal szemben.

A **pukkanó dudafürt** (*Colutea arborescens*) természetes élőhelyei a bokorerdők, a melegkedvelő tölgyesek és azok szegélyei. A potenciális cseres-kocsánytalan tölgyes-melegkedvelő tölgyes átmenet lehatárolását részben a mintaterület terepmodellje alapján készített sugárzástérkép szerint végeztük. Az élőhely potenciális területe nagymértékben átfed a XIX. század közepére kiterjedt szőlőkkel. A részletesen felvételezett parcellák közül elsősorban a Romhány melletti Kók-hegy és Öreg-hegy mellett található nagy területen parlagra került szőlők, melyekben a felhagyást követően visszatelepült a pukkanó dudafürt, az évtizedek óta felhagyott parcellákra.

A romhányi felhagyott, erősen záródott cserjeszinttel rendelkező szőlőparlagok jelentik a faj előfordulásának súlypontját, de helyenként a mintaterület keleti részén is előfordul, jellemzően olyan felhagyott területeken, melyek helyén vagy közelében volt a múltban szőlőművelés. Jellemző előfordulási helyein is csak szórványos megjelenésű, sehol sem tömeges.

A melegkedvelő, xerofil **sóskaborbolyát** (*Berberis vulgaris*) a mintaterület K-i részének alacsony, tagolt felszínű dombvidékén találtuk meg. Spontán cserjésedő, erdősödő területeken kis számban fordul elő, ritka előfordulása gyakran öreg parlagokon regenerálódott értékes száraz gyepeket jelez.

Az erdősödés

A felhagyott területeket, az erdősödés minősége szerint két fő csoportba, az őshonos fafajokkal és az idegenhonos, özönfafajokkal történő spontán erdősödés kategóriájába sorolhatjuk. Kisebb jelentőségű, de lokálisan fontos folyamat egyes gyümölcsfajok (közönséges dió (*Juglans regia*), nemes szilva (*Prunus domestica*)) erőteljes terjeszkedése is.

Őshonos fafajok szerepe a felhagyott területek erdősödésében

A száraz és félszáraz termőhelyeken található parcellák **pionír**, r-stratégista fafajai, a kecskefűz (*Salix*

caprea) és a rezgő nyár (*Populus tremula*) ritkák a vizsgált területeken. A felhagyott területek felvételezett kvadrátjainak lágyszárú fajai szerint, a mintanégyzetekre számított W (vízigény) és R (kémhatás) érték átlagok inkább száraz, semleges-meszes ökológiai feltételeket jeleznek. Ezek a körülmények nem kedveznek az említett két mezofil, acidofil fajnak.

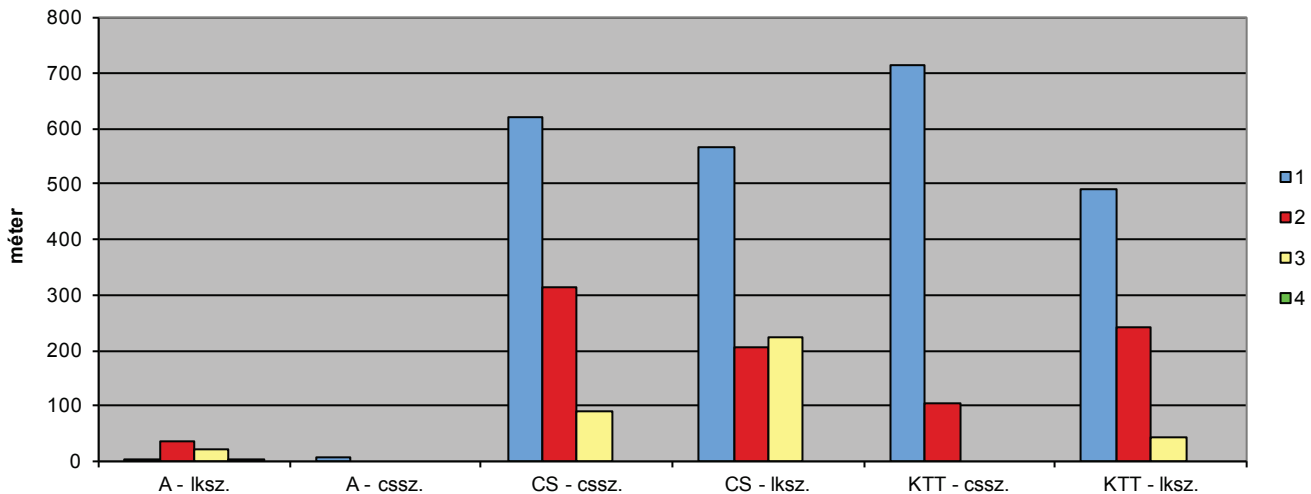
Az erdősödésben részt vevő őshonos fafajok közül azok a legfontosabbak, melyek a területre jellemző **záró erdőtársulások** állományalkotó fajai. Közülük a többletvízhatástól független, száraz, félszáraz, felhagyott területeken a csertölgy (*Quercus cerris*) és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) fordul elő olyan egyedszámban a fás szukcesszióban, mely az alaposabb vizsgálatot lehetővé teszi.

A többletvízhatástól független területek potenciális élőhelyeinek (cseres-kocsánytalan tölgyes, gyertyános-kocsánytalan tölgyes stb.) felső lombkoronaszintjében a cser- és a kocsánytalan tölgy uralkodnak, melyek K-stratégista fajok. Rövid ideig őrzik meg csírákéességüket. Jellemző magterjesztés módjuk a zoochoria (MÁTYÁS 1996), nagy tömegű makktermésüket a madarak segítségével mégis nagy távolságokra képesek eljuttatni. Szintén dysochoria (a zoochórián belül) útján terjed a közönséges bükk (*Fagus sylvatica*), melynek előfordulására csak szálanként számíthatunk a táj felhagyott mezőgazdasági területein, de saját klímazonájában, klímaregiójában uralkodó, klimax fafaj.

Az adatfeldolgozás során megvizsgáltuk, leválogattuk azokat a parcellákat, melyekben az említett tölgy fajok a cserje- vagy lombkoronaszintben megtalálhatók, majd megmértük a parcellák és a legközelebbi tölgy-propagulumforrás távolságát. Potenciális propagulum-forrásként értékeltük a tájleptéktű élőhely-térképen az „őshonos fafajú, természetszerű erdők” (EN) kategóriájába sorolt faállományokat.

A vizsgált parcellákat aszerint is megkülönböztettük, hogy a cser- vagy a kocsánytalan tölgy egy relatív skálán jellemezve kevés (1), szórványos (2), gyakori (3) vagy tömeges (4) a vizsgált parcellán. A kapott távolságadatok és átlagértékeik szerint, a tölgyek hatékony terjedőképességűek, annak ellenére, hogy az őshonos fafajú erdők területaránya jóval kisebb, mint az akácoké. A kapott adatok szerint tölgymakkok akár 900–1000 m-es távolságra is eljutnak, ezen a távolságon belül az akáchoz képest egyenletesen terülnek el a felhagyott területeken.

A tölgyfajok cserje- és lombkoronaszintben rögzített tömegességét a legrövidebb, lehetséges propagulumtávolsághoz viszonyítva kimutatható az összefüggés a távolság és tömegesség között. Azok a parcellák, melyeken ritka a cser- vagy a kocsánytalan tölgy, átlagosan több száz méterrel messzebb fekszenek a legközelebbi propagulumforrástól, mint azok, melyeken gyakori vagy tömeges. A jelenség mindkét szintben kimutatható, a cserjeszintben azonban folyamatosabban növekszik a fafajok tömege az átlagos propagulum-tá-



10. ábra. A fehér akác (A) (*Robinia pseudoacacia*), csertölgy (CS) (*Quercus cerris*) és a kocsánytalan tölgy (KTT) (*Quercus petraea*) előfordulási helyeinek átlagos távolságai a legközelebbi potenciális propagulumforrásként szolgáló faállománytól a fajok tömegességi értékei (1 – ritka, 2 – szórványos, 3 – gyakori, 4 – tömeges) és a cserje- (cssz.) és lombkoronaszint (lksz.) szerint

volság csökkenésével. Bár a kocsánytalan tölgy kevesebbszer jelenik meg felhagyott területeken, mint a tömegesebb csertölgy, a potenciális, legrövidebb propagulum-távolsághoz való viszonyukban nem mutatható ki számottevő különbség, mivel mindkét faj döntően ornitochor magterjesztésű (10. ábra).

Kevés olyan spontán erdősült parcellát találtunk, ahol a tölgyek terjedése elvezetett a lombkoronaszint záródásához vagy záródásközeli állapotához. Ahol a szukcesszió mégis elérte ezt a stádiumot, ott a folyamat az alább részletezett néhány jól körülhatárolható okra vezethető vissza.

- Őshonos fafajú erdők közvetlen szomszédságában, azok kis területaránya miatt kevés vizsgált parlag fekszik. Ezek többségén az átlagosnál jóval gyakoribb a cser- és kocsánytalan tölgy és záródásuk is magasabb a hasonló korú egyéb parcellákhoz képest. Ezeken a területeken amellet, hogy e két tölgyfaj gyakori, a ritkább őshonos fajok tekintetében is változatos fajösszetételűek. Példaként említhető az a felhagyott parcella, ami egy patak völgy mentén húzódó gyertyános-kocsánytalan tölgyes szomszédságában fekszik, magasan a Romhányi-rög gerincének közelében. A cser és a kocsánytalan tölgy mellett megtalálható itt a gyertyán (*Carpinus betulus*), a nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*), a vadalma (*Malus sylvestris*) és még a közeli patak völgyben extraregionálisan előforduló bükk is. Felhagyott fás legelők esetében a szabad állásban elhelyezkedő, idős fák bő maghozamuk miatt szintén gyorsítják az erdősödést.
- Ha a felhagyás óta különösen hosszú idő telik el, nagyobb eséllyel záródik az őshonos fajú faállomány. Az egyik vizsgált parcellánk az 1860-as években még bizonyíthatóan legelő volt. A XX. század elején már valószínűleg megjelent rajta a fás vegetáció, melyvel párhuzamosa nem zárható ki a legeltetés sem. A spontán erdősödési folyamat több mint száz év

alatt nyílt és zártabb részeket is tartalmazó melegkedvelő tölgyes jellegű erdő kialakulásához vezetett.

- Alföldi kutatások hívják fel a figyelmet a mezsgyék szerepére a flóra ősi elemeinek megőrzésében (CSATHÓ 2005). Az utak mentén húzódó cserjés, fás sávok, bár nem vagy csak részben a mezőgazdasági tevékenységet követően jöttek létre, spontán vegetációfejlődésük miatt, mégis mutatnak hasonlóságot a felhagyott területekkel, parlagokkal.
- Tapasztalataink szerint a szegélyek, mezsgyék nemcsak a lágyszárú növényfajok, hanem az őshonos fajok menedékhelyei is lehetnek, főként az agrárélelőhelyek uralta tájrészletekben. A jelenleg főként azoknak a székérutaknak a szegélyében, rézsűjében figyelhető meg, melyet évszázadokon keresztül folyamatosan használtak és a lefolyó csapadéknak köszönhetően bevágódtak a környező térszínekhez képest, módosult mikroklímájú mikrodomborzati formát létrehozva. A Romhány melletti egykori szőlőterületen az út korábbi, bevágódott nyomvonalához képest párhuzamosan „elvándorolt”, így a régi és az új út által közrefogott terület szélesebb refúgium-sávot hozott létre. Jellemző ezekre az élőhelyekre a mezei juhar tömeges előfordulása, de a vizsgálati terület spontán faállományaiban ritka gyertyán is kedveli a hűvös mikroklímát. Mezsgyék, bevágódott utak további fontos és érdekes cserje- és fafajai: csertölgy, kocsánytalan tölgy, közönséges mogyoró (*Corylus avellana*), barkócaberkenye (*Sorbus torminalis*), magas kőris (*Fraxinus excelsior*) és mezei szil (*Ulmus minor*).

A záró erdőtársulások állományalkotó fafajain kívül helyenként a jellemző elegyfajok is domináns szerephez juthatnak. A mezsgyékhez hasonlóan, felhagyott mezőgazdasági területeken is létrejöhetnek zártabb mezei juhar állományok. Egyes mezsgyéken, szőlőparlagokon a mezei szil jut uralkodó szerephez. A mezei szil mezsgyék beerdősülésében játszott sze-

repe CSONTOS és TAMÁS (2005) hasonló eredményeivel mutat párhuzamot.

Az alábbiakban csoportosítjuk azokat a tényezőket, melyek az erdősődésben részt vevő őshonos fafajok terjeszkedését elősegítik vagy hátráltatják a mintaterületen:

A csertölgy és a kocsánytalan tölgy terjeszkedését pozitívan befolyásoló tényező(k):

- Nagy távolságot lehetővé tevő terjesztési mód, stratégia
- Fokozottabb szárazságtűrés a csertölgy esetében

A csertölgy és a kocsánytalan tölgy terjeszkedését negatívan befolyásoló tényezők:

- Őshonos fafajú erdők alacsony részaránya a mintaterületen
- Őshonos fafajú erdők kedvezőtlen szomszédossági viszonyai a mintaterületen
- Vegetatív terjedési képesség hiánya
- Lassú növekedés
- Kései termőre fordulás

A záró erdőtársulások alacsonyabb fává megnövő elegy fafajai túlnyomó többségükben közepes magtömegű, szélterjesztésű, repítőkészülékes termékekkel rendelkeznek. Leggyakoribb közülük a mezei juhar a vizsgált felhagyott parcellákon, ritkább a tatárjuhar és a mezei szil. Anemochor terméseikkel közepes távolságra fekvő területeket tömegesen képesek kolonizálni, ennek köszönhető, hogy foltszerű állományok formájában, a szukcesszió meghatározott szakaszában domináns szerephez juthatnak. Ritkább szélterjesztésű elegyfajok: hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), korai juhar (*Acer platanoides*), magas kőris, nagylevelű hárs, kislevelű hárs (*Tilia cordata*). A gyertyános-kocsánytalan tölgyesek második lombkoronaszintjében jellemző közönséges gyertyán termésterjesztési módja szintén anemochoria. A ritkább elegyfajok közül a vadkörte és a madárcseresznye (*Cerasus avium*) endozochoria útján terjed.

Záró erdőtársulások állományalkotó fafajainak szerepe az erdősődésben

A **csertölgy** (*Quercus cerris*) a tájra legjellemzőbb potenciális élőhely, a cseres-kocsánytalan tölgyes állományalkotó fafaja, így jelenléte a felhagyott területek teljes regenerációjának szükséges, de önmagában nem elégséges feltétele. A mintaterületen talált négy őshonos tölgyfaj közül a cser szerepe a legnagyobb a fásszárú szukcesszió szempontjából. A vizsgált 240 parcella közül 57-ben lelhető fel a cserje- vagy lombkoronaszintben. Előfordulási parcelláiban kb. fele-fele arányban jut szerephez a fafaj kizárólag a cserjeszintben, valamint a lombkoronaszintben is. Azok a felhagyott területek, melyeken a lombkoronaszintben

is megtalálható a cser, elsősorban zártabb cserjések (P2b/2), kisebb számban enyhén akácosodó területek (S6/A/1) és felhagyott gyümölcsösök (P7/1). Zártabb cserjésekben fatermetű példányai kisebb számban, elszórva fordulnak elő. Nyílt cserjésekben (P2b/1) még, zártabb akácosodó területeken (S6/A/2) jellemzően már csak a cserjeszintben jut a fafaj számára hely. A cser az átlagosnál nagyobb számban fordul elő szőlőparlagokon és felhagyott legelőkön.

A **kocsánytalan tölgy** (*Quercus petraea*) a cserhez képest ritkább, 28 cserjésedő, erdősődő parcellában szerepel a cserje- vagy lombkoronaszintben. A parcellák szintjeinek záródását átlagolva mindkét faj esetében megállapítható, hogy tölgyet csak a cserjeszintben tartalmazó területek cserjézáródása kb. 30–35%, a tölgyet a lombkoronaszintben is tartalmazóké kb. 50–55%. A lombkoronaszint záródása ugyanezeknél az eseteknél kb. 10–15% (tölgy csak a cserjeszintben) és 25–35% (tölgy a lombkoronaszintben is). Az adatokra magyarázatul szolgál a cser- és kocsánytalan tölgy viszonylag lassú növekedése, míg e fajok példányainak magassága eléri a lombkoronaszint alsó határát (5 m), addig a cserjefajok és egyes gyorsan növekvő fafajok (pl. fehér akác) jelentős terjeszkedésre képesek.

A csertölgy és a kocsánytalan tölgy előfordulások térbeli elhelyezkedése a részletesen felmért területeken belül egyenletes. Csak kilenc csertölgyet és öt kocsánytalan tölgyet tartalmazó parcella fekszik őshonos fafajú erdő közvetlen szomszédságában. A tölgyek makkját elsősorban madarak terjesztik, így számos terület esetében a propagulum-forrástól való viszonylag nagy távolság ellenére is lehetővé vált a fafajok betelepülése.

A **molyhos tölgygel** (*Quercus pubescens*) egyes melegkedvelő tölgyesek a múltban szinte teljesen megsemmisültek termőhelyük intenzív használata (szőlőművelés, legeltetés) miatt. Ennek következtében a molyhos tölgy kevés helyen vesz részt a szukcesszióban. Előfordulása a potenciálisan melegkedvelő tölgyes – cseres-kocsánytalan tölgyesként jelölt foltokban, nagy lejtésű, magas besugárzású területeken vagy azok közvetlen közelében található, így valószínűsíthető, hogy példányai az eredeti száraz tölgyesek túlélő egyedeinek leszármazottai. Fennmaradásukhoz a parcellák legeltető hasznosítása is hozzájárulhatott. A molyhos tölgy Kétybodony és Szécsénke közötti előfordulási helyén kis foltban nyílt lösztölgyes regenerálódott.

A **kocsányos tölgy** (*Quercus robur*) jellemző előfordulása az eredeti vegetációban a völgyekben, a ligeterdők és a dombvidéki tölgyesek között elhelyezkedő gyertyános-kocsányos tölgyesekben lehetett, melyek csaknem teljesen eltűntek a területről. Telepített kocsányos tölgyesek előfordulnak elszórva a mintaterületen.

A **gyertyán** (*Carpinus betulus*) a csertölgytől és a kocsánytalan tölgytől jóval ritkább a vizsgálati területen. Előfordulásai részben a potenciálisan gyertyános-kocsánytalan tölgyes területekhez, részben

patak völgy közeli vagy gyertyános-kocsánytalan tölgyes szomszédságában lévő felhagyott parcellákhoz köthető.

A mintaterületet behálózó patakokat eredetileg égerligetek kísérték, a hozzájuk kapcsolódó mélyebb „teknőkben” égeres mocsárerdők voltak. Termőhelyüket az ember évszázadok óta intenzíven használta, elsősorban kaszálta. Annak ellenére, hogy a **mézgás éger** (*Alnus glutinosa*) viszonylag jó terjedőképességű faj, eredeti élőhelyeinek csak kis részén terjedt el újra. Érdekes, hogy nemcsak egyértelműen vizes helyeken terjed, hanem száraz körülmények között (pl. felhagyott nagyüzemi gyümölcsös, szántó) is megjelennek kisebb példányai a cserjeszintben. Potenciális élőhelyein főként a kisebb magtömөгű, jobb terjedőképességű fűz fajok vesznek részt a másodlagos cserjések, faállományok kialakulásában.

Özönfajok szerepe az erdősődésben

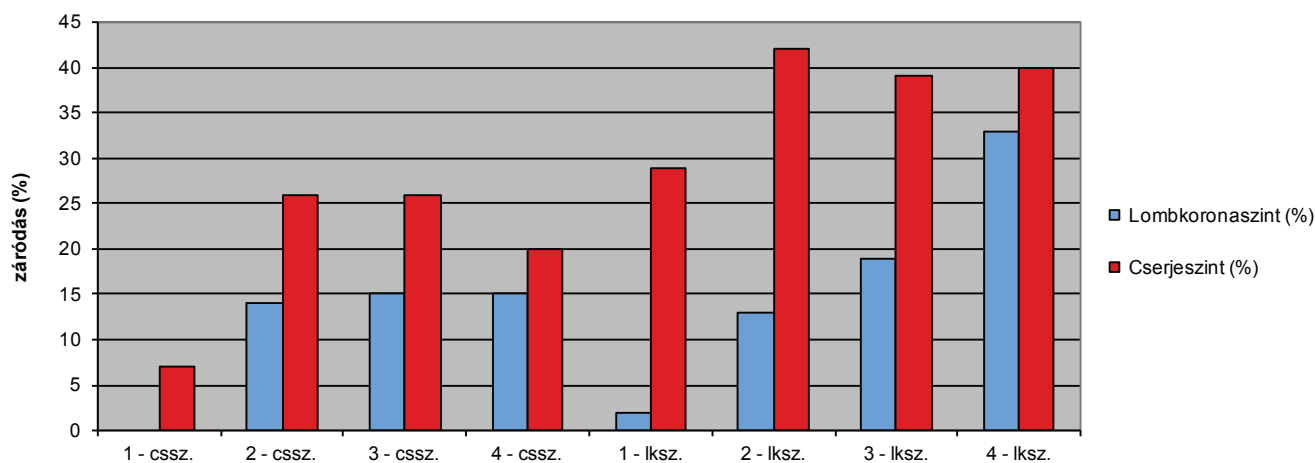
A **fehér akác** (*Robinia pseudoacacia*) a mintaterület legnagyobb területarányával rendelkező egyben legveszélyesebb özönfaja, melynek a vizsgált parcellák több mint felében találtunk meg fa- vagy cserjetermetű egyedeit. Az érintett 125 terület közül 23-ban a 10%-ot (S6/A/1), 15-ben az 50%-ot (S6/A/2) is meghaladja az akác lombkoronaszint záródása. A tartósan nedves, vizenyős területeken nem terjed hatékonyan, de a száraz területek bármely szukcesziós stádiumába bekapcsolódhat. A nyílt (P2b/1) és zárt (P2b/2) cserjések közel felében van jelen az akác, ezeken az élőhelyeken prognosztizálható gyökérsarjakkal történő gyors terjeszkedése a jövőben. A csekély számú őshonos fajokkal erdősődő területek (EN, EN/1) majd mindegyike fertőzött az özönfajjal, így kétséges a regeneráció sikere abban a kevés esetben is, amikor természetes irányba tartanak a folyamatok.

A cserjés- és kocsánytalan tölgyhöz hasonlóan az akác esetében is megvizsgáltuk a legrövidebb, potenciális propagulumforrás távolságát az előzőekben ismertetett módon. Az akácra vonatkozó távolságadatok

átlagértékei jóval alacsonyabbak a tölgyekénél. A jelenség magyarázata, hogy az akácot a cserje- vagy lombkoronaszintben tartalmazó 125 parcella közül mindössze 12 van, mely nem határos a terjeszkedést lehetővé tevő akáccsal vagy idősebb akácodosó területtel. A cserje- vagy kocsánytalan tölgyet tartalmazó felhagyott területeknél az arány nagyságrendileg éppen ellenkező, ott csupán néhány felhagyott terület volt szomszédos a propagulumforrásként szolgáló állományokkal. Egyértelműnek tűnik, hogy a jelentős különbség oka a fajok közti eltérő terjedési stratégiában, valamint eltérő mag-, illetve termésterjesztésben keresendő.

Az akác inkább frontszerűen terjeszkedik, kihasználva kiváló gyökérsarjképzési képességét, magvait kevésbé képes nagy távolságokra terjeszteni. A tölgyfajok nagyobb tömegű makkjukat, az állati terjesztésnek köszönhetően messzire el tudják juttatni, ellenben nem képesek hatékony vegetatív terjeszkedésre. A táji élőhelytérkép elemzése alkalmával rámutattunk, hogy az őshonos fafajú erdőt sok esetben akácokból álló „köpeny” veszi körül. Az „akákköpeny” miatt ritkák azok a helyzetek, mikor a felhagyott mezőgazdasági területek, tölgyfajokat tartalmazó erdők mellett helyezkednek el. Az őshonos fafajok propagulumforrásának elszigetelése miatt, minimális a lehetősége a természetes szukcesziós folyamatoknak. Az akácok területe igen nagy, elhelyezkedésük miatt hosszúak a felhagyott területek és az akácos faállományok közös, aktív határvonalai, melyek a fafajra jellemző hatékony terjeszkedés alapfeltételei.

Amennyiben az akác a felhagyott területek cserjeszintjében megjelenik és tömegessége növekszik, nem növekszik automatikusan a cserjeszint záródása, hiszen az akác egyedek „kinőnek” a cserje méretkategóriájából. A lombkoronaszint záródásának növekedése legtöbbször szorosan összefügg az akác tömegességének növekedésével. Az akác lombkoronaszint terjeszkedése átlagosan 40% cserjeszinttel rendelkező felhagyott területeken történik (11. ábra).



11. ábra. A fehér akác tömegessége a parcellák összes fásszárú borítottságának függvényében, azokon a parcellákon, ahol az akác megjelent (cserje- és lombkoronaszintben rögzített tömegességi értékek: 1 – ritka, 2 – szórványos, 3 – gyakori, 4 – tömeges)

Az alábbiakban csoportosítjuk azokat a tényezőket, melyek a fehér akác terjeszkedését elősegítik vagy hátráltatják a mintaterületen:

A fehér akác terjeszkedését pozitívan befolyásoló tényezők:

- Az akácok nagy kiterjedése a mintaterületen
- Az akácok előnyös szomszédsági viszonyai, határvonalaik hosszúsága
- Kiváló vegetatív terjedőképesség, gyökérsarjképzés
- Gyors növekedés
- Hosszú távon perzisztens magbank

A fehér akác terjeszkedését negatívan befolyásoló tényezők:

- Kevésbé hatékony generatív terjedőképesség
- Nedves-, pangóvízes vagy extrém száraz termőhely,
- A talaj vékony termőrétege

Összehasonlítottuk az akácot jelentős tömegben nem tartalmazó, nagy mintaszámú élőhelyek (OC, GYN, P2b/1, P2b/2, EN/1) parcelláinak átlagos lombkoronaszint záródását. A leválogatást megelőző művelési ág és korosztály szerint végeztük, majd a záródásértékeket összevetettük az akácodosó élőhelyek (S6/A/1, S6/A/2) bevonásával képzett parcellahalmaz hasonló átlagértékeivel. Az eredmények azt mutatják, hogy az őshonos és akácok erdősődés sebessége már a felhagyást követően elválik egymástól. Míg az őshonos fafajok záródása csak néhány százalékkal növekszik korosztályonként, addig az akácodosás akár 10%-al is növekedhet a korra vonatkozó kategóriák között. Az akácodosás sebességének növekvő sorrendje a felhagyást megelőző művelési ág szerint a következő: szántó, legelő, szőlő, gyümölcsös. A sorrend hasonlóságot mutat a korábbiakban a cserjésedéssel kapcsolatos megállapításokkal.

A mintaterületen, a fehér akácra kívüli egyéb fásszárú özönfajok területi kiterjedése nem jelentős. Bár a **bálványfa** (*Ailanthus altissima*) esetében is érvényes ez a megállapítás, a fafaj kisebb foltjai a mintaterületen belül sokfelé feltűnnek. Az állományok egyedeinek korosztály-összetétele arra enged következtetni, hogy néhány évtizeden belül jelentős problémákat fog okozni tömeges elterjedésével. A bálványfa özönszerű terjedését kiváló gyökérsarjképzése és hatékony anemochor termésterjesztése is elősegíti.

Gyümölcsfajok

A nemes gyümölcsfajok többsége (pl. nemes körte (*Pyrus communis*), nemes alma (*Malus domestica*), őszibarack (*Prunus persica*) a gondozás, művelés befejeztével a cserjésedés és erdősődés passzív „szemlélőjévé” válik. Tekintélyes kort megélhetnek, és bár közvetlenül nem vesznek részt a szukcessziós folya-

matokban az élőhely változatosabbá, színtettebbé tételével, a magterjesztésben részt vevő állatok vonzásával (fészkelőhely, pihenőhely, táplálékforrás) áttételesen hozzájárulnak a vegetációfejlődési folyamatokhoz. Részben ennek is köszönhető, hogy a felhagyott szőlőparcellák a felhagyott legelőkhöz, szántóparlagokhoz képest sokkal gyorsabban regenerálódnak. A másodlagos szukcesszióban részt vevő fa- és cserjefajok túlnyomó többsége zoochor magterjesztésű, így vélhetően a cserjésedő, erdősődő területek állat és növényvilágának kapcsolata, a fásszárú szukcesszió jövőben alaposabban vizsgálendő, kulcsfontosságú hatótényezője.

Néhány gyümölcsfaj azonban, így a közönséges dió, a nemes szilva és a birsalma (*Cydonia oblonga*) tartós fennmaradásra, lokálisan tömeges terjeszkedésre is képesek, így „kultúrreliktumma” válnak a felhagyott területeken. A közönséges dió generatív úton, a házi szilva és a birsalma gyökérsarjait útján hódítják meg a felhagyott parcellákat. A közönséges dió és a házi szilva legnagyobb számban felhagyott szőlőkben, gyümölcsösökben terjeszkedik, de nem elhanyagolható a spontán cserjésedő, erdősődő szántóparlagokon sem. CSONTOS és TAMÁS (2005) felhagyott gyümölcsökben folytatott kutatásai igazolták a közönséges dió és a házi szilvához hasonlóan jó vegetatív terjedőképességű cseresznyeszilva (*Prunus cerasifera*) erőteljes térhódítását is.

Mintaterületünkön a házi cseresznye (*Prunus avium*) jelentős terjeszkedésre nem képes, de az előző gyümölcsfajokhoz hasonlóan szőlőkön és gyümölcsösökön kívül is részt vesz a felhagyott területek erdősődésében.

Többletvízhatás alatt álló élőhelyek cserjésedése, erdősődése

Az egykori kaszálók területei szinte teljesen egybevágóan a Lókos-patak és a hozzá kapcsolódó vízfolyások völgyalji árterületeivel. Ezeknek az élőhelyeknek a többsége ma is többletvízhatással bír.

Az egykori patakmenti kaszálók spontán szukcessziójában részt vevő fásszárú fajokat több csoportra oszthatjuk. Elsősorban a cserjék között jelennek meg azok a viszonylag tág tűrőképességű fajok, melyek a szárazabb felhagyott parcellákon általában tömegesebbek, de az üdébb, nedvesebb feltételek is megfelelőek számukra. Közéjük tartozik az egybibés galagonya, cseregalagonya (*Crataegus laevigata*), kökény, közönséges fagyal, veresgyűrű-som, mezei juhar. A cserjék másik csoportja kifejezetten az üde, tápanyagban dús talajokhoz kötődik: fekete bodza (*Sambucus nigra*), földi szeder (*Rubus fruticosus*), hamvas szeder (*Rubus caesius*). A többletvízhatást leginkább azok pionír r-stratégista, anemochor magterjesztésű fűz és nyár fajok jelzik, melyek az egykori égerligetek helyén kialakuló másodlagos puhafás erdők jellemző fajai: fehér nyár (*Populus alba*), fehér fűz, törékeny fűz, rekettyefűz.

A potenciális élőhely domináns fajtája, a mézgás éger a fűzekhez képest alárendelt szerepű, bár előfordulási helyeinek közvetlen környezetében, helyenként erőteljes terjeszkedése is megfigyelhető.

A mintaterületen a száraz, fűszáraz felhagyott területekhez képest kevés a vizsgálható felhagyott,

többletvízhatással rendelkező mezőgazdasági terület, ezért a vizsgált mintaszám is alacsony, amely csak korlátozott következtetések levonását teszi lehetővé a folyamat irányát illetően. A cserjésedés és a fák megtelepedése gyors folyamat, melyet elősegít a kedvező vízellátás, a talaj magas tápanyagtartalma és

5. táblázat. A mintaterület potenciális élőhelyeinek jellemző fajösszetétele (BARTHA 2013, BÖLÖNI és mtsai 2011), a fajok tényleges gyakorisága a helyükön regenerálódó élőhelyeken és az élőhelyek becsült regenerációs potenciálja (Jelmagyarázat – tipizált fajösszetétel: D: Domináns, E: Fontosabb elegyfaj, SZ: Szálanként előforduló, ritkább faj, R: Egyes régiókban tipikus faj, Ö: Egyes ökológiai változatokban jellemző faj, I: inváziós faj, Jelmagyarázat – tényleges gyakoriság: sötétzöld: gyakori, világoszöld: szórványos, sárga: ritka, piros: hiányzó, sötétkék: fokozott inváziós veszély, világoskék: mérsékelt inváziós veszély)

Tudományos név	Magyar név	Égeres mocsárrétdők - J2	Égerliget - J5	Keményfás ligeterdő - J6	GY-KST - K1a	GY-KTT - K2	CS-KTT - L2a	Melegkedvelő tölgyes - L1	Lőszőtölgyesek - L2x / M2
<i>Acer campestre</i>	mezei juhar		SZ	SZ	E	E	E	E	E
<i>Acer platanoides</i>	korai juhar		SZ		E	E	E		
<i>Acer pseudoplatanus</i>	hegyi juhar		SZ						
<i>Acer tataricum</i> (cserjeszintben is)	tatárjuhar			E	SZ		E		E
<i>Alnus glutinosa</i>	mézgás éger	D	D	SZ					
<i>Betula pendula</i>	bibircses nyír	SZ	SZ		SZ				
<i>Carpinus betulus</i>	közönséges gyertyán		E	SZ	D	D	SZ		
<i>Cerasus avium</i>	madárcseresznye				E	E			
<i>Fagus sylvatica</i>	közönséges bükk		SZ			E			
<i>Fraxinus excelsior</i>	magas kőris		E	R,E	E	E			SZ
<i>Fraxinus ornus</i>	virágos kőris						SZ	E	
<i>Malus sylvestris</i>	vadalma		E	SZ	E				SZ
<i>Padus avium</i>	zselnicemeggy	E	E	SZ					
<i>Populus alba</i>	fehér nyár		Ö	E					
<i>Populus nigra</i>	fekete nyár			SZ					
<i>Populus tremula</i>	rezgő nyár	SZ	E	SZ					
<i>Pyrus pyraeaster</i>	vadkörte			SZ			E	E	E
<i>Quercus cerris</i>	csertölgy				E	E	D	D	E
<i>Quercus petraea</i> agg.	kocsánytalan tölgy				SZ	D	D	D	E
<i>Quercus pubescens</i>	molyhos tölgy						SZ	D	SZ
<i>Quercus robur</i>	kocsányos tölgy		SZ	D	D				D
<i>Salix alba</i>	fehér fűz	E	Ö	SZ					
<i>Salix fragilis</i>	törékeny fűz	E	E	SZ					
<i>Sorbus domestica</i>	házi berkenye						E	E	
<i>Sorbus torminalis</i>	barkócaberkenye						E	E	
<i>Tilia cordata</i>	kislevelű hárs		SZ	SZ	E	E	SZ		SZ
<i>Tilia platyphyllos</i>	nagylevelű hárs				SZ	SZ	SZ		SZ
<i>Ulmus glabra</i>	hegyi szil		SZ	SZ	SZ				
<i>Ulmus laevis</i>	vénic szil	SZ	SZ	D					
<i>Ulmus minor</i>	mezei szil		SZ	D	SZ		E	E	E
<i>Robinia pseudoacacia</i>	fehér akác								
<i>Ailanthus altissima</i>	bálványfa			I	I	I	I	I	I
Regenerációs potenciál a mintaterület felhagyott élőhelyein		nincs	alacsony	nincs	nincs	alacsony	alacsony	közepes	közepes

a kolonizáló kis, repítőképzővel rendelkező fa- és cserjefajok jó terjedőképessége és növekedési erélye.

Potenciális élőhelyek regenerációs képességének értékelése

Ha a mintaterület potenciális élőhelyeinek jellemző faj-összetételét (3. táblázat) összehasonlítjuk a regenerálódó, másodlagos élőhelyek aktuális faj-összetételével értékes információkat kapunk a szukcesszió irányáról, sikerességéről (5. táblázat). A táblázatban látható, hogy a völgyalji, többlet vízhatással jellemezhető élőhelyek esetében a potenciális élőhely vagy uralkodó fajainak hiánya teszi szinte lehetlenné a potenciális élőhely felé vezető szukcessziós utat. A völgyek mentén elhelyezkedő potenciális élőhelyek közül egyedül az égeresek rendelkeznek számottevő, de alacsony regenerációs potenciállal. A szintén alacsony regenerációs potenciállal rendelkező klímaregionális cseres-kocsánytalan tölgyes és gyertyános-kocsánytalan tölgyesek esetében a regeneráció hosszú távon megtörténhetne, ha a fehér akác inváziója azt nem akadályozná. A melegkedvelő és lösztölgyesek felé átmenetet mutató potenciális területek regenerációját segíti, hogy fontos fa- és cserjefajaik jelentős része (pl. mezei juhar, tatárjuhar, mezei szil, molyhos tölgy, pukkanó dudafürt, sóska-borbolya) jelen van és terjedésre is képes a területen, ugyanakkor innen is hiányoznak fontos fajok (pl. kocsányos tölgy). E két élőhely regenerációs potenciálja, az adott tájban közepesnek értékelhető, amiben az is közrejátszik, hogy potenciális területeik jelentős részén az akác terjeszkedése termőhelyi okokból gátolt.

Összességében megállapítható, hogy bár egy élőhely kialakulásának nem feltétele a 3. táblázatban szereplő fajfaj hiánytalan megléte, vagy nem akadály a más fajok jelenléte, a „létár” még így is erősen hiányos, különösen, ha a potenciális élőhelyre jellemző, uralkodó fajfaj tömegességi viszonyait hasonlítjuk össze.

Az élőhelyek regenerációs potenciálját egyszerű kategóriarendszerrel jellemeztük (nincs – alacsony – közepes), figyelembe véve a mintaterület aktuális élőhely-mintázatát is. A kapott eredmények megerősítik a tárgyalt élőhelyek regenerációs potenciáljáról a hazai szakirodalomban (BÖLÖNI és mtsai 2011) fellelhető információkat. A lombkoronaszint és cserjeszint vizsgált összetételei és szerkezeti tulajdonságai természetesen csak egy komponensét jelentik egy adott erdei élőhely regenerációjának, melynek sikerét a gypszint jelen tanulmányban részletesen nem tárgyalt jellemzői éppúgy meghatározzák.

Következtetések, javaslatok

Az utóbbi évtizedekben a mezőgazdasági területek felhagyási folyamatai lehetőséget kínáltak és aktu-

álisan is kínálnak arra, hogy a spontán szukcesszió „befoltozza” az időközben intenzívebbé váló mezőgazdasági művelés által okozott sebeket, foghíjakat az ökológiai hálózatban.

A kutatás adatai szerint a mintaterületen jó természetességi állapotú gyepek másodlagos kialakulására és tartós megmaradására kevés területen nyílik lehetőség. Elsősorban száraz termőhelyeken, vékony termőrétű, erodált talajokon gátolt oly mértékben a cserjésedés, erdősödés folyamata, hogy a gyepek regenerációja és stabilitása biztosított legyen. Közepes eséllyel, leginkább talajbolygatást követően alakulnak ki erős kompetíciós képességekkel rendelkező fűfajok (siska nádtippán, fenyérfű) degradált, monodomináns állományai, melyek a fa- és cserjefajok megtelepedését hatékonyan akadályozzák. E két szukcessziós út kivételével inkább az jellemző, hogy a fokozatosan kifejlődő cserje- és lombkoronaszint egyoldalúan gyakorol hatást a másodlagos élőhelyek gypszintjére, innentől már a cserjék és fák irányítják a vegetáció dinamikáját.

Az őshonos cserjefajokkal történő regeneráció lehetősége, mely az ökológiai és tájhasználati előzményektől függően eltérő sebességű lehet, a felhagyott területek jelentős részénél nyitott. Száraz, félszáraz adottságok között a felhagyást követő több évtizedes távlatban, a galagonyás-kökényes cserjések kiemelkedően jó eséllyel alakulnak ki és záródnak. Az állatállomány csökkenése a borókások terjeszkedését szinte teljesen kizárja, sőt területarányuk csökkenése várható.

A száraz, félszáraz területek, cserjésedést követő, őshonos fajfajokkal történő szukcessziós útja a propagulum-limitáltság és fokozott inváziós veszély miatt erősen korlátozott. A természetes erdőtársulások teljes regenerációjának esélye igen kicsi, ezekben az esetekben az idealizált szukcessziós szériesz csonka marad. A XX. század során tömegesen telepített és spontán előretörő fehér akác nagyon jó eséllyel rendelkezik, hogy bekapcsolódva a vegetáció fejlődésébe, robbanásszerű inváziójával megelőzze a teljes természetes regenerációhoz szükséges, zárótársulásokra jellemző fajfajok lassú terjeszkedését, mintegy felülírva szinte minden növényzeti előzményt, korábbi szukcessziós mechanizmust.

Mindezek fényében, az őshonos fajfajokkal történő cserjésedés útjára pozitív folyamatként is tekinthetünk, jelen táji adottságok között, amellettt hogy egyes értékes gyepeket kétségkívül veszélyeztet (kisebbség rossz). A cserjések hosszú távon otthont nyújthatnak az értékesebb száraz gyepek és a fragmentált természetű erdők fajainak egyaránt, akkor is, ha a természetű erdők irányába mutató szukcesszió igen lassú és bizonytalan folyamat.

A többletvízhatású területeken a vizes élőhelyek őshonos pionír fajfajai gyorsan betelepülnek és terjeszkednek, az alföldi folyóvölgyekre jellemző agreszív módon terjedő, adventív fajfajok nem fenyegetik őket.

A felhagyott területek szukcessziós folyamatai a mintaterület ökológiai hálózatának szerkezetét is módosítják. A különböző állat- és növényfajok számára más és más élőhelytípus jelenti az ökológiai hálózat magterületeit, folyamatos és megszakított folyosóit. A különböző léptékű ökológiai hálózat feltárásakor, tervezésekor az élővilág tagjainak „igényeit”, ökológiai viselkedésüknek megfelelően egységes szempontok szerint integrálják, az élőhelyek természetességét meghatározzák, térbeli elhelyezkedésüket elemzik (NAGY 2005). A Nemzeti Ökológia Hálózat lehatárolt egységei, a térképezés országos léptéke miatt, csak korlátozottan alkalmas a mintaterület kistáji léptékű ökológiai hálózatának reális jellemzésére, mégis tanulságos összehasonlítása aktuális élőhelytérképünkkel. A Nemzeti Ökológiai Hálózat térképén a Romhányi-rög, főként természetyszerű erdőkkel borított tömbje helyesen, magterületként szerepel. Az ökológiai folyosók területi elhelyezkedése is kielégítő, főként a kisebb őshonos fafajú erdőfoltok száraz gyepek és patakmenti vizes élőhelyek funkcionálnak folyamatos folyosóként vagy „lépegető kőként”. A pufferterületekhez sorolt akácok, akácodosó területek vagy esetenként a folyosókat jelentő, patakokat kísérő puhafás ligetek, egyes erdei emlősfajok, madarak számára betölthetik a védő vagy összekötő funkciót, de a mintaterület őshonos fa-, cserje- és értékes száraz gyepi fajai számára szinte a mezőgazdasági területekhez hasonló elszigetelő funkcióval rendelkeznek. Az akácok sok esetben a „puffer” funkció és az elszigetelés helyett kifejezett veszélyforrások a természet-szerű erdők, a száraz gyepek, őshonos fajokkal cserjésedő, erdőszedő területek számára.

Az akácok terjeszkedésével növekedni fog a mintaterület üzemtervi ciklusonként nyilvántartásba vett „talált erdeinek” területe, melyek így a hivatalos földhasználati statisztikai adatokban is nyomon követhetők. Ezek az erdőrészek betagozódnak az egyébként is nagy területet elfoglaló akácok sablonos kezelésébe, hasznosításába, újabb inváziós folyamatok kiindulópontját képezve.

A táj akácainak átalakítása, terjeszkedésüknek nagy területen megvalósított akadályozása a jelenlegi viszonyok között irreális, megvalósíthatatlan feladat. Égetően fontos tehát azoknak az értékes fás élőhelyeknek és gyepeknek a feltérképezése, felmérése a Cserhát ezen, botanikailag kevésbé feltárt részén, melyek esetében a védelem (pl. akácodosástól, cserjésedéstől) kiemelten fontos, koncentrálnak és megvalósítható lenne. A cserjésedő, erdőszedő, akácodosó területek nagyobbik részén, földhasználati szokások radikális változása nélkül, továbbra is azok a spontán folyamatok fognak érvényesülni melyeket tanulmányunkban ismertettünk.

A munka esettanulmány jellegéből adódóan, eredményeink, következtetéseink elsősorban az adott cserhátú tájrészletre érvényesek. A jövőben szükséges lenne egységes módszertannal, különböző tájtypusokban kiszélesíteni és összehangolni a kutatásokat, hogy a spontán cserjésedés és erdőszedés folyamatainak sajátosságait jobban megismerjük. Annak előrejelzése, hogy adott földterületen a felhagyást követően a különböző időlépcsőkben milyen összetételű és szerkezetű lesz a fásszerű vegetáció, alapvető szükséglete a természetvédelemnek, emellett fontos erdészeti vonatkozásai is vannak. Az alábbiakban néhány olyan témával kapcsolatos kérdést sorolunk fel melyekre kutatásunk lokálisan részeredményeket szolgáltatott és várhatóan a közeljövőben sem fognak veszteni országos aktualitásukból:

- Mely gyepek cserjésednek be gyorsan és mely tényezők akadályozzák ezt a folyamatot? Meddig képes egy adott gyepársulás akadályozni a fásszerű növényzet előretörését? Természetvédelmi szempontból mely esetekben indokolt a cserjésedést akadályozni vagy elősegíteni?
- Mely tájtypus, milyen vegetációmintázat, szomszédsági viszony esetén van esély az őshonos fafajokkal történő spontán erdőszedésre? Mely esetekben lehet a spontán erdőszedés az erdőtelepítés alternatívája?
- Mely tájtypus, milyen vegetációmintázat, szomszédsági viszony esetén fenyeget az inváziós fa- és cserjefajok terjeszkedése? Ezek az élőhelyeken kialakítható-e reálisan megvalósítható forgatókönyv a szukcessziós folyamatok természetvédelmi szempontból pozitív irányba történő befolyásolására, az élőhelyek kezelésére?

A másodlagos szukcesszió hatótényezőinek összetettsége miatt a kérdéskör kutatása során a növény-tani szempontokon kívül számos más tudományterületet be kell vonni. A spontán cserjésedő-, erdőszedő területek állatvilágának, különösen madárvilágának és vadbiológiai viszonyainak alaposabb vizsgálata a szukcessziós folyamatokat nagyban befolyásoló növény-állat interakciók miatt kulcsfontosságú.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom Dr. Berki Imre egyetemi docensnek, aki hasznos tanácsaival, gondolatébresztő megjegyzéseivel segítette munkámat. Köszönet illeti a kutatás előmozdításáért a következőkben felsorolt kollégákat: Prof. dr. Mátyás Csaba, Prof. dr. Bartha Dénes, Prof. dr. Konkoly-Gyuró Éva, dr. Csiszár Ágnes, Tiborcz Viktor.

Irodalomjegyzék

- BARTHA, D. (2006): Tájállapotok és vegetációállapotok, mint az erdőtermészetesség értékelésének viszonyítási alapjai. – *Táj-ökológiai Lapok* 3(2): 253–274.
- BARTHA, D., BÚS, M. és HORVÁTH, T. (szerk.) (2006): *Az év fája 2005: a közönséges boróka (Juniperus communis L.)*. – Sajtókiadás, 8 pp.
- BARTHA, D. (2013): *Természetvédelmi élőhelyismeret*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 213 pp. + 48 pp. képmelléklet.
- BARTHA, S. és HORVÁTH, A. (2008): *Parlagnyitáras a Mezőföld löszterületein*. – In: BARTHA, S. és MOLNÁR, Zs. (szerk.): XI. MÉTA-túra (2008. október 13–17.) túrafüzete. Kézirat, Vácraátót.
- BARTHA, S. és MOLNÁR, Zs. (2008): *Miért érdekese a parlagnyitáras? A téma időszerűsége*. – In: BARTHA, S. és MOLNÁR, Zs. (szerk.): XI. MÉTA-túra (2008. október 13–17.) túrafüzete. Kézirat, Vácraátót.
- BARTHA, S., DANCZA, I., HÁZI, J., HORVÁTH, A., MARGÓCZI, K., MOLNÁR, Cs., MOLNÁR, Zs., ÓVÁRI, M., PURGER, D., SCHMIDT, D. és TÜRKE, I. (2008): *Elvadult tájon gázolunk? Feladatok a hazai parlagnyitáras kutatásában*. – In: BARTHA, S. és MOLNÁR, Zs. (szerk.): XI. MÉTA-túra (2008. október 13–17.) túrafüzete. Kézirat, Vácraátót.
- BORHIDI, A. (2003): *Magyarország növénytakarulásai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 pp.
- BÖLÖNI, J., MOLNÁR, Zs. és KUN, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozoja. ANÉR 2011*. – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácraátót, 441 pp.
- CSATHÓ, A. I. (2005): *A mezsgye természetvédelmi jelentősége a Kárpát-medence löszvidékein, a Csanádi-hát példáján keresztül*. – IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium előadasköte-te. pp. 251–254.
- CSECSERITS, A., CZÚCZ, B., HALASSY, M., KRÖEL-DULAY, Gy., RÉDEI, T., SZABÓ, R., SZITÁR, K. és TÖRÖK, K. (2011): Regeneration of sandy old-fields in the forest-steppe region of Hungary. – *Plant Biosystems* 145(3): 715–729.
- CSONTOS, P. és TAMÁS, J. (2005): Tájidegen fajok által meghatározott spontán erdősdő területek növényzetének vizsgálata. – *Kanitzia* 13: 69–79.
- DANCZA, I. (2000): Gyomközösségek összetételének változása délnyugat – dunántúli parlagnyitáras területeken. – *Gyomnövények, Gyomirtás* 1: 51–60.
- DOBAY, G., KIS, G., KÖRE-MOLNÁR, G., PAPP, K., PRÓKAY, Gy., RESZLER, J., SEBESTYÉN, L., TÍMÁR, G., VÁNCSA, G. és ZSILÁK, P. (2005): *A Romhányi Körzet erdőterve*. – Állami Erdészeti Szolgálat, Vác, 120 pp.
- DÖVÉNYI, Z. (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. – MTA Földrajtudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 pp.
- GEBLER, V. és PAULOVITS, K. (2003): *Romhány határának és belterületének néprajzi nevei*. – 20 pp.
- HALÁSZ, G. (szerk.) (2006): *Magyarország erdészeti tájai*. – Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest, 154 pp.
- HÁZI, J. (1998): A vácdukai Bükkös-hegy és környékének botanikai értékei. – *Kitabelia* 3(1): 74.
- HÁZI, J. (2008): *Megállítható-e a terjedő Calamagrostis? Egy hosszú-távú kezelési kísérlet tapasztalatai*. – In: BARTHA, S. és MOLNÁR, Zs. (szerk.): XI. MÉTA-túra (2008. október 13–17.) túrafüzete. Kézirat, Vácraátót.
- ILLYÉS, E. és BÖLÖNI, J. (szerk.) (2007): *Lejtősztyepek, löszgyepek és erdősztyeprétek Magyarországon*. – Magánkiadás, Budapest 236 pp.
- JAKUCS, P. (1968): *Magyarország vegetációtérképe* (1: 200 000).
- JAKUCS, P. (1972): *Dynamische Verbindung der Wälder und Rasen*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 228 pp.
- KSH (1962): *1960. évi népszámlálás. 3. Nógrád megye személyi és családi adatai*. – Budapest, 237 pp.
- KSH (1972): *A népmozgalom főbb adatai községenként V. köt. 1828-1900*. – Budapest, 175 pp.
- KSH (1981): *1980. évi népszámlálás. 12. Nógrád megye adatai*. – Salgótarján, 573 + 48 pp.
- KSH (1988): *Községsoros adatok 1895-1984*. – Budapest, 505 pp.
- KSH (1991): *Nógrád megye statisztikai évkönyve 1990*. – Salgótarján, 244 pp.
- KSH (2001): *Nógrád megye statisztikai évkönyve 2000*. – Salgótarján, 350 pp.
- KUN, A. (2000): Összehasonlító vizsgálatok a hárshegyi homokkő növénytakaróján. – *Tilia* 9: 60–127.
- LÁJER, K. (1998): Bevezetés a magyarországi lápok vegetáció-ökológiájába. – *Tilia* 6: 84–238.
- LÁNG, S. (1967): *A Cserhát természeti földrajza*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 375 pp.
- MÁFI (2005): *Magyarország Földtani Térképe* (1: 100 000). – Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest.
- MAGYAR KIRÁLYI FÖLDTANI INTÉZET (1942): *Magyarország Kerebyig-féle átnézetes talajismereti térképsorozata (1934–51). Méretarány: 1:25.000*. – Budapest.
- MÁTYÁS, Cs. (szerk.) (1996): *Erdészeti ökológia*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 312 pp.
- MOLNÁR, Cs., MOLNÁR, Zs., BARINA, Z., BAUER, N., BIRÓ, M., BODONCZI, L., CSATHÓ, A. I., CSIKY, J., DEÁK, J. Á., FEKETE, G., HARMOS, K., HORVÁTH, A., ISÉPY, I., JUHÁSZ, M., KÁLLAYNÉ, SZERÉNYI J., KIRÁLY, G., MAGOS, G., MÁTÉ, A., MESTERHÁZY, A., MOLNÁR, A., NAGY, J., ÓVÁRI, M., PURGER, D., SCHMIDT, D., SRAMKÓ, G., SZÉNÁSI, V., SZMORAD, F., SZOLLÁT, Gy., TÓTH, T., VIDRA, T. és VIRÓK, V. (2008): Vegetation-based landscape-regions of Hungary. – *Acta Botanica Hungarica* 50 (Suppl.): 47–58.
- MOLNÁR, Zs., BARTHA, S., SEREGÉLYES, T., ILLYÉS, E., TÍMÁR, G., HORVÁTH, F., RÉVÉSZ, A., KUN, A., BOTTA-DUKÁT, Z., BÖLÖNI, J., BIRÓ, M., BODONCZI, L., DEÁK, J. Á., FOGARASI, P., HORVÁTH, A., ISÉPY, I., KARAS, L., KECSKÉS, F., MOLNÁR, Cs., ORTMANN-NÉ AJKAI, A. és RÉV, S. (2007): A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). – *Folia Geobotanica* 42: 225–247.
- NAGY, D. (2003): *Tájtörténeti kutatások a Gömör-Tornai-karszton I*. – In: BOLDOGH, S. (szerk.): *Kutatások az Aggteleki Nemzeti Parkban. ANP füzetek II. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jászvafő*, pp. 107–143.
- NAGY, D. (2005): Az ökológiai hálózat védelme – A természetvédelem új kihívása. Környezetállapot értékelés Program tanulmányok 2003–2004. www.kep.taki.iif.hu
- NAGY, L. (2010): Az akác fafaj megjelenésének és térhódításának történeti háttere a Cserhát erdészeti tájon. – *Erdészeti Lapok* 145(7–8): 269–271.
- NOSZKY, J. (1940): *A Cserhát-hegység földtani viszonyai*. – Magyar Tájak Földtani Leírása III. – Magyar Királyi Földtani Intézet, Budapest, 283 pp.
- PICKETT, S. T. A., CADENASSO, M. L. és BARTHA, S. (2001): Implication from Buell-Small Succession Study for vegetation restoration. – *Applied Vegetation Science* 4: 41–51.
- PINKE, Gy. és PÁL, R. (2005): *Gyomnövényeink*. – Alexandra Kiadó, Pécs, 231 pp.
- PRACH, K., PYSEK, P. és BASTL, M. (2001): Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. – *Applied Vegetation Science* 4: 83–88.

- PRACH, K., PYŠEK, P. és JAROŠÍK, V. (2007): Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central-European human-made habitats. – *Journal of Vegetation Science* **18**: 701–710.
- RUPRECHT, E. (2006): Successfully recovered grassland: a promising example from romanian old-fields. – *Restoration Ecology* **14**: 473–480.
- SZABÓ, I. (1988): *Romhány története*. – Nagyközségi Közös Tanács, Romhány, 228 pp.
- SZOMSZÉD, A. (1996a): *Szépen szántó vadkertiek I.* – Érsekvadkert Önkormányzata, Érsekvadkert, 181 pp.
- SZOMSZÉD, A. (1996b): *Szépen szántó vadkertiek II.* – Érsekvadkert Önkormányzata, Érsekvadkert, 213 pp.
- TÓTH, Z. (2004): A Kerca-patak melléki rétek (Kercaszomor, Belső-Órség) jelene és múltja (esettanulmány természetvédelmi célú kezelések megalapozásához). – *Tájökológiai Lapok*. **2**(2): 313–333.
- WWW1: www.takarnet.hu (2006.07.28)
- ZAGYVAI, G., CSISZÁR, Á., KORDA, M., SCHMIDT, D., ŠPORČIĆ, D., TELEKI, B., TIBORCZ, V. és BARTHA, D. (2012): Előzetes eredmények száraz és félszáraz élőhelyek szukcessziós változásainak vizsgálatáról. – *Botanikai Közlemények* **99**(1–2): 123–141.
- ZÓLYOMI, B. (1989): *Természetes növénytakaró. 1:1 500 000*. – In: Pécsi, M. (szerk.): Magyarország Nemzeti Atlasza. MTA Földrajtudományi Kutató Intézete, Budapest, p. 89.

Chances and risks of spontaneous regeneration in potential site of forest habitats of community interest in Cserhát Hill

Gergely Zagyvai

University of West Hungary, Faculty of Forestry, Institute of Botany and Nature Conservation, Bajcsy-Zsilinszky 4, H-9400 Sopron, Hungary. E-mail: zagyvai.gergely@emk.nyme.hu

We investigated the secondary succession towards forested habitats of abandoned agricultural land in several sites of community interest (Natura 2000 sites). Our sample site was located at the junction of three regions within the Cserhát. Selecting a particular compartment of the landscape was done on the basis of abandoned properties and fallowland as well as the diversity of the natural environment. We have collected data at the plot and at the landscape level.

According to the results of an essential historical review, the current habitat patterns and the location of spontaneously occurring shrubland and reforestation in the study area are largely determined by the diverse methods of land use during the preceding centuries. The majority of vineyards, pastures and hay meadows are abandoned and the extent of forested areas have significantly increased by the beginning of the 21st century due to spontaneous or deliberate reforestation.

By means of our research project we have created a potential habitat map of the study area based on the available thematic GIS layers containing data on ecological background variables and collated these with spatial data on the remnant vegetation.

According to the maps resulting from remote sensing data and data collected on site, spontaneous succession plays an important role over a significant portion of the study area. The maps give a clear indication as to the location of spontaneous woody succession, the sources of facilitating or inhabiting species or the surfaces that are indifferent or create barriers for vegetation dynamics. Black locust is widespread and occupies large areas and due to the location of its stands, it is at advantage when it comes to the colonization of abandoned plots. Tree species characteristic of semi-natural, native forests face more difficulties.

From the plot-scale data we could conclude that the dominant tree species of the potential habitat types, that is oak species, only occur sparsely during the woody succession. This is because of their life history strategy and dispersion method as well as their limited current occurrence. However, their propagules disperse evenly and spread across large distances. As opposed to this, black locust is most successful in cases where the next 'stepping stone' is close, or there is an opportunity to push its frontline forward.

As for shrubland formation, we distinguished two types: the juniper and the black hawthorn type of which the latter is more threatened by the invasion of black locust. The formation of a closed canopy (either by the black locust or other woody vegetation) is prevented on extremely dry and eroded soils on limestone bedrock. Thus, the most valuable grassland patches can usually be found here.

Besides the structural and compositional attributes of the canopy and the shrub layers, the characteristics of the herbaceous layer (not discussed in the present paper) hold to the successful regeneration of forested habitats.

Our research has shown that the study of abandoned agricultural land is indispensable to create a reliable model of succession of woody vegetation types at the landscape level. It provides useful information on the spread of invasive species, natural regeneration and the protection of dry grasslands.

Key words: secondary succession, shrub spreading, forestation, regeneration, plant invasion

Az erdei biodiverzitást meghatározó tényezők az Őrségi Nemzeti Parkban

Természetvédelmi biológiai esettanulmány sok élőlénycsoport figyelembe vételével

Ódor Péter

*MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.
E-mail: odor.peter@okologia.mta.hu*

A faállomány és az erdei biodiverzitás összefüggéseit vizsgáltuk az Őrségi erdőkben több élőlénycsoportra vonatkozóan (lágyszárúak, újulat, mohák, zuzmók, nagygombák, szaproxyl bogarak, futóbogarak, pókok, madarak). Fajsám, fajösszetétel és funkcionális összetétel szempontjából tártuk fel a közösségeket meghatározó háttérváltozókat. A faállomány összetétele és szerkezete mellett vizsgáltuk a fény-, mikroklíma-, talaj- és avarviszonyokat, táji és történeti tényezőket.

Biodiverzitás szempontjából legfontosabb tényezőnek a fafaj diverzitás bizonyult, amely növelte a lágyszárúak, a magoncok, a talajlakó és kéreglakó mohák, a kéreglakó zuzmók és pókok diverzitását. Az odúlakó madarak esetében a fák mérete volt a legfontosabb faktor. A cserjeszint denzitása növelte a talajlakó és kéreglakó mohák, a kéreglakó zuzmók, a pókok, a futóbogarak fajgazdagságát. A fény mennyisége és mintázata meghatározta a lágyszárúak, magoncok és kéreglakó zuzmók diverzitását. A hűvös mikroklíma volt a legfontosabb faktor a mikorrhizás és a talajlakó szaprotróf nagygombák esetében. A holtfa a talajszint mohaközössége, a fán élő nagygombák és az odúlakó madarak esetében volt fontos. A táji és történeti változók jelentősége kisebbnek bizonyult, mint az aktuális állományszintű változóké.

Gyakorlati szempontból a régióban a legfontosabb tényező az elegység, a cserjeszint, a heterogén fényviszonyok, a holtfa és az erdei mikroklíma. Ezeket a feltételeket elsősorban a folyamatos erdőborítást biztosító szálaló üzemmód tudja biztosítani.

Kulcsszavak: erdei biodiverzitás, erdőgazdálkodás, faállomány, Őrségi Nemzeti Park, edényes növények, mohák, zuzmók, gombák, bogarak, pókok, madarak.

Bevezetés

Az erdőökológiai kutatások egyik alapkérdése, hogy az erdei biodiverzitást (az életközösségek fajgazdagságát, faji- és funkcionális összetételét) milyen tényezők határozzák meg. Évente több ezer tudományos publikáció bontja fel ezt az alapkérdést konkrét kérdésekre, illetve hipotézisekre, attól függően, hogy milyen élőhelyen, milyen élőlénycsoportot, milyen tér- és időléptékben és milyen módszertani megközelítéssel (megfigyelés, kísérlet, modellezés) vizsgálnak. Azonban ez nem csak az erdőökológia és a természetvédelmi biológia, hanem a természetvédelem és az erdőgazdálkodás alapkérdése is, hiszen minden olyan erdőkezelésnek az ökológiai alapját teremti meg, amely a gyakorlati beavatkozások során figyelembe veszi az erdei biodiverzitás fenntartását, növelését.

Az erdőkben a biodiverzitást meghatározó tényezők közül kiemelt jelentőségű a faállomány. Sok élőlénycsoport közvetlen trofikus összefüggésben van a faállománnyal, az erdő fáinak különböző részeit fo-

gyasztják (pl. lombfogyasztó ízeltlábú csoportok; fák kérgét illetve osztódó szöveteit fogyasztó bogarak; rügyekkel, levelekkel táplálkozó nagyvadak), gazda-parazita (pl. fatestben fejlődő patogén gombák), vagy szimbionta (pl. fákkal ektomikorrhizát képező gombák) kapcsolatban vannak a fákkal (THOMAS és PACKHAM 2007). A kéreglakó zuzmóknak és moháknak a faállomány biztosítja az aljzatot, életteret (BARKMAN 1958, ELLIS 2012). A rágcsáló kisemlősök és számos madár esetében a fásszárúak termései, magjai képezik a fő táplálékforrást. Több élőlénycsoport számára a faállomány biztosítja a búvó- és szaporodó helyet: az erdei madarak legnagyobb része vagy a fába vájt odúban költ, vagy a faállomány biztosítja számukra a fészkelőhelyet, és szintén a fában megjelenő odúhoz kötődnek az erdei denevérek is (FRANK 2000). A faállomány közvetett hatásai pedig szinte az összes erdei élőlénycsoportra kihatnak. Az erdei növények mennyiségét, összetételét és mintázatát alapvetően meghatározzák az erdei fény- és mikroklíma viszonyok, amelyet elsődlegesen szintén a faállomány alakít ki (HART és CHEN 2006, WHIGHAM

2004). Ezáltal a faállomány nagymértékben meghatározza a fák újulatának, a cserjeszintnek és az erdei lágyszárúaknak a mennyiségi és minőségi jellemzőit. Az avarprodukciónak mennyisége és minősége szintén elsősorban a faállománytól függ, így annak közvetett hatása van a talajlakó életközösségek jellemzőinek kialakításában, valamint a talaj tápanyagforgalmában (THOMAS és PACKHAM 2007). A faállomány jellemzői (megléte, minősége, vagy hiánya) meghatározóak az erdőtalajban zajló talajképződési és talajdegradációs folyamatokban is (STEFANOVITS és mtsai 1999). A faállomány részének tekinthető az erdőben felhalmozódó korhadó faanyag is, amely változatos formában (élő fák korhadt részei, fekvő törzsek, ágak, gallyak, álló elhalt fák és facsonkok), méret és korhadási állapot szerinti összetételben lehet jelen (CSÓKA és LAKATOS 2014). Az utóbbi években kezdték felismerni a holtfa óriási jelentőségét az erdei biodiverzitásban. Nem gondolnánk, hogy az erdőben megjelenő fajok több mint a fele kötődik a holtfához obligát módon, vagy részlegesen (STOKLAND és mtsai 2012). Ez különösen akkor megdöbbentő, ha belegondolunk, hogy a holtfát sokszor nélkülöző gazdasági erdőkből ez az élővilág gyakorlatilag hiányzik.

Európa jelenlegi erdőterülete esetében a faállomány, mint az erdei biodiverzitást meghatározó tényező, elválaszthatatlan az emberi hatásoktól (PETERKEN 1996). Az erdőben ma is változó intenzitású erdőgazdálkodás, erdőhasználat zajlik, és a jelenleg közvetlen hasznosítás alól kivont erdőterületeket is többnyire érték a múltban emberi hatások. Még a közvetlen emberi hatásokat elkerülő őserdő maradványok is ki vannak téve az ember tájtalakító hatásainak, az özönfajok inváziójának, vagy olyan térbelileg durva léptékben érvényesülő hatásoknak, mint pl. a légszennyezés. Ha az erdő faállományát a természetes folyamatok alakítják ki, akkor annak fajösszetételét és szerkezetét elsősorban a termőhely, a fafajok elérhető propagulum készlete, valamint a faállományra ható bolygatási rezsim alakítja ki (FRELICH 2002). Például a boreális erdők egy jelentős részében viszonylag nagy kiterjedésű és a fafajok életciklusával összemérhető gyakoriságú tüzesetek érik a faállományt, ezért sok erdőben a természetes folyamatok mellett egykorú faállomány figyelhető meg viszonylag nagy területen (HEINSELMAN 1981). Ezzel szemben a mérsékelt övi lombos erdők esetében a nagy kiterjedésű katasztrófák ritkák, állomány léptékben kis kiterjedésű bolygatási események a jellemzők. A természetes folyamatoknak kitett erdők faállományában zömében 50–500 m² kiterjedésű lékek és felújulási foltok figyelhetők meg, ami az erdő finom térléptékben heterogén kor és méret szerinti összetételét eredményezi (STANDOVÁR és KENDERES 2003).

A legtöbb élőlénycsoport biodiverzitása szempontjából nem elég a faállományra csak lokálisan (1–100 ha közötti állomány léptékében) tekinteni, hanem alapvetően az erdős táj állapota a meghatározó (LIN-

DENMAYER és FRANKLIN 2002). A nagyobb testű növényevők és ragadozók (madarak, emlősök) tevékenysége hatalmas (több száz, vagy több ezer hektáros) területen zajlik. Az élettevékenységüket viszonylag kis területre korlátozó állatok, vagy a helytülő növények és gombák esetében is fontosak az erdős táj elemei a terjedési, kolonizációs folyamatokban, de befolyásolja a táji környezetet a populációkat meghatározó predációs és kompetíciós viszonyokat, az inváziót stb. is. A természetes folyamatok által kialakított erdős táj is különböző élőhelyfoltok mozaikjából állt, elsősorban a heterogén termőhelyi viszonyok, illetve a térben és időben elkülönülten ható bolygatási események miatt. Ezt a táji heterogenitást nyilván más-képp képezték le az eltérő területhasználatú és élőhelyi igényű populációk (pl. egy nagytestű ragadozó madár, vagy egy szécinege). Az emberi tevékenység során az erdőbelsőhöz adaptálódott populációk fennmaradását biztosító élőhely a tájban jelentős mértékben fragmentálódott, és nagy arányban jelentek meg olyan táji elemek, amelyek a populációk túlélésére nem alkalmasak (STANDOVÁR és PRIMACK 2001). Egyértelműen ilyenek az intenzív használatnak kitett belterületek és a szántóföldek, de sok erdei faj számára átjárhatatlan élőhelynek bizonyulnak a vágásterületek, zárt fiatalos állományok, sőt az irtásrétek is. A kedvező élőhelyfoltok közötti átjárhatóságot a vonalas emberi létesítmények is akadályozzák, mint az utak, vasutak, kerítések. Az egy-egy erdőállományban megfigyelhető biodiverzitást egyaránt meghatározzák a jelenlegi lokális és táji tényezők, de ugyanígy az adott erdőállomány és az erdős táj múltbeli állapota (az egykori tájhasználat) is. A múltbeli és jelenlegi táji biodiverzitást feltáró 42 vizsgálatból 38 esetben kimutatható volt az úgynevezett késleltetett kihalás jelensége (KUUSSAARI és mtsai 2009). Ez azt jelenti, hogy a táj múltban történt degradációjának (élőhelyek megszűnésének, kedvező élőhelyek fragmentációjának) hatása nem azonnal jelentkezik, az átalakított táj fragmentumai még sokáig őrzik az egykori biodiverzitás elemeit. Ez azonban átmeneti állapot, a fajok lokális kihalása a megmaradt fragmentumokban csak idő kérdése. Ezt főleg specialista, nagy generációs idejű és rosszul terjedő fajoknál mutatták ki, pl. erdei lágyszárúak, epifiton makrozuzmók és taplógombák esetében (KUUSSAARI és mtsai 2009).

A legtöbb vizsgálat, amely az erdei biodiverzitást meghatározó legfontosabb tényezőket próbálja feltárni egy-egy régióban többnyire egy élőlénycsoportra (annak fajgazdagságára, fajösszetételére) koncentrál. Ennek módszertani, finanszírozási és kutatói érdeklődésből adódó okai vannak, hiszen a sok élőlénycsoportra kiterjedő kutatás több kutató összehangolt munkáját igényli, annak szervezési, módszertani és finansziális korlátaival együtt. Területkezelői szempontból viszont nagy szükség van a sok élőlénycsoportra kiterjedő vizsgálatokra, hiszen ezek ismeretében lehet olyan fenntartási, kezelési terveket kidolgozni, amely

több élőlénycsoport igényeit is figyelembe veszi. A természetvédelmi biológia egyik alapproblémája, hogy olyan könnyen mérhető indikátorokat találjon, amelyek utalnak a biodiverzitás, illetve a természetesség állapotára. Ezek között megkülönböztetjük a fajösszetétel, fajok, vagy fajegyüttesek meglétén illetve hiányán alapuló (kompozicionális), az élőhely szerkezeti jellemzőire vonatkozó (strukturális), és az ökoszisztémák működését jellemző (funkcionális) indikátorokat (NOSS 1990). Elég sok kritika érte azt a koncepciót, amikor kiválasztott fajokat használnak a biodiverzitás indikációjára, illetve azok védelme során igyekeznek megvédeni a biodiverzitás és az ökoszisztéma minél nagyobb részét (SIMBERLOFF 1998). Az indikátor-, zászlóshajó-, ernyő- és kulcsfajok jelentőségéről és korlátjairól bővebben olvashatunk STANDOVÁR és PRIMACK (2001) tankönyvének második fejezetében. Ha nem egy (vagy néhány) fajt, hanem közösségi jellemzőket próbálunk használni a biodiverzitás indikációjára, akkor fontos elvi (és gyakorlati) kérdés, hogy egy adott élőlénycsoport biodiverzitása mennyire indikálja más élőlénycsoportok biodiverzitását. Ezt a koncepciót nagy földrajzi léptékben sokan használják a védett területek hálózatának tervezésekor (és felülvizsgálatakor), hiszen ez esetben néhány (jól feltárt) fajegyüttes adatainak használatával kell (költség-haszon alapján) minél hatékonyabb hálózatot kialakítani a védett területeknek (STANDOVÁR és PRIMACK 2001, 14. fejezet). Általánosan elmondható, hogy kontinentális léptékben viszonylag jól használhatók a különböző élőlénycsoportok közösségi jellemzői egymás indikációjára, másképp kifejezve a különböző élőlénycsoportok jellemzői viszonylag erős korrelációt mutatnak (LEWANDOWSKI és mtsai 2010). Azonban azok a vizsgálatok, amelyek egy-egy kisebb területre vonatkozóan próbálták feltárni a különböző élőlénycsoportok biodiverzitása közötti összefüggéseket, általában gyenge kapcsolatokat találtak az élőlénycsoportok között, vagyis egymás indikációjára csak igen korlátozottan voltak használhatók. Általánosan elmondható, hogy az erdők esetében a különböző szerkezeti jellemzők és egy-egy élőlénycsoport biodiverzitása között sokkal erősebb összefüggések mutathatók ki, mint az élőlénycsoportok között (BLASI és mtsai 2010, BERGLUND és JONSSON 2001, IRWIN és mtsai 2014, JONSSON és JONSELL 1999). Vagyis az erdőszerkezet jellemzői (akár állomány, akár tájléptékű jellemzőket alkalmazunk) viszonylag jó indikátorainak bizonyultak az erdei biodiverzitásnak. Mivel ezek közül sok a viszonylag könnyen mérhető jellemző, számos gyakorlatban használható rendszer született az erdők természetességi állapotának szerkezeti változókon alapuló értékelésére (BARTHA és mtsai 2007, GEBUREK és mtsai 2010). Azonban ahhoz, hogy a szerkezeti indikátorokat ne csak tapasztalati alapon használjuk, nagy szükség van az élőlénycsoportok és a szerkezeti jellemzők kvantitatív feltárására. Mivel a különböző élőlénycsoportok más szerkezeti ele-

mekre érzékenyek, ahhoz, hogy megtaláljuk az erdei biodiverzitás fenntartásához (növeléséhez) szükséges legfontosabb szerkezeti indikátorokat, több élőlénycsoportra vonatkozó kutatások szükségesek. Ráadásul sok esetben ezek az összefüggések regionálisan eltérhetnek. Vagyis egy védett természeti terület kezelése szempontjából a legideálisabb, ha az adott régióra vonatkozóan rendelkezik a kezelő sok élőlénycsoportra vonatkozó szerkezeti indikátorokkal. Jelen esettanulmány ennek a gyakorlati kihívásnak próbál megfelelni.

Az Őrségi Idős Fenyőegyes lombdökre vonatkozóan próbáltuk feltárni, hogy sok élőlénycsoport biodiverzitása szempontjából melyek a legfontosabb háttérváltozók. Az élőlénycsoportokat úgy igyekeztünk megválasztani, hogy az erdei ökoszisztémában betöltött funkció, méret és mobilitás szempontjából eltérő közösségeket reprezentáljanak, feltételezve azt is, hogy emiatt eltérő háttérváltozókra lesznek érzékenyek. Emellett természetesen praktikus szempontokat (vizsgálhatóság, megfelelő szakember megléte) is figyelembe vettünk a kiválasztás során. A fotoszintetizáló organizmusok közül belekerült a vizsgálatba a növényi biodiverzitás jelentős részét adó, és természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű lágyszárú aljnövényzet, az erdők természetes regenerációjában kulcsszerepet betöltő újulat és cserjeszint, az Őrségben ökoszisztéma funkció szempontjából is jelentős talajszintben megjelenő mohaközösség (talajon, valamint fekvő faanyagokon megjelenő fajok), valamint a fák törzsét benépesítő kéreglakó moha- és zuzmóközösség. A gombák esetében külön élőlénycsoportként kezeltük a talajlakó szaprotróf, a talajlakó mikorrhizás és a fában élő (szaproxyl) nagygomba közösségeket (a parazitákat is ide sorolva). Az állatcsoportok közül bekerültek a vizsgálatba a talajszintben változatos funkciót betöltő futóbogarak, a ragadozó pókok, a faállományhoz kötődő szaproxyl bogarak és a teljes faállományt életterükként használó madarak. A vizsgálatba bevont háttérváltozókat is úgy választottuk meg, hogy lefedjék a különböző élőlénycsoportok szempontjából potenciálisan meghatározó tényezőket. Állomány léptékben vizsgáltuk az erdők fajösszetételét, a faállomány méretét (átmérő, magasság) szerinti megoszlását, az alsóbb szintek (cserjeszint, gypszint, mohaszint) tömegességét (ezek az élőlénycsoportok között is megjelennek, de más élőlénycsoportoknál, mint háttérváltozók is használhatók). A termőhelyi jellemzők közül mértük az erdők fény- és záródásviszonyait, a mikroklimát, az avar és a feltalaj fizikai-kémiai jellemzőit. Vizsgáltuk az állományokat körülvevő táji elemek eloszlását a jelenben és a múltban (feltárva az állományok tájhasználati viszonyait).

A vizsgálat egyik célja az volt, hogy élőlénycsoportként feltárjuk a közösség biodiverzitása szempontjából legfontosabb háttérváltozókat, és az élőlénycsoport jellemzői, valamint a háttérváltozók

közötti összefüggéseket függvénykapcsolatok (modellek) formájában leírjuk. Minden élőlénycsoport esetében vizsgáltuk a fajszámot, és a fajösszetételt. Sok élőlénycsoport esetében feltárva a legfontosabb háttérváltozókat, megtalálhatjuk azokat az elemeket, amelyek regionálisan a legfontosabbak az erdei biodiverzitás fenntartása szempontjából (sok élőlénycsoport biodiverzitásában meghatározók). Ennek nagy jelentősége lehet a régió erdőkezelésének tervezésénél. A kapott modellek segítségével elvben az élőlénycsoportok változói predikálhatók (jósolhatók) is lehetnek a kapott háttérváltozók alapján. Vizsgáltuk továbbá az élőlénycsoportok kiemelt közösségi jellemzői közötti összefüggéseket. Ezek megmutatják, hogy milyen mértékben tekinthetők egymás indikátorainak az élőlénycsoportok, illetve mely élőlénycsoportok mutatnak a legtöbb másikkal összefüggést.

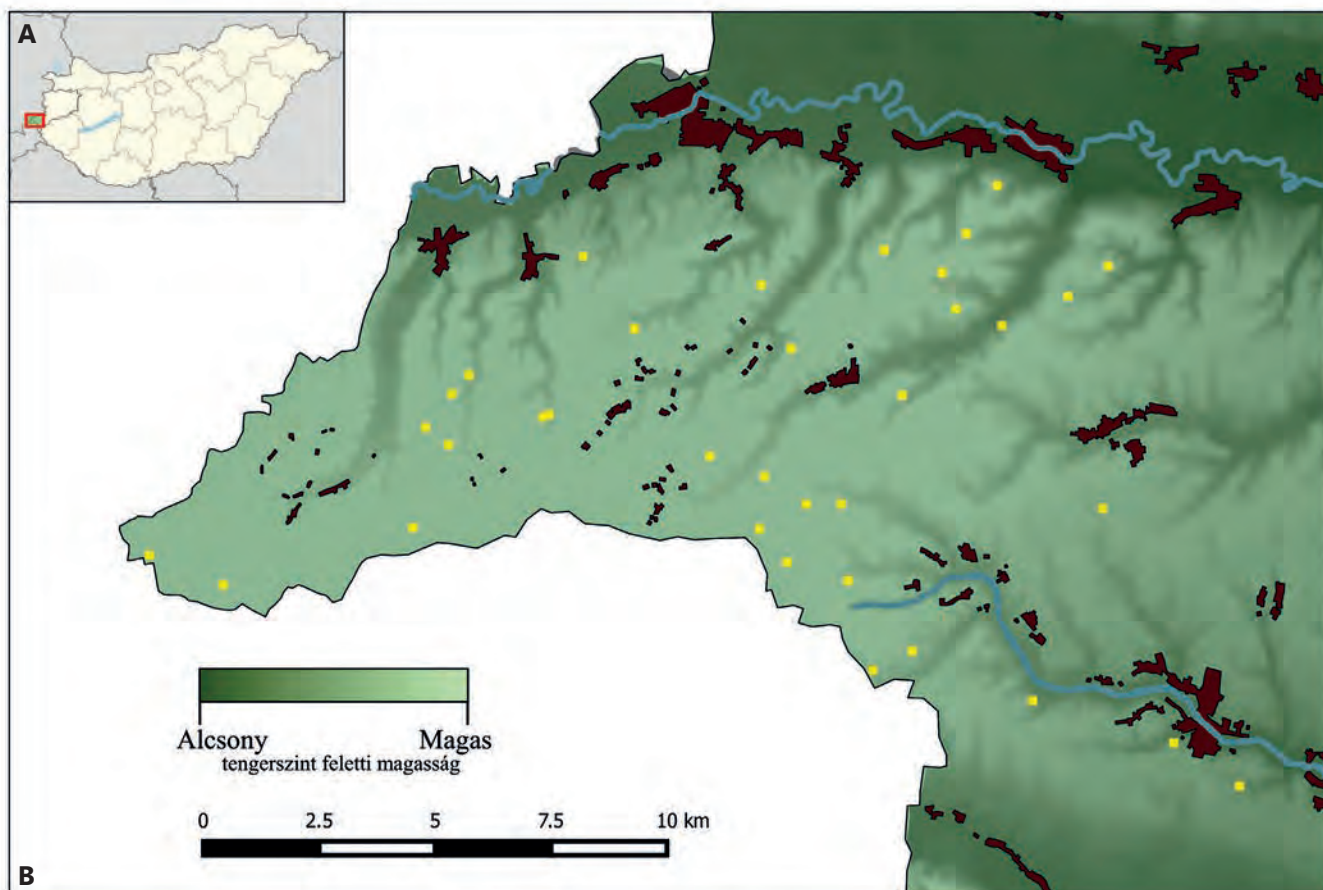
E tanulmányban bemutatott eredmények már jelent nemzetközi publikációkon alapulnak a talajszint mohái (MÁRIALIGETI és mtsai 2009), a kéreglakó mohák és zuzmók (KIRÁLY és ÓDOR 2010, KIRÁLY és mtsai 2013, NASCIMBENE és mtsai 2012, ÓDOR és mtsai 2013), a gombák (KUTSZEGI és mtsai 2015, SILLER és mtsai 2013), a pókok (SAMU és mtsai 2014), a szaproxyl bogarak (LAKATOS és mtsai 2014), a madarak (MAG és ÓDOR 2015), valamint a háttérváltozókra vonatkozóan a fényviszonyok esetében (TINYA és mtsai 2009a,b). A többi élőlénycsoportra vonatkozó eredmények a tudományos publikációk különböző fázisaiban (előkészítés alatt, bírálat alatt, revízió alatt) vannak. A még publikálatlan (illetve csak konferenciákon bemutatott) eredmények részletesen megtalálhatók a kutatás honlapján (<http://orserdo.okologia.mta.hu/>).

A terület bemutatása

A vizsgálati terület Magyarország nyugati részén, a Vendvidéken és az Őrségben helyezkedik el, északról a Rába, nyugatról és délről az országhatár, keletről az Őriszentpéter–Rábagyarmat vonal határolja, területe hozzávetőlegesen 13 km × 24 km (1. ábra, É 46°51′–55′, NY 16°07′–23′). Földrajzi besorolás szerint a Nyugat-magyarországi-peremvidék nagytájba, ezen belül a Vasi-hegyhát és a Felső-Zala-völgy kistájba tartozik (Dövényi 2010). A terület dombvidék, tengerszint feletti magassága 250 és 350 m közötti, nyugati részén a dombokat vízmosások, szűk völgyek tagolják, kelet felé a dombok egyre inkább ellaposodnak, közöttük a patak völgyek szélesebbek. Az alapkőzetet üledékes kőzetek alkotják elsősorban kavics, de előfordul agyag és homok is (BERKI és mtsai 1995, TÍMÁR 2002). A terület az ország legcsapadékosabb, szubalpin klímájú régiói közé tartozik, az átlagos éves csapadékmennyiség 750–800 mm, a tenyészidőszakra eső csapadék 490–510 mm körüli, az évi középhőmérséklet 9–9,5 °C közötti (DÖVÉNYI 2010).

A nyugatabbra eső Vendvidéken erőteljesebb a szubalpin klímahatás, ez a régió hűvösebb, párásabb és csapadékosabb a keletebbre fekvő Őrségnél. A régió talajainak kialakulását jelentős mértékben meghatározza a csapadékos klíma, valamint a gyakran rossz vízvezető-képességű, agyagosodott alapkőzet. A talajok alapvetően savanyú kémhatásúak (felső 10 cm pH-ja 4,0–4,8 közötti) és erősen tápanyagszegények. A leggyakoribb típus a dombhátakon a pszeudoglejes barna erdőtalaj, de kisebb területeken megjelenik az agyagbemosódásos barna erdőtalaj, vagy az erősen savanyú barna erdőtalaj is. A völgyekben nem karbonátos lejtőhordalék talajokkal, lejtőhordalék erdőtalajokkal, illetve különböző lápi és réti talajtípusokkal találkozhatunk (BERKI és mtsai 1995, TÍMÁR 2002).

A dombhátakon savanyú talajú, illetve mezofil lomberdőket találunk, amelyekben változatos elegyarányjal jelenik meg a kocsányos (*Quercus robur*) és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), a bükk (*Fagus sylvatica*), a gyertyán (*Carpinus betulus*) és az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*). Az elegyfajok száma és aránya (a magyarországi viszonyokhoz képest) magas, főbb elegyfajok a rezgő nyár (*Populus tremula*), közönséges (bibircses) nyír (*Betula pendula*), a madárcseresznye (*Prunus avium*), a szelídgesztenye (*Castanea sativa*) és a luc (*Picea abies*). A cserjeszint aránya az erdőkben változatos, elsősorban a lombos fajok (főleg a gyertyán és bükk) újulata alkotja. Az erdők aljnövényzetének borítása többnyire gyér, keverednek benne az üde lomberdők (*Oxalis acetosella*, *Ajuga reptans*, *Galium odoratum*) és a savanyú talajú erdők (*Galium rotundifolium*, *Luzula luzuloides*, *Carex pilulifera*) növényei. Az erdők nagy része a bükkösök (K5), gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2), mészkerülő bükkösök (K7a) és mészkerülő gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K7b) és mészkerülő erdeifenyvesek (N13) kategóriákba tartoznak a fajok elegyarányától, a termőhelytől és az aljnövényzettől függően (BÖLÖNI és mtsai 2011). Az erdők részletes leírása TÍMÁR és mtsai (2002) munkájában olvasható. A mohaszint a lombos fák uralta állományokban gyér, elsősorban korhadó faanyag (*Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium velutinum*), és nyílt talajfelszíneken (*Atrichum undulatum*) jelenik meg, de jelentősebb fenő elegyarány esetén folytonos mohataró is kialakulhat a talajszinten (*Pleurozium schreberi*, *Polytrichum formosum* dominanciával (ÓDOR és mtsai 2002). A völgyekben elsősorban kaszálással kezelt réteket találunk melyek főbb típusai a lápi zombékosok (B4), nem zombékoló magassárrétek (B5), kékperjés rétek (D2), mocsárrétek (D34), franciaperjés (E1) és veres csenkeszes rétek (E2). A vízfolyások mentén égerligeteket (J5), fűzlápokat (J1a) és magaskórósokat (D5) találunk (BÖLÖNI és mtsai 2011). A terület erdőszültsége magas (80%), a rétek aránya 9%, a szántók aránya alacsony (7%), ezeket elsősorban a dombhátakon és lejtőkön alakították ki (DÖVÉNYI és mtsai 2010).



1. ábra. A vizsgált terület földrajzi elhelyezkedése (A) és a mintaterületek elhelyezkedése a régióban (B).

A táj vegetációját (mind a megjelenő vegetációtípusokat, mind azok összetételét és szerkezetét) nagymértékben meghatározza a területen évszázadok óta jelen lévő emberi tájhasználat. A régió tájhasználat történetéről részletesen olvashatunk BARTHA (1998), GYÖNGYÖSSY (2008), PETHŐ (1998), TÍMÁR (2002), TÍMÁR és mtsai (2002), és VÖRÖS (1970) tanulmányaiban. Az intenzív emberi használat előtti idők vegetációjáról meglehetősen keveset tudunk, erre nehéz a jelenlegi vegetáció alapján következtetni. Ma is vita tárgya, hogy az erdeifenyő és az erdeifenyvesek nagy területi borítása mennyiben tekinthető a korábbi fenyő–nyír kor reliktumának (PÓCS 1968), vagy az intenzív emberi használat hatására terjedt el az irtásgazdálkodás időszakában (TÍMÁR 2002). A XI–XVIII. század között a lakott területek környékén intenzíven használt rétek és trágyázott szántók helyezkedtek el, míg a nagy kiterjedésű külső területeken irtásgazdálkodást folytattak. Ennek során az erdőket kivágták, felégették, rajtuk néhány évig extenzív szántókat alakítottak ki, majd a szántókat felhagyták. A felhagyást követően kb. 20 év múlva a felverődött erdőt újra felégették és ismét szántóként hasznosították néhány évig. Ebben az időszakban a területek művelési állapotai (erdő, szántó, kaszáló, legelő) folyamatosan változtak. Ez a gazdálkodás jelentős bolygatással, folyamatos tápanyagelvonással és erózióval járt, ami kedvezett a tápanyagszegény

viszonyokat jól tűrő és pionír jellegű fajoknak pl. erdeifenyő, csarab, sok acidofrekvens növény. Ezt fokozta a szántókon a bakháta kialakítása, amely tovább növelte az eróziót, az erdőkben pedig a rendszeres alomszedés. A XIX. században az irtásgazdálkodás megszűnt, a tájhasználati módok stabilizálódtak. A települések körül állandósultak az intenzíven használt szántók, rétek, kaszálók, az erdők művelése állandósult, azokat alapvetően kisparaszti szálalással kezelték. Ez az erdő bölcs, de kvantitatív tervezés nélküli hasznosítását jelentette, megtartották a folyamatos erdőborítást, a faanyagtermelés kiszolgálta a mindenkori paraszti igényeket (tüzelő, időnként épületfa), biztosítva az erdő értékének megtartását a család későbbi generációinak számára. Emellett az alomszedés és egyéb másodlagos erdőkiélések (pl. gyantagyűjtés) sokáig fennmaradtak. A második világháború után a kisparaszti szálaló gazdálkodást egyre inkább a nagyüzemi tervszerű erdőgazdálkodás váltotta fel, amelyre a vágásos gazdálkodás a jellemző. Lombos fafajok uralta állományokban fokozatos felújító vágásokkal, tűlevelű fajok esetében főleg tarvágással találkozunk. Ebben az időszakban az alomszedés, sarjzattatás, egyéb erdőkiélések megszűntek, illetve visszaszorultak. Napjainkban e változások hatására nő az erdőkben a lombos fafajok elegaránya, és szorulnak vissza az aljnövényzetben az acidofrekvens növények.

Adatgyűjtés módszerei

A vizsgálat során igyekeztünk lehatárolni azokat az erdőállományokat (alapsokaságot), amelyekre a feltehető kérdések vonatkoznak. Ennek a vizsgált régió idős, felszíni víz által nem befolyásolt erdeit tekintettük. A vágásos üzemben kezelt erdők esetében az erdei biodiverzitás szempontjából rendkívül fontos tényező a faállomány kora. Mivel a fiatal és középkorú vágásos erdők nehezen vehetők össze a régióban még mindig jelen levő kisparaszti szálaló erdőkkel, csak az idős állományokat vontuk be a vizsgálatba. A felszíni víz által befolyásolt erdőket (pl. ligeterdőket, láperdőket) azért hagytuk ki a vizsgálatból, mert azok élővilága termőhelyi okokból tér el jelentős mértékben az üde és savanyú talajú erdőkétől. A vizsgálat célja az volt, hogy az élővilág szempontjából legfontosabb faállomány jellemzőket (illetve ahhoz kapcsolódó termőhelyi változókat) tárja fel, ezért kor és termőhely szempontjából igyekeztünk hasonló állományokat bevonni a vizsgálatba. Az Országos Erdészeti Adattár 2000 évi adatbázisa alapján lehatároltuk a terület (1) felszíni víz által nem befolyásolt talajú, (2) 70 évnél idősebb faállományú, (3) plakor, illetve enyhe lejtőkön megtalálható erdőrészeit. Az viszont célja volt a vizsgálatnak, hogy a régió különböző fafajösszetelű erdeit reprezentálja (lefedve a területre jellemző főbb fafaj kombinációkat). Emiatt az erdőrészeket csoportosítottuk a három legfontosabb fafaj: tölgy (kocsánytalan és kocsányos tölgy), bükk és erdeifenyő elegyaránya alapján, monodomináns és elegyes állomány kombinációkat hozva létre. Az így kialakított csoportokból választottunk ki random módon 35 erdőrészetet, vagyis rétegzett random mintavételt hajtottunk végre. A kiválasztott erdőrészek minimum 500 m-re helyezkedtek el egymástól, a térbeli autokorreláció lehetőség szerinti csökkentése érdekében (1. ábra).

Minden kiválasztott erdőrészetben egy 40 m × 40 m-es mintaterületet jelöltünk ki, amely jól reprezentálja az erdőrészet faállomány és termőhelyi viszonyait, az erdőbelsőben helyezkedik el, nem tartalmaz közelmúltbeli emberi létesítményeket (út, tűzrakóhely stb.). A faállományra vonatkozó felmérések ezen a területen zajlottak. Ennek közepén lehatároltunk egy 30 m × 30 m-es mintaterületet, ebben végeztük a különböző élőlénycsoportok mintavételét. Több élőlénycsoport és háttérváltozó felvételezése során a 30 m × 30 m-es területet felosztottuk 36 db érintkező 5 m × 5 m-es kvadrátra, és ehhez igazodott a terepi mintavétel. A potenciális háttérváltozókat az alábbi szempontok szerint csoportosítottuk: fafajösszetétel, faállomány-szerkezet, aljzatviszonyok, fényviszonyok, táji változók, történeti változók, talaj és avar változók, mikroklíma (1. táblázat).

A faállomány felvételezése során minden 5 cm-es mellmagassági átmérő (DBH) feletti faegyed térképezésre került a mintaterületen belül, megmértük

az egyedek átmérőjét, magasságát (Vertex III ultrahangos famagasságmérő segítségével), meghatároztuk fafaját. Fafaj specifikus függvényeket használva megállapítottuk a faegyedek törzstérfogatót (SOPP és KOLOZS 2000). A felmért adatok alapján kifejeztük a faegyedek denzitását, a fafajok elegyarányait (térfogató alapján), a fafaj számot, valamint a fafaj diverzitást a térfogatóarányok alapján számolt Shannon-diverzitás segítségével (1. táblázat). A DBH adatok alapján megadtuk az állomány átlagos DBH-ját, valamint annak variációs koefficiensét (szórás és átlag hányadosa), a nagy fák (DBH > 50 cm) denzitását és a körlepőszegyet. Az álló holtfa egyedeket az élő faállománnyal együtt felvételeztük, facsonkok és tuskók esetén térfogatókat henger, illetve csonka kúp alapján határoztuk meg (átmérő és magasság mérések segítségével). A fekvő holtfa esetében az 5 cm-nél vastagabb és 0,5 m-nél hosszabb darabokat felvételeztük a 30 m × 30 m-es mintaterületen, a darabok térfogatót átmérő és hossz mérések alapján számoltuk ki. A holtfa adatok alapján megadtuk a fekvő és az álló holtfa egységnyi területre vonatkoztatott térfogatót (1. táblázat). A cserjeszint elemeinek az 5 cm DBH-t el nem érő, de a 0,5 m-es magasságot meghaladó fásszárú egyedeket (fa- és cserjefajokat) tekintettük. A 40 × 40 m-es mintaterületre vonatkozóan számolással állapítottuk meg a cserjeszint egyedszámát, ami alapján megadtuk a cserjeszint denzitását (1. táblázat). A faállomány és a cserjeszint felvételezése 2005–2006-ban történt.

A fényviszonyok jellemzésére LAI-2000 Plant Canopy Analyzer műszerrel mértük a relatív diffúz fényt 1,3 m-es magasságban. Ez a lombkorona feletti és a lombkorona alatti diffúz fény arányát (a lombkorona által átengedett diffúz fény arányát) fejezi ki százalékos értékben (TINYA és mtsai 2009a,b). A mérések a 30 m × 30 m-es mintanegyzetben belül a 36 db kvadrátban zajlottak, így meg tudtuk adni a fény mintaterületen belüli átlagos értékét és variációs koefficiensét (1. táblázat). A lombkorona feletti fényviszonyok megállapításához időben szinkronizált méréseket végeztünk az állományhoz közeli nyílt területen. A fényviszonyok mérése 2006 és 2007 során történt.

A táji változók rögzítése során a mintaterületek 300 m-es körzetében térképeztük a főbb tájhasználat típusokat légifotók és térképek segítségével. A feldolgozás és összevonások során az alábbi tájhasználat típusokat használtuk az elemzésekhez: erdők (faállomány idősebb, mint 20 év), nyílt vágásterületek és fiatalosok (faállomány fiatalabb, mint 20 év), nyílt területek (gyep, rétek, emberi létesítmények összevonva, 1. táblázat). A táji elemek diverzitását Shannon-diverzitással fejeztük ki, a táji elemek területarányával számolva. A múltbeli tájhasználati viszonyok feltárásához az 1853-as 2. katonai felmérés térképszelvényeit használtuk (ARCANUM 2006). Ez alapján a mintaterületek 300 m-es körzetében megállapítottuk az erdők, szántók és rétek arányát, valamint, hogy a mintaterület erdő volt-e a vizsgált időszakban, vagy nem (1. táblázat).

1. táblázat. A modellek során használt környezeti változók

Környezeti változó	Egység	Átlag (tartomány)	Transzformáció
FAFAJ-ÖSSZETÉTEL			
Fafajszám	–	5,63 (2–10)	ln
Fafaj diverzitás (Shannon)	–	0,847 (0,097–1,802)	ln
Bükk elegyarány	%	27,9 (0,0–94,4)	ln
Gyertyán elegyarány	%	3,9 (0,0–21,8)	ln
Tölgy elegyarány	%	36,4 (1,1–98,0)	ln
Erdeifenyő elegyarány	%	26,2 (0,0–76,9)	ln
Elegyfajok elegyaránya	%	0,02 (0,00–0,17)	ln
FAÁLLOMÁNY-SZERKEZET			
Fák denzitása	db/ha	593,39 (217,75–1392,75)	–
Nagy fák denzitása (DBH > 50 cm)	db/ha	17,14 (0,00–56,25)	ln
Cserjeszint denzitása (DBH = 0–5 cm)	db/ha	952,14 (0,00–4706,25)	ln
Körlopösszeg	m ² /ha	32,87 (21,49–42,26)	–
Fák átlagos DBH-ja	cm	26,65 (13,70–40,75)	–
Fák DBH-jának variációs koefficiense	–	0,480 (0,172–0,983)	–
Álló holtfa térfogat	m ³ /ha	8,99 (0,90–65,02)	ln
Fekvő holtfa térfogat	m ³ /ha	10,51 (0,17–59,48)	ln
Holtfa térfogat	m ³ /ha	19,50 (1,93–73,37)	ln
ALJZATVISZONYOK	%	54,86 (8,25–98,61)	–
Holtfa borítás	m ² /ha	261,57 (79,44–729,99)	ln
Gyepszint borítás	m ² /ha	740,80 (19,19–4829,30)	ln
Moha borítás	m ² /ha	247,37 (16,57–2201,59)	ln
Nyílt talaj borítás	m ² /ha	146,75 (8,56–472,22)	–
Avar borítás	m ² /ha	9367 (7815–9834)	–
FÉNYVISZONYOK			
Relatív diffúz fény átlaga	%	2,93 (0,62–10,36)	ln
Relatív diffúz fény variációs koefficiense	%	0,51 (0,12–1,23)	ln
TÁJI VÁLTOZÓK			
Erdők aránya	%	89,80 (56,92–100,00)	–
Vágásterületek aránya	%	5,73 (0,00–23,03)	ln
Nyílt területek aránya (rétek, szántók, belterületek)	%	4,72 (0,00–45,25)	–
Táji elemek diverzitása (Shannon)	–	1,114 (0,108–1,858)	–
TÖRTÉNETI VÁLTOZÓK (1853)			
Erdők múltbeli aránya	%	76,58 (24,03–100,00)	–
Rétek múltbeli aránya	%	7,26 (0,00–40,73)	–
Szántók múltbeli aránya	%	16,16 (0,00–61,27)	–
Míntaterület erdő	bináris	0,800 (0–1)	–
TALAJ ÉS AVAR VÁLTOZÓK			
Avar pH	–	5,29 (4,86–5,68)	–
Talaj pH	–	4,33 (3,96–4,84)	–
Avar tömeg	g/900 cm ²	147,66 (105,41–243,08)	–
Lombavar arány	%	14,71 (2,54–32,80)	–
Korhadat avar arány	%	67,71 (51,58–84,16)	–
Talaj hidrolitikus aciditás	–	30,21 (20,68–45,22)	–
Talaj kicserélődési aciditás	–	15,27 (3,94–30,47)	–
Talaj agyag és iszap frakciójának aránya	%	51,95 (27,60–68,60)	–
Avar C tartalom	%	65,69 (42,87–78,09)	–
Talaj C tartalom	%	6,45 (3,30–11,54)	–
Avar N tartalom	%	1,28 (0,83–1,84)	–
Talaj N tartalom	%	0,22 (0,11–0,34)	–
Talaj P tartalom	mg P ₂ O ₅ /100 g	4,29 (1,96–9,35)	–
Talaj K tartalom	mg K ₂ O/100 g	7,74 (4,00–13,10)	–
MIKROKLÍMA			
Napi átlagos hőmérséklet eltérés	°C	–0,10 (–0,93–0,73)	–
Napi hőingás eltérés	°C	0,94 (–0,42–2,49)	–
Napi átlagos páratartalom eltérés	%	0,84 (–1,83–3,32)	–
Napi páratartalom ingadozás eltérés	%	1,89 (–2,27–6,58)	–

A talaj és avar jellemzőket mintaterületenként 5 db, szisztematikusan elhelyezett mintapont alapján vizsgáltuk. A minták feldolgozása során megállapítottuk az egységnyi felületre jutó avartömeget, a lombavar arányát, a pH-t (vízben), a szerves szén és nitrogén tartalmát. Ugyanezekben a pontokon a feltalaj 0–10 cm-es rétegeből vettünk talajmintát. A talajminták esetében a pH, hidrolitos és kicserélődési aciditás, az agyag- és iszapfrakció aránya, a szerves szén, nitrogén, ammónium-laktát (AL)-oldható foszfor és kálium tartalmát határoztuk meg (1. táblázat). Az 5 mintaponton mért adatokat mintaterületenként átlagoltuk. A pH-t vizes szuszpenzióból potenciometrikus pH mérővel, a hidrolitos és kicserélődési aciditást titrálásos módszerrel (BELLÉR 1997), az agyag-iszapfrakció arányát ülepítési módszerrel (COOLS és mtsai 2010), a szerves szén és nitrogén mennyiséget száraz égetéses elemzés során Elementar Vario EL III CNS készülékkel, az ammónium-laktát (AL)-oldható foszfortartalmat kolorimetriás módszerrel, a káliumtartalmat emissziós lángfotometriai módszerrel állapítottuk meg (BELLÉR 1997). A talaj terepi mintavételezése 2009-ben történt.

A mikroklíma változók közül a léghőmérsékletet és a relatív páratartalmat mértük a mintaterületeken Voltcraft DL-120 TH mérő és adatrögzítő eszközzel 1,3 m magasságban. Egy mintaterületen egy alkalommal 24 órán át végeztünk méréseket 5 perces rögzítési gyakorisággal. Öt napon belül mértük a mikroklímát minden mintaterületen, ez alatt két mintaterületen folyamatos, időben szinkronizált referencia mérést végeztünk. A mintaterületeken mért adatokat mindig a szinkronban működő referencia pontokhoz viszonyítottuk. A mikroklíma mérést összesen nyolcszor végeztük el három vegetációs időszak alatt (2009 június, október; 2010 június, augusztus, szeptember, október; 2011 március, május). A feldolgozás során a léghőmérséklet és a légnedvesség esetében is az adatok átlagának és tartományának referenciától való eltérését használtuk (1. táblázat).

A gyepszint és a mohaszint felvételezése a 30 m × 30 m-es mintaterületen történt 2006 június-júliusában. A gyepszintbe belekerültek a lágyszárúak és a 0,5 m-es magasságot el nem érő fásszárúak (fa- és cserjefajok, továbbiakban újulat). A felvételezés során a 30 m × 30 m-es területet felosztottuk 36 db érintkező 5 m × 5 m négyzetre, ezekben történt a fajok borításának rögzítése. Külön adatmátrixot készítettünk a lágyszárúak és az újulat esetében rögzítve a fajok mintaterületenkénti borítását, amelyeket külön elemeztünk. A mohaszint esetében a talajon és fekvő holtfán megjelenő mohákat felvételeztük, a lágyszárúakhoz hasonlóan az 5 m × 5 m-es négyzetekben rögzítve a fajok borítását (MÁRIALIGETI és mtsai 2009). A gyepszint és a mohaszint borítását egyes élőlénycsoportok esetében felhasználtuk, mint háttérváltozót is (1. táblázat).

A fán élő mohák és zuzmók felvételezéséhez külön módszert alkalmaztunk. A 30 × 30 m-es mintaterüle-

ten előforduló, 20 cm DBH-nál vastagabb faegyedek esetében becsültük a moha- és zuzmófajok abszolút borítását a fatörzsek 1,5 m-es magasságáig. A felmért faegyedeken becsült fajonkénti borításértékeket mintaterületenként összevontuk, ezt az adatmátrixot használtuk az elemzés során (KIRÁLY és ÓDOR 2010, KIRÁLY és mtsai 2013, NASCIMBENE és mtsai 2012, ÓDOR és mtsai 2013).

A nagygombák esetében mintaterületenként a 36 db szisztematikusan kihelyezett 5 m × 5 m-es kvadrátban rögzítettük a gombafajok termőtesteinek jelenlétét. A mintavételt háromszor végeztük el 2009 augusztusában, 2010 májusában és 2010 szeptember-november időszakában. Ezáltal a gombafajok tömegességét a mintaterületeken lokális frekvencia értékkel fejeztük ki a kvadrátokban történt észlelés alapján, egy faj maximális lokális frekvenciája 108 (3 × 36) lehetett. A nagygombafajokat három nagy funkcionális csoportba soroltuk, és ezeket önállóan elemeztük: talajlakó szaprotrófik, fánélő gombák, ektomikorrhízis gombák (KUTSZEGI és mtsai 2015).

A pókok mintavételezésére két módszert alkalmaztunk: talajcsapdás, és kézi motoros rovarszippantóval történő gyűjtést. Mindkét mintavételt elvégeztük 2009 júniusában, októberében és 2010 novemberében, csak a talajcsapdás gyűjtést megismételtük 2012 májusában. A talajcsapdák esetében mintaterületenként 5 ponton helyeztünk ki gyűjtőedényt szisztematikusan elrendezésben, a gyűjtés 27–31 napig tartott. A rovarszippantó esetében mintaterületenként első alkalommal 3, másodikban 5, harmadikban 8 részmintát gyűjtöttünk. Mindkét módszer részmintái esetében meghatároztuk a fogott pókok fajtát. A kétféle módszer különböző időpontokban gyűjtött részmintáinak adatait összegezve, mintaterületenként megállapítottuk a fogott pókfajok egyedszámát, ezt az adatmátrixot használtuk a további elemzések során (SAMU és mtsai 2014).

A futóbogarakat a pókoknál ismertetett talajcsapdákkal gyűjtöttük, a példányok határozása után mintaterületenként összevonva a részmintákat és a gyűjtési időpontokat, szintén az egyedszám adatokat elemeztünk.

A szaproxyl bogarak vizsgálata során fogófás mintavételt alkalmaztunk. Minden mintaterületre egy példányt helyeztünk ki erdeifenyő, kocsánytalan tölgy és bükk fogófákból 2010 februárjában. A fogófákat kihelyezés előtt frissen vágta ki, hosszuk 80 cm, átmérőjük 20–30 cm volt. A fogófákat 2010 májusában (erdeifenyő) illetve júniusában (bükk, tölgy) szedtük be, majd mesterséges eklektorokban keltettük ki és gyűjtöttük be a fogófákból kirepülő bogarakat. A keltetés 12 hónapig, 2011 májusáig tartott, ezalatt a kikelt bogarakat rendszeresen begyűjtöttük, meghatároztuk, keltetés után a fogófákat szétbontottuk (LAKATOS és mtsai 2014). A három fogófából kikelt bogárfajok egyedszámait mintaterületenként összevontuk, ezt az adatmátrixot használtuk az elemzés során.

A madarak mintavételezése 2006 költési időszakában pontszámlálással történt. Hajnalban a mintaterületek közepén végzett 10 perces megfigyelés alatt feljegyeztük a mintaterület 100 m-es körzetében észlelt (hallott vagy látott) madárfajok egyedszámát. Minden mintaterületen a felvételezést kétszer végeztük el a költési időszakban, egyszer április 10 – május 10, egyszer május 11 – június 10 között). A két észlelés közül mindig a nagyobb egyedszám érték került be a madárfajok mintaterület szintű adatmátrixába, amelyet az elemzés során használtunk (MAG és ÓDOR 2015).

Adatfeldolgozás módszerei

Minden vizsgált élőlénycsoport esetében feltártuk, hogy mely háttérváltozók bizonyultak a legfontosabbnak a fajszám és a fajösszetétel szempontjából. A vizsgálat során használt háttérváltozókat az 1. táblázat tartalmazza.

A fajszámok és a háttérváltozók közötti összefüggések megállapításhoz általános lineáris regressziós modelleket alkalmaztunk (FARAWAY 2005). Feltártuk a modellek során a fajszám háttérváltozókkal lefedett varianciáját (determinációs koefficiens, a modellek magyarázó erejét mutatja), a modellekbe került háttérváltozók súlyát (lefedett variancia), és irányát (fajszámot növelik, vagy csökkentik). A modellek építése előtt a fajszám adatokat „ln” transzformáltuk, a háttérváltozókat pedig standardizáltuk. A normalitás biztosítása miatt egyes háttérváltozók esetében is „ln” transzformációt alkalmaztunk. A statisztikai úton történő modellszelekció előtt a háttérváltozókat szelektáltuk a fajszámokkal és egymással mutatott korrelációik, illetve pontdiagramjaik alapján. Azok a háttérváltozók kerültek be a modellszelekcióba, amelyek a fajszámokkal szignifikáns korrelációt, és kiegyenlített pontdiagram eloszlást mutattak. A modellen belüli kollinearitás csökkentése miatt az egymással abszolút értékben 0,5 feletti korrelációs koefficiens mutató háttérváltozók közül, csak egy került be a modellszelekcióba. A modellszelekció részben a háttérváltozók manuális kiléptetésével történt deviancia elemzést és F-tesztet alkalmazva, részben automatizált kiléptető és beléptető algoritmusokat használó log-likelihood módszerrel, Akaike-féle információs kritérium alapján (ennek során az R programcsomag „step” függvényét alkalmaztuk).

Minden élőlénycsoport esetében a fajösszetétel meghatározó háttérváltozók feltárásához direkt ordinációs módszert, redundancia analízist (RDA) alkalmaztunk (PODANI 1997). Ennek során megállapítottuk a modellekbe kerülő háttérváltozók variancia lefedését (a változók fontosságát). Minden élőlénycsoport esetében az elemzéshez a mintaterület \times faj mátrixot használtuk, a fajok tömegességének megadása élőlénycsoportonként eltért (borítás, egyed-

szám, lokális frekvencia). A tömegesség adatokat elemzés előtt „ln” transzformáltuk. Azokat a fajokat, amelyek kevesebb, mint 4 mintaterületen fordultak elő, kihagytuk az elemzésből. Az RDA során ugyanazokat a háttérváltozókat használtuk fel, mint a fajszám modellek esetében (1. táblázat). Az ordinációs modellekbe a háttérváltozók szelekciója egyenkénti beléptetéssel történt a háttérváltozókra jutó lefedett variancia alapján. A modell szelekció során a háttérváltozókra jutó variancia lefedés szignifikanciáját Monte-Carlo szimulációval teszteltük, 500 permutációt és F-tesztet alkalmazva. Ha a modell szelekció során a földrajzi koordináták szignifikánsnak bizonyultak, azokat kovariánsként alkalmaztuk (kiiktatva hatásukat a modelltől).

Vizsgáltuk az élőlénycsoportok közötti összefüggéseket mind a fajszámok, mind a fajösszetétel esetében. A fajszámok esetében ez korreláció elemzéssel történt Holm korrekciót alkalmazva (REICZIGEL és mtsai 2007), a fajösszetétel esetében pedig mátrix korrelációt és Mantel tesztet alkalmaztunk (PODANI 1997). Összehasonlítottuk az élőlénycsoportok fajszámait mind a teljes minta, mind mintaterület szintjén, valamint a kettő hányadosával közelítettük az élőlénycsoport béta diverzitását (MAGURRAN 2004).

A fajszám modelleket és a Mantel tesztet R statisztikai környezetben hajtottuk végre a „vegan” programcsomagot használva (THE R DEVELOPMENT CORE TEAM 2012, OKSANEN és mtsai 2011), az ordinációkhoz Canonco for Windows 4.5 programcsomagot használtunk (TER BRAAK és SMILAUER 2002).

Eredmények és megvitatásuk

Fajszámokat tekintve az élőlénycsoportok közül kiemelkedik a fán élő és az ektomikorrhizas gombák diverzitása, a teljes fajszámot, egy mintaterületet, illetve a béta diverzitást nézve egyaránt (2. táblázat). Teljes fajkészletet tekintve 100 körüli, mintaterületre vonatkozóan 20 körüli fajszámot mutatnak a lágyszárúak, a talajlakó szaprotróf gombák és a pókok (az első két csoportnál a béta diverzitás kifejezetten magas). A többi élőlénycsoport esetében a fajszámok alacsonyabbak. Természetesen a különböző élőlénycsoportok fajszám adatai csak tájékoztató jellegűek, azok nem vethetők össze az eltérő mintavételi módok és intenzitások miatt.

Az élőlénycsoportok fajszámát meghatározó főbb háttérváltozókat és azok fontosságát a regressziós modellek alapján a 3. táblázat foglalja össze, míg a fajösszetételüket meghatározó háttérváltozók az RDA alapján a 4. táblázatban találhatók.

A lágyszárúak fajszámát elsősorban a fény mennyisége és a fafajszám növeli, és ugyanez a két változó bizonyult a legfontosabbnak a fafajösszetétel esetében is. Általánosan elmondható, hogy a zárt lombos erdők zónájában a fény mennyisége és mintázata te-

kinthető a lágyszárú közösséget meghatározó legfontosabb tényezőnek (HARDTLE és mtsai 2003, PLUE és mtsai 2013). Az általunk vizsgált régióban azonban megfigyelhető, hogy a fény bizonyos mennyiségének a növekedése felett (nagyértékben bontott, kiliget-esedő állományok), már nem az erdei elemek tömegessége és fajgazdagsága nő, hanem egyre nagyobb arányban jelennek meg a nem erdei fajok (gyomok, vágásterületek és rétek növényei). Ezzel szemben, ha a lombkoronát kisebb záródásihiányok (lékek, felazult foltok) törik meg, arra alapvetően a zárterdei vegetáció reagál nagyobb tömegességgel és fajgazdagsággal (TINYA és mtsai 2009a). A fafajsám pozitív hatása a lágyszárúak diverzitására nem ennyire közvetlen. A nagyobb fafajgazdagság eredményezheti a fényviszonyok, valamint az avarprodukción keresztül az avar- és talajviszonyok nagyobb heterogenitását, ami növelheti állományon belül a lágyszárú közösség gazdagságát. Bár a fafajgazdagság és a lágyszárú szint diverzitása közötti pozitív összefüggés magyarázatait nehéz megadni (és ez regionálisan nyilván eltér), a jelenséget számos tanulmány kimutatta (VÖCKENHUBER és mtsai 2011, MACDONALD és FENNIÁK 2007). A fajszámot növelő tényezőnek bizonyult még a táji elemek diverzitása, amely feltehetőleg kedvez a nem erdei elemek könnyebb megjelenésének a zárt állományokban. Érdekes eredmény, hogy a múltbeli tájhasználatot jellemző változók nem bizonyultak meghatározónak a jelenlegi fajgazdagság és összetétel szempontjából, pedig ennek hatását sok tanulmány kimutatta (VERHEYEN és mtsai 2003, HERMY és VERHEYEN, 2007, KELEMEN és mtsai 2014). Ennek egyik magyarázata lehet, hogy a régióban az erdős tájat átalakító fragmentációs hatások olyan régóta érvényesülnek, hogy már nem figyelhető meg a késleltetett kihalás jelensége. A vizsgálat mód-

szertani korlátai szintén okozhatták a történeti összefüggések elmaradását (kora tavaszi geofitonok kimaradtak a vizsgálatból, a múltbeli tájhasználat feltárása elnagyoltabb volt a célzottan ezt feltáró kutatásokhoz képest). A fajösszetételben fontos tényező még a gyertyán elegyarány, amivel elsősorban a zárt és üde lomberdei fajok korreláltak pozitívan. Ez feltehetőleg nem közvetlenül a fafajhoz, hanem egy árnyaló, második lombkoronaszint meglétéhez köthető jelenség. A talaj magasabb agyag és iszap aránya sok lágyszárú faj megjelenésére negatívan hatott, amely feltehetőleg az ezzel összefüggő rosszabb vízgazdálkodással és pszeudoglejesedéssel magyarázható. A moha borítás szintén mutatott összefüggést a lágyszárúak fajösszetételével, a nagyobb moha borítású állományokban nagy fajgazdagságban és tömegességgel jelentek meg a savanyú erdei fajok. Alapvetően pozitív összefüggés figyelhető meg az őrségi erdőkben a mohaszint és a gypszint borítása és fajgazdagsága között (MÁRIALIGETI és mtsai 2009), ami azért is érdekes, mert nem erdős élőhelyeken egyértelműen, de erdőkben is sok esetben negatív összefüggéseket kaptak a két szint között (BERGAMINI és mtsai 2001, TURKINGTON és mtsai 1998). Ez a negatív kapcsolat az edényesek jobb forráshasznosításával (és ezáltal kompetíciós kiszorításával) magyarázható, aminek viszont tápanyag limitált, savanyú élőhelyeken (mint az őrségi erdők többsége) kisebb a jelentősége. Ezzel szemben a mohaszint kedvező lehet egy párásabb, hűvösebb mikroklíma szempontjából, valamint csökkentheti a feltalaj kiszáradását, ami szintén kedvező lehet az edényeseknek.

Az újulat fajszáma és fajösszetétele esetében ugyanaz a két háttérváltozó (fény és fafajsám) bizonyult a legfontosabbnak, mint a lágyszárúaknál. Itt a fafajdiverzitás pozitív hatása sokkal közvetlenebbül

2. táblázat. A vizsgált élőlénycsoportok fajszámai a teljes mintában, egy mintaterület átlagos fajszáma, valamint az élőlénycsoport béta diverzitása (teljes fajszám/mintaterület fajszám)

Élőlénycsoport	Teljes fajszám	Mintaterület fajszám	Béta diverzitás
Lágyszárúak	134	21,1	6,35
Újulat	40	9,8	4,08
Talajszint mohái	79	19,2	4,11
Kéreglakó mohák	61	14	4,36
Kéreglakó zuzmók	44	9,9	4,44
Fánélő gombák	245	40,1	6,11
talajlakó Szaprotróf gombák	127	18,3	6,94
Ektomikorhizás gombák	290	41,2	7,04
Pókok	91	17,6	5,17
Futóbogarak	34	8,2	4,15
Szaproxyl bogarak	21	4,8	4,38
Madarak	37	9,4	3,94

3. táblázat. A vizsgált élőlénycsoportok fajszámait meghatározó háttérváltozók. R^2 – a modell determinációs koefficiense (lefedett variancia aránya); Irány – a változó hatásának iránya; Variancia % – a változó által magyarázott variancia; F-érték – a változó hatásának statisztikája és szignifikanciája: ° $p < 0,1$, * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

Változók	Irány	Variancia %	F-érték
LÁGYSZÁRÚAK; $R^2=0,45$			
Relatív diffúz fény átlaga	+	21,69	12,94**
Fafajszám	+	21,29	12,70**
Táji elemek diverzitása	+	6,71	4,00°
ÚJULAT; $R^2=0,44$			
Relatív diffúz fény átlaga	+	26,48	15,10***
Fafajszám	+	17,38	9,91**
TALAJSZINT MOHÁI; $R^2=0,53$			
Avar borítás	-	19,97	14,44***
Cserjeszint denzitása	+	19,90	14,39***
Fafajszám	+	17,26	12,48**
KÉREGLAKÓ MOHÁK; $R^2=0,54$			
Cserjeszint denzitás	+	23,43	17,16***
Fafaj diverzitás	+	18,35	13,44***
Fák denzitása	-	10,52	7,71**
Nagy fák denzitása (DBH > 50 cm)	+	6,74	4,94*
KÉREGLAKÓ ZUZMÓK; $R^2=0,68$			
Tölgy elegyarány	+	20,05	21,32***
Cserje denzitás	+	19,98	21,25***
Napi hőingás eltérés	+	13,10	17,66***
Tölgy-cserje interakció	-	10,99	11,69***
Relatív diffúz fény variációs koefficiense	+	6,95	7,39*
Relatív diffúz fény átlaga	+	4,76	5,06*
FÁNÉLŐ GOMBÁK, $R^2=0,68$			
Avar pH	+	24,06	25,47***
Holtfa borítás	+	18,33	19,40***
Bükk elegyarány	+	12,03	12,73**
Korhadt avar arány	+	5,57	5,90*
Erdeifenyő elegyarány	-	5,18	5,48*
Napi átlagos hőmérséklet eltérés	-	5,15	5,46*
Moha borítás	-	4,18	4,42*
TALAJLAKÓ SZAPROTRÓF GOMBÁK; $R^2=0,52$			
Napi átlagos hőmérséklet eltérés	-	36,69	25,90***
Avar tömeg	+	9,77	6,89*
Körlapösszeg	+	9,64	6,81*
EKTOMIKORRHIZÁS GOMBÁK; $R^2=0,26$			
Napi átlagos hőmérséklet eltérés	-	15,51	7,16*
Talaj N tartalom	-	11,29	5,21*
Kicszerelődési aciditás	+	6,02	2,78°
PÓKOK; $R^2=0,48$			
Fafajszám	+	43,29	29,29***
Cserje denzitás	+	7,73	5,05*
FUTÓBOGARAK, $R^2=0,19$			
Cserje denzitás	+	12,82	5,39*
Holtfa borítás	+	11,07	4,65*
SZAPROXYL BOGARAK; $R^2=0,27$			
Erdők múltbeli aránya	+	14,10	6,59*
Cserje denzitás	-	10,90	5,10*
Gyertyán elegyarány	+	8,40	3,90°
MADARAK; $R^2=0,40$			
Fák átlagos DBH-ja	+	19,5	10,03**
Gyepszint borítása	+	13,7	7,06*
Holtfa térfogat	+	6,5	3,34°

érvényesülhet, mint a lágyszárúak esetében, a fajgazdagabb faállomány fajgazdagabb újulati szintet eredményez a propagulumok jelenléte révén. Az is magától értetődő, hogy az újulat fajösszetételét alapvetően meghatározza a fafajösszetétel (fafajgazdagság, gyertyán és tölgy elegyarány), amit pl. hazai cseres-tölgyesek esetében is igazoltak (ÁDÁM és mtsai 2013).

A talajszint mohaközössége esetében a fajszámot három háttérváltozó határozta meg megközelítőleg egyforma súllyal: a nagy avarborítás csökkentette, a cserjeszint denzitása és a fafajszám növelte a fajszámot. A lombos erdőkben a felhalmozódó lombavar az egyik legfőbb gátja a mohaszint kialakulásának, ezekben az erdőkben mohák a talajszintben csak a

nyílt ásványi talajfelszíneken és a különböző szilárd aljzatokon (fekvő holtfa, sziklakibukkanások) tudnak megjelenni. Vagyis a mohaközösséget alapvetően az aljzatviszonyok határozzák meg (DZWONKO és GAWRONSKI 2002, MÁRIALIGETI és mtsai 2009). A cserjeszint és a fafajszám pozitív hatása már kevésbé egyértelmű. A cserjeszint jelentős mértékben tudja növelni az állományok páratartalmát a talajszintben, ami a mohavegetációnak kedvező lehet. Ugyanakkor a jelenséget egy közvetett hatás is magyarázhatja. Az egykori magas mohaszintű, zömében fényő uralta erdők napjainkban sűrűbb cserjeszintet mutatnak, mint a lombos állományok a kedvezőbb fényviszonyok miatt, vagyis az erdeifenyvesek ellombosodása figyelhető

4. táblázat. A vizsgált élőlénycsoportok faji összetételét meghatározó háttérváltozók a redundancia analízis (RDA) alapján. Variancia % – a háttérváltozó által lefedett variancia százaléka a fajok teljes variációjából; F-érték – a változó hatásának statisztikája és szignifikanciája: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

Változók	Variancia %	F-érték
LÁGYSZÁRÚAK		
Relatív diffúz fény átlaga	15	5,98**
Fafajszám	7	3,13**
Gyertyán elegyarány	6	2,47*
Talaj agyag és iszap frakciójának aránya	4	2,08*
Moha borítás	4	2,03*
ÚJULAT		
Fafajszám	9	4,04**
Relatív diffúz fény átlaga	8	3,60**
Gyertyán elegyarány	5	2,64**
Tölgy elegyarány	5	2,50**
Cserjeszint denzitása	3	1,73*
Napi hőingás eltérés	3	1,75*
TALAJSZINT MOHÁI		
Avar borítás	23	9,63**
Cserjeszint denzitása	10	4,90**
Talaj kicserélődési aciditás	7	3,93**
Nagy fák denzitása	6	3,14**
Erdeifenyő elegyarány	4	2,39**
Relatív diffúz fény átlaga	4	2,02*
KÉREGLAKÓ MOHÁK		
Tölgy elegyarány	14	5,5**
Napi átlagos hőmérséklet eltérés	8	3,2**
Fák átlagos DBH-ja	8	3,4**
Erdeifenyő elegyarány	5	2,5**
Erdők aránya	5	2,4*
Cserjeszint denzitása	4	1,9*
KÉREGLAKÓ ZUZMÓK		
Relatív diffúz fény átlaga	22	9,5**
Erdeifenyő elegyarány	20	11,2**
Tölgy elegyarány	7	4,7**
Gyertyán elegyarány	4	2,8**
Körlepösszeg	4	2,3**
FÁNÉLŐ GOMBÁK		
Bükk elegyarány	10	3,86***
Erdeifenyő elegyarány	6	2,68***

Változók	Variancia %	F-érték
Napi átlagos hőmérséklet eltérés	5	2,19***
Gyertyán elegyarány	4	1,71**
Elegyfafajok elegyaránya	3	1,56*
Fák átlagos DBH-ja	3	1,57*
Avar pH	3	1,46*
Rétek múltbeli aránya	3	1,45*
TALAJLAKÓ SZAPROTRÓF GOMBÁK		
Erdeifenyő elegyarány	12	5,11***
Napi átlagos hőmérséklet eltérés	9	4,37***
Avar pH	4	1,84**
Korhadt avar arány	4	1,77*
Talaj N tartalom	4	1,86**
EKTOMIKORRHIZÁS GOMBÁK		
Bükk elegyarány	9	3,32**
Fák átlagos DBH-ja	7	2,65**
Erdők aránya	6	2,33**
Relatív diffúz fény átlaga	5	2,24**
Avar pH	5	2,13**
Táji elemek diverzitása	3	1,63*
PÓKOK		
Tölgy elegyarány	10	4,29**
Bükk elegyarány	6	2,59**
Gyertyán elegyarány	5	2,64**
Napi átlagos páratartalom eltérés	4	2,17**
FUTÓBOGARAK		
Erdeifenyő elegyarány	7	2,95**
Tölgy elegyarány	6	2,39**
Napi átlagos páratartalom eltérés	4	1,97*
SZAPROXYL BOGARAK		
Fekvő holtfa térfogat	7	2,32*
Álló holtfa térfogat	6	2,15*
Cserjeszint denzitása	5	1,96*
MADARAK		
Fák átlagos DBH-ja	6	2,30**
Gyepszint borítása	5	1,74*
Erdeifenyő elegyarány	4	1,47°

meg (TÍMÁR és mtsai 2002). A fafajsám a lágyszárúakhoz hasonlóan szintén a változatos fény és aljzatviszonyok megteremtése miatt lehet kedvező a mohák fajsámára. A mohaszint fajösszetételében meghatározó még az erdeifenyő elegyarány, a fény és a nagy fák denzitása. A nagyobb méretű fákhöz és a jelentős cserjeszinthez a talajszintben inkább a fekvő holtfán megjelenő fajok kötődnek, míg a fény és az erdeifenyő elegyarány elsősorban az acidofrekvens, talajlakó moháknak kedvező (MÁRIALIGETI és mtsai 2009).

A kéreglakó mohák fajsámát elsősorban a cserjeszint denzitása, a fafaj diverzitás és a fák mérete növelte (KIRÁLY és ÓDOR 2010, KIRÁLY és mtsai 2013). A fajösszetételt hasonló változók határozták meg, faméret, cserjeszint, egyes fafajok elegyaránya, és a mikroklíma (ÓDOR és mtsai 2013). A fafajok és a rajtuk megjelenő kéreglakó mohaközösség szoros kapcsolata igen jól feltárt az irodalomban, sok publikáció bizonyítja, hogy egy állományon belül a különböző fafajokon más mohaközösségek alakulnak ki (BERG és mtsai 2002, MCGEE és KIMMERER 2002, MEZAKA és mtsai 2012). Ezt alapvetően a fák kérgének eltérő fizikai és kémiai tulajdonságai határozzák meg, melyek más fajoknak tudnak optimális aljzatot biztosítani (BARKMAN 1958, BATES és BROWN 1981, GUSTAFSSON és ERIKSSON 1995). Érdekes azonban, hogy ez a jelenség regionális, illetve kontinentális léptékben már nem érvényesül, vagyis nem lehet fafajokhoz általánosan érvényes módon kéreglakó mohaközösségeket rendelni (BATES és mtsai 2004, FRISVOLL és PRESTO 1997). A fafajokhoz kapcsolódó eltérő epifiton fajösszetételből következik az a jelenség, hogy fafajokban gazdagabb erdők állomány szinten fajgazdagabb epifiton közösség kialakulását teszik lehetővé. Az Őrségben a legfajgazdagabb epifiton közösség a tölgyeken alakult ki, amelynek a kérge vízgazdálkodás, megtelepedés és tápanyaggazdálkodás szempontjából egyaránt kedvező, sok mohafaj preferálta. A bükk és a gyertyán a tölgyhöz képest fajszegényebb, de több specialista kéreglakó mohafaj (*Orthotrichum* és *Ulotia* fajok) kötődik hozzá. A lombos fákkal szemben az erdeifenyő az epifiton mohák szempontjából sivatagnak tekinthető, kevés mohafajnak tud életteret nyújtani. Kérge rendkívül száraz, pikkelyesen leváló és tápanyagszegény, amelyen mind a kolonizáció, mind a túlélés korlátozott (ÓDOR és mtsai 2013). Egy másik fontos tényező a fák mérete, általános jelenség, hogy nagyobb (és emellett sokszor idősebb) fákon fajgazdagabb mohaközösségek alakulnak ki, mint a vékonyakon (FRITZ és mtsai 2008, MCGEE és KIMMERER 2002). Ez alapvetően három tényezővel magyarázható (ÓDOR és VAN HEES 2004). Egyrészt itt is érvényesül a fajsám-terület összefüggés, vagyis nagyobb törzsfelület, több faj megtelepedését biztosítja. A másik tényező a törzsek eltérő habitat diverzitásával függ össze, nagyobb (és öregebb) fák kérge strukturáltabb, repedezettebb, többféle mikrohabitatot hoz létre, amely több faj számára biztosít élette-

ret. A harmadik tényező nem a fák méretétől, hanem azok korától függ. Az idősebb fák esetében a fajoknak több idejük van a kolonizációra és növekedésre, ezáltal nagyobb a valószínűsége, hogy ritkább, valamint rosszabbul terjedő fajok is kolonizálják a fát. Ezt a jelenséget bizonyítja, hogy azokban az erdőkben ahol a fák mérete és kora nem mutatott összefüggést, a kor mérettől független diverzitás növelő szerepe bizonyítható volt (FRITZ és mtsai 2008). A cserjeszint epifiton közösségre gyakorolt pozitív hatása elsősorban annak párásabb mikroklímát kialakító tulajdonságával magyarázható. A relatív páratartalom és a cserjeszint között szoros összefüggést kaptunk a vizsgálat során. Sok epifiton mohafaj (főleg az opportunisták, holtfán is megjelenő fajok), igen érzékenyek a kiszáradásra, amelyet a cserjeszint igen hatékonyan képes lassítani, különösen az általunk vizsgált 0–1,5 m-es magasságig terjedő régióban.

A kéreglakó zuzmók esetében szintén (sőt a moháknál talán jobban) érvényesül a fafajok közösség alakító szerepe, amit jól mutat, hogy a közösség fajösszetételét alapvetően a fafajok elegyarányai határozták meg (BARKMAN 1958, NASCIBENE és mtsai 2009a). Itt viszont a mohákkal szemben igen fajgazdag gazdájának bizonyult a gyertyán, amelyet sok specialista kéregzuzmó preferál. Szintén fajgazdag aljzat a tölgy amin nagyobb számban jelentek meg lombos zuzmó fajok, és erdeifenyőhöz is számos acidofrekvens kérget preferáló zuzmó kötődött (vagyis nem olyan sivatag, mint a mohák esetében, KIRÁLY és mtsai 2013, ÓDOR és mtsai 2013). A faméret és kor pozitív hatása hasonlóan nyilvánul meg, mint a moháknál (FRITZ és mtsai 2008, NASCIBENE és mtsai 2009b). Amiben eltérés mutatkozik a kéreglakó moha- és zuzmóközösség között az a fény szerepe. A zuzmók esetében a fény limitáló tényezőnek bizonyult, mind a fajsám, mind a fajösszetétel szempontjából. A zuzmók jóval fényigényesebbek, esetükben rendkívül fontos, hogy az erdőkben legyenek záródásihiányok, fellazuló foltok (NASCIBENE és mtsai 2013, NORDEN és mtsai 2012), a mohaközösség sokkal árnyéktűrőbb. A cserjeszint (és a páratartalom) a zuzmók esetében is fontos, de nem annyira kardinális, mint a moháknál. A cserjeszint és a tölgy elegyarány negatív interakciója a fajsám modellben (3. táblázat) azt jelenti, hogy tölgy uralta állományokban a cserjeszint pozitív hatása kevésbé fontos.

A fánéló nagyombák fajösszetételét alapvetően a fafajösszetétel határozta meg, szinte az összes főbb fafaj elegyaránya (bükk, erdeifenyő, gyertyán, elegyfa-fajok) bekerült az ordinációs modellbe, a fajok eloszlását alapvetően a faállomány túlevelű–lombos dominanciája határozta meg (KUTSZEGI és mtsai 2015). A szaproxyl gombáknál a fafajok alapvető jelentőségét számos tanulmány hangsúlyozza (HEILMANN-CLAUSEN és mtsai 2005, SIPPOLA és mtsai 2005, BODDY és HEILMANN-CLAUSEN 2008). Az avar pH fajsámot növelő hatása mögött is inkább a lombos elegyarány

növekedésének közvetlen hatása állhat. Várható volt a fán élő gombák fajszámában a holtfa mennyiségének jelentősége, azonban lényeges, hogy nem a holtfa térfogata, hanem annak borítása került be a modellbe. Míg a holtfa térfogatát elsősorban a nagyméretű álló és fekvő törzsek határozzák meg, addig a holtfa borítás nagy részét a vékonyabb ágak adják. Ez az aljzat nagyon sok fán élő gombának ad életteret, és alacsony holtfa mennyiség esetén jelentősége nagyobb lehet a gomba diverzitásban, mint a ritkán megjelenő vastag törzseké. Ez nem csökkenti a vastag holtfa igen nagy jelentőségét az erdei biodiverzitásban, pusztán arra utal, hogy pont a gombák esetében sok faj életteret tud találni a vékony faanyagban is (KÜFFER és mtsai 2008, ABREGO és SALCEDO 2011), persze vannak gombafajok, amelyek a nagyobb törzseket igénylik, nem véletlenül jelent meg az átlagos DBH is az RDA modellben. Hozzá kell tenni még, hogy más holtfához kötődő élőlénycsoportok (mohák, madarak, bogarak) sokkal érzékenyebbek a nagyméretű holtfa jelenlétére (CSÓKA és LAKATOS 2014). Mind a fajszámában, mind az RDA modellben megjelent a hőmérséklet eltérés, mint negatív tényező, ami arra utal, hogy a régióban a párásabb, hűvösebb állományokban gazdagabb a gomba fajkészlet, vagy ami még valószínűbb, nagyobb mértékben hoznak termőtestet (és válnak észlelhetővé) a gombák. A hőmérséklet negatív hatását fán élő gombák esetében fán belüli (BODDY 2001), állomány (RENVALL 1995) és kontinentális (HEILMANN-CLAUSEN és mtsai 2014) lépésekben egyaránt igazolták.

A talajlakó szaprotróf nagygombák esetében mind a fajszámot, mind a fajösszetételt tekintve a két legfontosabb tényezőnek a mikroklíma és az avarviszonyok bizonyultak. A hűvösebb (ezzel összefüggésben párásabb) állományokban több fajt regisztráltunk, valamint a fajösszetételben is meghatározó volt e tényező, mutatva, hogy más a közösség-összetétele is ezekben az állományokban. Ezeknek a fajoknak a cellulózt és lignint bontó enzimeik aktivitása jelentősen függ a hőmérséklettől, és a lombos erdők zónájában alapvetően a zártabb, hűvösebb állományok hőmérséklet viszonyai kedvezőbbek számukra (BERG és McCLUGHERTY 2014). A másik fontos tényező az avar: az avar mennyisége, pH-ja, bomlottsága meghatározó a közösség fajszáma és fajösszetétele szempontjából. Szintén az avarviszonyok közvetlen hatása állhat az erdefenyő elegyarány nagy súlya mögött az RDA modellben. A közösség fajösszetételét alapvetően egy avar pH – erdefenyő elegyarány gradiens határozza meg. Az avarviszonyok meghatározó szerepét a talajlakó szaprotróf közösségben más régiókból is kimutatták (FERRIS és mtsai 2000, TALBOT és mtsai 2013).

Az ektomikorrhizas nagygombák esetében az első fontos megállapítás technikai jellegű: mind a fajszám modell, mind az RDA variancia lefedése jóval gyengébb volt, mint a másik két gombacsoport esetében, vagyis e közösség a vizsgálatba vont háttérváltozók-

kal, kevésbé magyarázható. A fajszám tekintetében itt is megjelent a hőmérséklet negatív hatása, valamint a talaj N tartalmával is negatív összefüggést mutatott e csoport fajszáma. Ez összefügghet azzal, hogy N (és egyéb tápanyag) limitált környezetben jelentősebb az ektomikorrhiza kapcsolatok szerepe, ami összefügg a gombák nagyobb mértékű termőtestképzésével (BUÉE és mtsai 2011, TARVAINEN és mtsai 2003). A csoport fajösszetételében a bükk elegyarány és az átlagos DBH bizonyult a legfontosabbnak. Számos tanulmány hangsúlyozza az ektomikorrhizas közösség fajajokhoz való kötődését (FERRIS és mtsai 2000, KERNAGHAN és mtsai 2003), bár e kérdés vitatott, sokan a talaj változók fontosságát hangsúlyozzák (TALBOT és mtsai 2013). A kiterjedt gyökérhálózattal rendelkező nagy fák elősegíthetik az ektomikorrhiza kapcsolatok erősségét és a termőtestképzést (SIMARD és mtsai 2012).

A pókok esetében a fajszámot a fafajszám és a cserjeszint denzitása növelte, míg a faji összetételt elsősorban a fafaj-összetétel (tölgy, bükk, gyertyán elegyarány) határozta meg, ezen felül a relatív páratartalomnak volt némi szerepe. A fafajgazdagság szerepét erdei pók közösségekben más vizsgálatok is hangsúlyozták (PEARCE és mtsai 2004, ZIESCHE és ROTH 2008), annak ellenére, hogy a fafajok a pókközösségre közvetlenül (avar, aljzat, fény és mikroklíma viszonyokon, illetve a prédaközösségen keresztül) hatnak. Bár e potenciálisan közvetlenül ható háttérváltozók jó részét elemeztük, mégis a több hatást magába foglaló fafaj diverzitás ezeknél jobb indikátornak bizonyult a pókközösség fajgazdagsága esetében. A pók fajszám és a fafaj gazdagság pozitív összefüggése összhangban van azzal, hogy a pókközösséget elsősorban a fajösszetétel határozta meg, így az egyes erdők fajgazdagabbnak bizonyultak. A fafajok és a pókközösség összefüggéseit több vizsgálat alátámasztja, különösen a lombos és tűlevelű állományok közösségei tértek el nagyon egymástól (KORENKO és mtsai 2011). A cserjeszint fajszám-növelő hatása, valamint a relatív páratartalom fajösszetételre gyakorolt hatása azt mutatja, hogy a párás, zárt erdei mikroklíma (amiben nagy jelentősége van a cserjeszintnek) a pókközösség esetében is meghatározó.

A futóbogarak eredményei a pókokhoz hasonlítanak, a fajszámot két szerkezeti jellemző, a cserje denzitása és a holtfa borítás határozta meg, míg a fajösszetételt elsősorban a fafajösszetétel (tölgy és erdefenyő elegyarány) és a mikroklíma (relatív páratartalom eltérés). Ugyanakkor hozzá kell tenni, hogy mindkét modell variancia lefedése alacsony, magyarázó erejük meglehetősen gyenge. A cserjeszint jelenléte és emiatt egy kiegyenlítettebb páratartalom biztosítása úgy tűnik hasonlóan fontos a futóbogarak esetében, mint a pókoknál. A holtfa borításának fajgazdagság növelő hatása az aljzaton megjelenő magasabb habitat diverzitással lehet összefüggésben.

Hasonlóan, mint a pókoknál, az Őrségben a futóbogár közösség fajösszetételét elsősorban a fenyő-lombosfafaj gradiens határozta meg, amely viszont elsősorban az aljzat- és avarviszonyokon keresztül érvényesült.

A szaproxyl bogarak esetében a fajszámot a múltbeli erdősültség, valamint a gyertyán elegyarány növelte, míg a cserjeszint csökkentette. A fajösszetétel esetében a holtfa bizonyult a legfontosabb tényezőnek, a holtfában gazdag, illetve szegény állományok esetében a kimutatott szaproxyl bogárközösség összetétele eltért.

A madarak esetében szinte ugyanazok a háttérváltozók jelentek meg a fajszám modellben és az RDA-ban, mindkét esetben a fák mérete és a gyepszint borítása bizonyult a legfontosabb (fajszámot növelő) tényezőnek. Ezen kívül a fajszámot növelte még a holtfa térfogata, míg a fajösszetételben az erdeifenyő elegyarányának volt jelentősége. A fák mérete elsősorban az odúlakó madarak (harkályok, cinegék, légykapók, csuszka) esetében bizonyult meghatározónak, míg a gyepszint borításával főleg talajon, illetve cserjeszintben fészkelő madarak (füzikék, barátposzáta, rigók) mutattak pozitív összefüggést. Az erdeifenyő elegyaránya a legtöbb madárfajjal negatív összefüggést mutatott. A fák méretének a fontosságát számos tanulmány hangsúlyozza (ANGELSTAM és MIKUSINSKI 1994, HEWSON és mtsai 2011), mivel a nagyobb fák mind fészkelés (több és nagyobb méretű odú), mind

táplálékszerzés szempontjából kedvezőbb feltételeket nyújtanak (BERECZKI és mtsai 2014, LENCINAS és mtsai 2008). A gyepszint borításának fontossága annyiban meglepő, hogy jóval több vizsgálat igazolta a cserjeszint befolyását (MOSKÁT és FUISZ 1992, WILSON és mtsai 2006), bár a gyepszint jelentőségét is támasztották alá kutatások (DONALD és mtsai 1998, HEWSON és mtsai 2011). Feltételezhető, hogy a gyepszint a közvetlen hatásain kívül jó indikátora a heterogén záródás viszonyoknak, ami szintén jelentős hatással lehet a madarakra. A holtfa jelentősége az odúlakó madarak (elsősorban az elsődleges odúlakó harkályok) esetében jól feltárt ismeret (FULLER 1995, ROSENVALD és mtsai 2011), amelyet ez a vizsgálat is igazolt.

A vizsgált élőlénycsoportok fajszámai közötti korrelációkat, valamint a fajösszetételre alapuló távolságmátrix-korrelációkat mutatja az 5. táblázat. Ez a vizsgálat is igazolja korábbi több élőlénycsoportra vonatkozó tanulmányok eredményét, hogy egy szűkebb régió esetében az egyes élőlénycsoportok közösségi jellemzői közötti viszonylag kevés erős kapcsolatot találni, az élőlénycsoportok jobban indikálhatók környezeti (főleg faállományra vonatkozó) háttérváltozókkal, mint más élőlénycsoportokkal (BERGLUND és JONSSON 2001, BLASI és mtsai 2010, IRWIN és mtsai 2014, JONSSON és JONSELL 1999). Viszont azoknál a csoportoknál ahol találtunk szorosabb összefüggést, ott ez mind a fajszám, mind a fajösszetétel esetében

5. táblázat. A vizsgált élőlénycsoportok fajszámai közötti korrelációs együtthatók (felső félmátrix) és fajösszetétel hasonlóságán alapuló távolság mátrix korrelációs együtthatók (alsó félmátrix). A Holm korrekció után is szignifikáns összefüggéseket vastagon szedett betűk jelölik

	Lágyzárúak	Újulat	Talajszint mohái	Kéreglakó mohák	Kéreglakó zuzmók	Fánéló gombák	Talajlakó szaprotróf gombák	Ektomikorrhizás gombák	Pókok	Futóbogarak	Szaproxyl bogarak	Madarak
Lágyzárúak	-	0,79	0,67	0,28	0,57	0,15	0,49	0,36	0,29	0,33	0,03	0,38
Újulat	0,60	-	0,62	0,14	0,31	0,06	0,33	0,51	0,53	0,42	-0,15	0,18
Talajszint mohái	0,54	0,53	-	0,27	0,34	0,15	0,49	0,41	0,42	0,33	-0,14	0,36
Kéreglakó mohák	0,13	0,11	0,20	-	0,35	0,17	0,22	0,20	0,23	0,18	-0,22	0,23
Kéreglakó zuzmók	0,38	0,27	0,48	0,35	-	-0,01	0,30	0,05	0,05	0,13	0,01	0,30
Fánéló gombák	0,14	0,15	0,06	0,24	0,08	-	0,56	0,38	0,09	0,21	-0,04	0,58
Talajlakó szaprotróf gombák	0,39	0,31	0,27	0,22	0,20	0,53	-	0,39	0,26	0,43	0,02	0,46
Ektomikorrhizás gombák	0,19	0,19	0,20	0,09	0,08	0,30	0,53	-	0,58	0,19	-0,09	0,05
Pókok	0,22	0,36	0,22	0,09	0,29	0,13	0,14	0,21	-	0,46	-0,18	0,02
Futóbogarak	0,22	0,27	0,01	0,06	0,05	0,27	0,34	0,10	0,12	-	-0,22	0,30
Szaproxyl bogarak	0,10	0,18	0,19	0,06	0,06	-0,16	-0,02	-0,03	0,11	0,13	-	0,04
Madarak	0,34	0,19	0,11	0,07	0,11	0,24	0,27	0,14	0,12	0,24	-0,05	-

megnyilvánult. Ilyen csoportot alkotnak a talajszint növényei: a lágyszárúak, az újulat és a mohák. Ez összefügg azzal, hogy nagyon hasonló háttérváltozók bizonyultak fontosnak esetükben, elsősorban a fény és a fafajgazdagság. Szintén a fény és a fafajdiverzitás magyarázza a lágyszárúak és a kéreglakó zuzmók közötti összefüggést (bár ez csak a fajszámok szintjén jelentkezik). Szoros összefüggést talál a három gombacsoport között. A talajlakó szaprotrófok és az ektomikorrhizások esetében a mikroklíma, a fánélők és a talajlakó szaprotrófok esetében az avarviszonyok bizonyultak fontos közös tényezőnek. Egymástól rendszertanilag és funkcionálisan távoli élőlénycsoportok között is megfigyelhetünk pozitív összefüggéseket, mint a madarak és a fán élő gombák fajszáma (elsősorban a faméret és a holtfa hasonló fontossága miatt), vagy a pókok és az újulat fajszáma esetében (itt a fajszám közös hatása érvényesül).

Gyakorlati vonatkozások

Gyakorlati szakemberek (pl. az erdő kezelését meghatározó erdész és természetvédő szakemberek) számára hasznos lehet, ha a fenti, élőlénycsoportok szerinti tárgyalás után a környezeti változók szempontjából is áttekintjük az eredményeket. Melyek azok a környezeti tényezők, amelyek sok erdei élőlénycsoport esetében meghatározónak bizonyultak? A 6. táblázat összefoglalja, hogy a különböző környezeti változók (változó csoportok) milyen gyakran jelentek meg az élőlénycsoportok fajszám és RDA modelljeiben.

Ez alapján látható, hogy a különböző élőlénycsoportok fajösszetételét elsősorban a fafajösszetétel határozta meg, szinte minden RDA modellben megjelentek (többnyire jelentős súllyal) a különböző fafajok elegyarányai. Ezzel szorosan összefügg, hogy ha a fafajok nagymértékben meghatározzák a fajösszetételt, akkor a fafajgazdagság nagymértékben növeli

az élőlénycsoportok állomány szintű diverzitását. Ez bizonyult az egyik legfontosabb változónak a fajszám modellekben. Vagyis tömören kifejezve, az Őrség erdeinek biodiverzitása szempontjából kulcsszerepe van az erdők elegyességének. Ebbe beletartozik a főbb állományalkotó fafajok (bükk, tölgyek, erdeifenyő) elegyes előfordulása, a gyertyán megjelenése a második lombkoronaszintben, és az elegyfafelek minél nagyobb fafajszámú és elegyarányú megjelenése. Különösen nagy hatása van az élővilágra a lombos és tűlevelű fafajok (erdeifenyő, luc) elegyes előfordulásának. Azonban természetvédelmi szempontból kívánatosabb, ha az erdők többsége lombos dominanciájú, amelybe elegyednek a fenti tűlevelű fajok, de kis mennyiségben ezek domináns állományai is előfordulhatnak. Szerencsére a régióban az elegyes erdők kialakítása a gazdálkodás során viszonylag könnyű, ugyanis a természetes folyamatok alapvetően ebbe az irányba hatnak, ezért inkább a monodomináns állományok kialakítása kíván jelentős emberi energia befektetést. Lényegében minél inkább a természetes erdődinamikai folyamatokra alapozzák az erdőgazdálkodást, az elegyesség annál könnyebben (gyakorlatilag önmagától) fenntartható.

Meglepő módon nagy jelentőségűnek bizonyult a cserjeszint denzitása. Főleg a fajszám modellekben, nagyon eltérő élőlénycsoportoknál (mohák, zuzmók, pókok, futóbogarak) bizonyult fajgazdagságot növelő tényezőnek. A cserjeszint nagy szerepet játszik az erdei mikroklíma, főleg a magasabb páratartalom megtartásában, szerepe e tekintetben nagyobb lehet, mint az uralkodó szint fajösszetétele. A régióban a cserjeszintet elsősorban nem cserjék, hanem fafajok alkotják, vagyis megjelenése, megtartása biztosítja az erdők természetes felújulását. Uralkodó benne a gyertyán, a bükk, sok az elegyfafelek, de hazai viszonyokhoz képest a tölgyek is gyakorinak mondhatók benne. A cserjeszint fenntartása tehát szintén

6. táblázat. A környezeti változók (változó csoportok) megjelenésének száma az élőlénycsoportok fajszám és fajösszetétel (redundancia analízis) modelljeiben

Változó csoport	Fajszám modellek	Redundancia analízis	Összes
Faj elegyarány	4	21	25
Faj diverzitás	5	2	7
Cserjeszint	5	4	9
Faméret	2	4	6
Holtfa	3	1	4
Fény	3	5	8
Táji változók	1	3	4
Történelmi változók	1	1	2
Mikroklíma	4	6	10
Avar	3	5	8
Talaj	2	3	5

kulcsfontosságúnak bizonyult az erdei biodiverzitás szempontjából, amit talán kevesebbet hangsúlyoz a szakirodalom. Megkímélése igen fontos lenne a fahasználatok során, amellyől sajnos sok esetben eltér a jelenlegi gyakorlat.

Sok élőlénycsoport esetében meghatározónak bizonyult a mikroklíma, különösen a gombák és gerinctelenek fajösszetételében. Minden esetben a hűvösebb, párásabb, „erdei” mikroklíma bizonyult kedvezőnek.

Nagyon fontos tényező a fény, különösen a növények és a zuzmók esetében. Ezeknél az élőlénycsoportoknál a szinte teljes záródású erdők fényviszonyai (főleg ha jelentős bennük a bükk és gyertyán elegyaránya) korlátozzák a fajok megtelepedését és növekedését. Ugyanakkor sok élőlénycsoport szempontjából kulcsfontosságú a fény és mikroklíma szempontjából „zárterdei” viszonyok biztosítása. E tekintetben az ideális köztes megoldást a kis kiterjedésű fahasználatok, lékek, szálalás során kialakított egyedi záródáshiányok, térben elnyújtott alakú felújítások biztosítják. Ezek leginkább szálaló és átalakító üzemmódban alakíthatók ki. A vágásos üzemmód során sok más fontos erdőszerkezeti elem biztosítható, ha figyelembe veszik a természetvédelmi szempontokat és a természetes folyamatokat, azonban éppen a fény és mikroklíma viszonyok tekintetében elkerülhetetlen két természetvédelmi szempontból kedvezőtlen állapot kialakítása, a vágásterületé (nem erdei fény és mikroklíma viszonyok) és a zárt fiatalosoké (maximálisan fényhiányos állapot).

Az avar és talaj kémiai és fizikai viszonyai elsősorban a nagygombák esetében voltak fontosak, a neutrálisabb viszonyok inkább a fánélő és talajlakó szaprotróf gombáknak kedvezőek, a tápanyagszegényebb, savanyúbb viszonyok inkább az ektomikorrhizásaknak. Érdekes, hogy a lágyszárúak esetében e változók szerepe kisebb volt a fényhez képest, bár általános jelenség, hogy tápanyagszegény, savanyú talajú erdő-típusokban inkább a fény a limitáló tényező (HARDTLE és mtsai 2003). Az általános aljzatviszonyok (avar, nyílt talajfelszín, holtfa borítás) gyakorlatilag az összes talajszinten megjelenő élőlénycsoport esetében fontosak. E tekintetben a legfontosabb a változatos aljzatviszonyok biztosítása, a különböző mikrohabitatok megkímélése a talajszinten. Ezt részben biztosítja a változatos fafajösszetétel, a finom léptékű bolygatások megjelenése, valamint a talajszinten felhalmozódó holtfa részleges visszahagyása.

A holtfa jelentősége elsősorban a hozzá közvetlenül kapcsolódó élőlénycsoportoknál (madarak, szaproxyl bogarak, fán élő gombák) mutatható ki, amelyeknél a holtfa eltérő formáinak (álló–fekvő, vastag–vékony) egyaránt van jelentősége. Napjainkra mind a természetvédelem, mind az erdőgazdálkodás felismerte a holtfa rendkívüli fontosságát az erdei biodiverzitás és erdővédelem tekintetében egyaránt, aminek hatására a holtfa mennyisége nagyobb a gazdálkodás alatt álló erdeinkben, mint 20–30 éve (CSÓKA és LAKATOS

2014). Az Őrség esetében azonban a holtfa viszonyok kedvezőtlenebbek, mint a középhegységeinkben. A holtfa változatos formáinak és folyamatos jelenlétének biztosítása tudatos szemléletet (odafigyelést) igényel a gazdálkodás során, viszont bármilyen üzemmódban megvalósítható, és jelentős mennyiségű holtfa visszahagyható különböző gazdálkodási szituációkban gyakorlatilag a gazdasági szempontok sérülése nélkül.

A fák méretének a hatása viszonylag kevés élőlénycsoportnál (mohák, madarak) jelent meg (bár ott nagy jelentőséggel). Ez a vártnál kisebb hatás volt, ami részben azzal magyarázható, hogy a fiatalabb állományokra nem terjedt ki a mintavétel, részben azzal, hogy az Őrségben az igazán nagy fák sajnos az idős állományokból is hiányzanak (illetve annyira ritkák, hogy az alkalmazott intenzitású, e tekintetben nem célzott mintavételbe nem kerültek bele). Ez elsősorban az évszázadok alatt jelenlevő emberi használattal magyarázható, aminek a kisparaszti szálalás sem kedvezett. Jelentős kihívása a régió erdőgazdálkodásának a nagyméretű fák denzitásának növelése, amit természetesen csak évtizedek alatt lehet elérni. Ezt a vágásos gazdálkodás során hagyásfák, hagyásfa-csoportok visszahagyásával, a szálalás esetében pedig nagyméretű egyedek tudatos megkímélésével lehet elérni. Feltételezhető, ha több lenne a nagy fa a régióban, akkor a biodiverzitásban betöltött szerepük is jobban érvényesülne, vagyis e vizsgálatban a vártnál kisebb hatásuk elsősorban hiányuknak tekinthető.

Szintén érdekesnek bizonyult, hogy a táji és történeti változók szerepe a vártnál kisebb volt, a legtöbb élőlénycsoport esetében a jelenlegi állomány léptékű környezeti változók fontosabbnak bizonyultak a közösségi jellemzőkben. A történeti változók esetében elképzelhető, hogy a táj évszázados intenzív használata miatt a fragmentációra, illetve az erdők átalakítására érzékeny fajok már eltűntek a fajkészletből (illetve annyira megritkultak, hogy nem kerültek a vizsgálatba). Viszont mivel a jelenlegi erdőszűlség magas (a mintában 90%, regionálisan 80%), a jelenlegi erdei fajkészletet a fragmentáció kevésbé korlátozza.

Lényeges kérdés, hogy a fenti környezeti változók közül melyek hatása érvényes általánosan (nagyobb földrajzi léptékben), és melyek a lokális (elsősorban az Őrségre alkalmazható) összefüggések. Az Őrség termőhely, tájhasználat és az erdők fajösszetétele szempontjából jelentősen eltér a vele szomszédos és a távolabbi tájaktól is. Országosan a túlevelű és a lombos fafajok természetes elegyedése kevésbé jellemző, valamint általában a fafaj diverzitás is kisebb. Ezért feltételezhető, hogy biodiverzitás szempontjából az Őrségben elsődleges jelentőségű elegyesség szerepe országosan kisebb. Szintén elképzelhető, hogy azokban a régiókban ahol az ember tájátalakító hatása kevésbé érvényesült, illetve később jelentkezett, fontosabbnak bizonyulnának mind a jelenlegi, mind a múltbeli táji

elemek. Ugyanakkor a többi biodiverzitást meghatározó összefüggés esetében (cserjeszint, faméret, holtfa, mikroklíma, fény, aljzatviszonyok, talaj- és avarváltozók) feltételezzük, hogy általános (az Őrségen kívül is érvényesülő) hatásokat tárnak fel. Ezek igazolására hasonló jellegű lokális vizsgálatok európai léptékű összehasonlító elemzésére lenne szükség.

Eddig elsősorban környezeti változókról, faállomány-szerkezetéről, fafajösszetételéről írtunk, azonban nem megkerülhető, hogy az ezeket kialakító fahasználatokat, üzemmódokat is értékeljük. A legtöbb biodiverzitás szempontjából meghatározó változó kedvező állapota elsősorban a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás mellett biztosítható a gazdálkodás alatt álló erdőkben. Vannak olyan fontos tényezők (pl. heterogén fényviszonyok, erdei mikroklíma fenntartása), amelyek a vágásos üzemmód esetében mindenképpen sérülnek. Ugyanakkor számos fontos tényező (fafaj diverzitás, nagy fák visszahagyása, holtfa biztosítása, cserjeszint kímélése) vágásos üzemmód mellett is fenntartható (bár jelentős odafigyelést igényel). Vágásos üzemmód esetében fontos a felújítási időszak elnyújtása, a természetes felújítás biztosítása, a cserjeszint kímélése, hagyásfa-csoportok a jelenleginél nagyobb arányú visszahagyása, holtfa visszatartása (természetesen keletkező holtfa állományban hagyása, fahasználatoknál holtfa visszahagyása). Azt gondolom, hogy a száraló üzemmódnak a jelenleginél nagyobb aránya lenne kedvező természetvédelmi szempontból, azonban a vágásos gazdálkodásnak (a két üzemmód párhuzamos jelenlétének) védett területeken is helye van, ez a táji szintű diverzitás szempontjából még kedvező is. Nagy jelentősége van a régióban a gazdálkodás alól kivont

erdőterületek biztosításának (jelenlegi arányuk megtartásának, sőt növelésének). Ezek egy részében természetvédelmi célú erdőkezelést érdemes folytatni, de fontos szerkezeti elemek gyorsabb kialakítása miatt, de fontos olyan állományok biztosítása is (pl. erdőrezervátum magterületek), ahol csak a természetes folyamatok érvényesülnek. Ennek az esettanulmánynak a legfontosabb üzenete talán az, hogy a vizsgált élőlénycsoportokat meghatározó legfontosabb tényezők, elsősorban a jelenlegi erdők faállományához kapcsolódnak, amelyet közvetlenül tud befolyásolni a gazdálkodás. Vagyis természetvédelmi szempontból igen nagy az erdőkezelő felelőssége az erdei élővilág szempontjából kedvező (vagy kedvezőtlen) viszonyok kialakításában.

Köszönetnyilvánítás

Bár e fejezetet egyedüli szerzőként írtam, az itt felsorolt eredmények egy sok résztvevőből álló kutatás során születtek, sokszerező publikációk adták szakmai háttérüket. Köszönöm mindenkinek, aki részt vett az Őrs-erdő projektben: Bidló András (talaj), Bodoncz László (mikroklíma), Dima Bálint (gombák), Király Ildikó (kéreglakó mohák), Kovács Bence (mikroklíma), Kövendi-Jakó Anna (mohák), Kutszegi Gergely (gombák), Lakatos Ferenc (bogarak), Lengyel Gábor (pókok), Mag Zsuzsa (madarak), Márialigeti Sára (növények, mohák), Mazál István (faállomány), Merényi Zsolt (gombák), Juri Nascimbene (zuzmók), Németh Balázs (faállomány, aljnövényzet), Samu Ferenc (pókok), Siller Irén (gombák), Takács Katalin (gombák), Tinya Flóra (fény), Turcsányi Gábor (gombák), Varga Torda (gombák).

A kutatás eredményei, publikációi megtalálhatók a <http://orserdo.okologia.mta.hu/honlapon>.

A kutatást az OTKA (D46045, K79158), a Magyar Zoltán Poszt-doktori Ösztöndíj, az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja és az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság támogatta, köszönet érte.

Irodalomjegyzék

- ABREGO, N. és SALCEDO, I. (2011): How does fungal diversity change based on woody debris type? A case study in Northern Spain. – *Ekologija* 57: 109–119.
- ÁDÁM, R., ÓDOR, P. és BÖLÖNI, J. (2013): The effects of stand characteristics on the understory vegetation in *Quercus petraea* and *Q. cerris* dominated forests. – *Community Ecology* 14(1): 101–109.
- ANGELSTAM, P. és MIKUSINSKI, G. (1994): Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. – *Annales Zoologicae Fennicae* 31: 157–172.
- ARCANUM (2006): *A második magyar katonai felmérés 1806–1869. DVD kiadvány.* – Arcanum Kft., Budapest.
- BARKMAN, J. J. (1958): *Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes.* – Van Gorcum, Assen, 628 pp.
- BARTHA, D. (1998): *Az őrségi erdők elemzése történeti ökológiai alapon.* – In: VÍG K. (szerk.): Húsz éves az Őrségi Tájvédelmi Körzet. Fertő-Hanság NP Igazgatóság, Sarród, pp. 59–68.
- BARTHA, D., GÁLHIDY, L., ASZALÓS, R., BODONCZI, L., BÖLÖNI, J., KENDERES, K., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T., SZMORAD, F. és TÍMÁR, G. (2007): *A magyarországi erdők természetessége.* WWF Füzetek 27. – WWF Magyarország, Budapest, 44 pp.
- BATES, J. W. és BROWN, D. H. (1981): Epiphyte differentiation

- between *Quercus petraea* and *Fraxinus excelsior* trees in a maritime area of South West England. – *Vegetatio* 48: 61–70.
- BATES, J. W., ROY, D. B. és PRESTON, C. D. (2004): Occurrence of epiphytic bryophytes in a 'tetrad' transects across southern Britain. 2. Analysis and modelling of epiphyte – environment relationships. – *Journal of Bryology* 26: 181–197.
- BELLÉR, P. (1997): *Talajvizsgálati módszerek.* – Egyetemi jegyzet, Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Termőhelyismeret-tani Tanszék, Sopron, 118 pp.
- BERECZKI, K., ÓDOR, P., CSÓKA, GY., MAG, ZS. és BÁLDI, A. (2014): Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service provided by birds in temperate oak forests. – *Forest Ecology and Management* 327: 96–105.
- BERG, A., GÄRDENFORS U., HALLINGBÄCK T. és NORÉN M. (2002): Habitat preferences of red-listed fungi and bryophytes in woodland key habitats in southern Sweden – analyses of data from a national survey. – *Biodiversity and Conservation*, 11: 1479–1503.
- BERG, B. és MCCLAUGHERTY, CH. (2014): *Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration.* – Springer Verlag, Berlin, 315 pp.
- BERGAMINI, A., PAULI, D., PEINTINGER, M. és SCHMID, B. (2001): Relationships between productivity, number of shoots

- and number of species in bryophytes and vascular plants. – *Journal of Ecology* **89**: 920–929.
- BERGLUND, H. és JONSSON, B. G. (2001): Predictability of plant and fungus species richness of old-growth boreal forest islands. – *Journal of Vegetation Science* **12**: 857–866.
- BERKI, I., NÉMETH, S., SIPOS, E. és STEFANOVITS, P. (1995): A Nyugat-dunántúli legfontosabb talajtípusainak rövid áttekintő ismertetése. – *Vasi Szemle* **49**: 481–517.
- BLASI, C., MARCHETTI, M., CHIAVETTA, U., ALEFFI, M., AUDISIO, P., AZZELLA, M.M., BRUNIALTI, G., CAPOTORTI, G., DEL VICO, E., LATTANZI, E., PERSIANI, A. M., RAVERA, S., TILIA, A. és BURRASCANO, S. (2010): Multi-taxon and forest structure sampling for identification of indicators and monitoring of old-growth forest. – *Plant Biosystems* **144**: 160–170.
- BODDY, L. (2001): Fungal community ecology and wood decomposition processes in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris. – *Ecological Bulletins* **49**: 43–56.
- BODDY, L. és HEILMANN-CLAUSEN, J. (2008): *Basidiomycete community development in temperate angiosperm wood*. – In: BODDY, L., FRANKLAND, J. C. és VAN WEST, P. (szerk.): Ecology of saprotrophic basidiomycetes. The British Mycological Society, Academic Press, London, pp. 211–237.
- BÖLÖNI, J., MOLNÁR, Zs. és KUN, A. (2011): *Magyarország élőhelyei. Vegetáció típusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011*. – MTA ÖBKI, Vácrátót, 439 pp.
- BUÉE, M., MAURICE, J. P., ZELLER, B., ANDRIANARISOA, S., RANGER, J., COURTECUISSE, R., MARÇAIS, B. és LE TACON, F. (2011): Influence of tree species on richness and diversity of epigeous fungal communities in a French temperate forest stand. – *Fungal Ecology* **4**: 22–31.
- COOLS, N. és DE VOS, B. (2010): *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Sampling and analysis of soil. Manual Part X*. – UNECE, ICP Forests, Hamburg, 208 pp.
- CSÓKA, Gy. és LAKATOS, F. (szerk.) (2014): *A holtfa. Silva naturalis Vol. 5*. – Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 261 pp.
- DONALD, P. F., FULLER, R. J., EVANS, A. D. és GOUGH, S. J. (1998): Effects of forest management and grazing on breeding bird communities in plantations of broadleaved and coniferous trees in western England. – *Biological Conservation* **85**: 183–197.
- DÖVÉNYI, Z. (2010): *Magyarország Kistájainak katasztere*. – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 pp.
- DZWONKO, Z. és GAWRONSKI, S. (2002): Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak–pine woodland. – *Biological Conservation* **106**: 389–398.
- ELLIS, C. J. (2012): Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait based review. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **14**: 131–152.
- FARAWAY, J. J. (2005): *Linear models with R*. – Chapman and Hall, London, 242 pp.
- FERRIS, R., PEACE, A. J. és NEWTON, A. C. (2000): Macrofungal communities of lowland Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karsten.] plantations in England: relationships with site factors and stand structure. – *Forest Ecology and Management* **131**: 255–267.
- FRANK T. (szerk.) (2000): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. MME és Pro Silva Hungaria, Eger, 189 pp.
- FRELICH, L. E. (2002): *Forest dynamics and disturbance regimes*. – Cambridge University Press, Cambridge, 266 pp.
- FRISVOLL, A. A. és PRESTO, T. (1997): Spruce forest bryophytes in central Norway and their relationship to environmental factors including modern forestry. – *Ecography* **20**: 3–18.
- FRITZ, Ö., GUSTAFSSON, L. és LARSSON, K. (2008): Does forest continuity matter in conservation? – A study of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests of southern Sweden. – *Biological Conservation* **141**: 655–668.
- FULLER, R. J. (1995): *Bird life of woodland and forest*. – Cambridge University Press, Cambridge, 260 pp.
- GEBUREK, T., MILASOWSKY, N., FRANK, G., KONRAD, H. és SCHADAUER, K. (2010): The Austrian Forest Biodiversity Index: all in one. – *Ecological Indicators* **10**: 753–761.
- GUSTAFSSON, L. és ERIKSSON, I. (1995): Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. – *Journal of Applied Ecology* **32**: 412–424.
- GYÖNGYÖSSY, P. (2008): *Gyántásország. Történeti adatok az Őrségi erdők erdészeti és természetvédelmi értékeléséhez*. – Ke-rekerdő Alapítvány, Szombathely, 110 pp.
- HARDTLE, W., VON OHEIMB, G. és WESTPHAL, C. (2003): The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig–Holstein). – *Forest Ecology and Management* **182**: 327–338.
- HART, S. A. és CHEN, H. Y. H. (2006): Understorey vegetation dynamics of North American boreal forests. – *Critical Review of Plant Sciences* **25**: 381–397.
- HEILMANN-CLAUSEN, J., AUDE, E. és CHRISTENSEN, M. (2005): Cryptogam communities on decaying deciduous wood – does tree species diversity matter? – *Biodiversity and Conservation* **14**: 2061–2078.
- HEILMANN-CLAUSEN, J., AUDE, E., VAN DORT, K. W., CHRISTENSEN, M., PILTAVER, A., VEERKAMP, M. T., WALLEYN, R., SILLER, I., STANDOVÁR, T. és ÓDOR, P. (2014): Communities of wood-inhabiting bryophytes and fungi on dead beech logs in Europe – reflecting substrate quality or shaped by climate and forest conditions? – *Journal of Biogeography* **41**: 2269–2282.
- HEINSELMAN, M. L. (1981): *Fire and succession in the conifer forests of northern North America*. – In: WEST, D. C., SHUGART, H. H. és BOTKIN, D. B. (szerk.): Forest succession. Springer Verlag, New York, pp. 374–405.
- HERMY, M. és VERHEYEN, K. (2007): Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. – *Ecological Restoration* **22**: 361–371.
- HEWSON, C. M., AUSTIN, G. M., GOUGH, S. J. és FULLER, R. J. (2011): Species-specific responses of woodland birds to stand-level habitat characteristics: The dual importance of forest structure and floristics. – *Forest Ecology and Management* **261**: 1224–1240.
- IRWIN, S., PEDLEY, S. M., COOTE, L., DIETZSCH, A. C., WILSON, M. W., OXBROUGH, A., SWEENEY, O., MOORE, K. M., MARTIN, R., KELLY, D. L., MITCHELL, F. J. G., KELLY, T. C. és O'HALLORAN, J. (2014): The value of plantation forests for plant, invertebrate and bird diversity and the potential for cross-taxon surrogacy. – *Biodiversity and Conservation* **23**: 697–714.
- JONSSON, B. G. és JONSELL, M. (1999): Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. – *Biodiversity and Conservation* **8**: 1417–1433.
- KELEMEN, K., KRIVÁN, A. és STANDOVÁR, T. (2014): Effects of land-use history and current management on ancient woodland herbs in Western Hungary. – *Journal of Vegetation Science* **25**: 172–183.
- KERNAGHAN, G., WIDDEN, P., BERGERON, Y., LÉGARÉ, S. és PARÉ, D. (2003): Biotic and abiotic factors affecting ectomycorrhizal diversity in boreal mixed-woods. – *Oikos* **102**: 497–504.

- KIRÁLY, I. és ÓDOR, P. (2010): The effect of stand structure and tree species composition on epiphytic bryophytes in mixed deciduous-coniferous forests of Western Hungary. – *Biological Conservation* **143**: 2063–2069.
- KIRÁLY, I., NASCIBENE, J., TINYA, F. és ÓDOR, P. (2013): Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. – *Biodiversity and Conservation* **22**: 209–223.
- KORENKO, S., KULA, E., SIMON, V., MICHALKOVA, V. és PEKAR, S. (2011): Are arboreal spiders associated with particular tree canopies? – *North-Western Journal of Zoology* **7**: 261–269.
- KUTSZEGI, G., SILLER, I., DIMA, B., TAKÁCS, K., MERÉNYI, Zs., VARGA, T., TURCSÁNYI, G., BIDLÓ, A. és ÓDOR, P. (2015): Drivers of macrofungal species composition in temperate forests, West Hungary: functional groups compared. – *Fungal Ecology* **17**: 69–83.
- KUUSAAARI, M., BOMMARCO, R., HEIKKINEN, R. K., HELM, A., KRAUSS, J., LINDBORG, R., OCKINGER, E., PARTEL, M., PINO, J., RODA, F., STEFANESCU, C., TEDER, T., ZOBEL, M. és STEFFAN-DEWENTER, I. (2009): Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. – *Trends in Ecology and Evolution* **24**: 564–571.
- KÜFFER, N., GILLET, F., SENN-IRLET, B., ARAGNO, M., és JOB, D. (2008): Ecological determinants of fungal diversity on dead wood in European forests. – *Fungal Diversity* **30**: 83–95.
- LAKATOS, F., VÖRÖS, M. és PATAKI, B. (2014): *Adatok az Őrség és a szalafői őserdő erdőrezervátum (ER-53) xylofág bogárfaunájához*. – In: BARTHA, D. és HORVÁTH, J. (szerk.): *A Szalafői Őserdő. Silva naturalis* Vol. 3. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, pp. 157–162.
- LENCINAS, M. V., PASTUR, G. M., ANDERSON, C. B. és BUSO, C. (2008): The value of timber quality forests for insect conservation on Tierra del Fuego Island compared to associated non-timber quality stands. – *Journal of Insect Conservation* **12**: 461–475.
- LEWANDOWSKI, A. S., NOSS, R. F. és PARSONS, D. R. (2010): The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. – *Conservation Biology* **24**: 1367–1377.
- LINDENMAYER, D. B. és FRANKLIN, J. F. (2002): *Conserving forest biodiversity*. – Island Press, Washington, 352 pp.
- MACDONALD, S. E. és FENNIAC, T. E. (2007): Understory plant communities of boreal mixedwood forests in western Canada: Natural patterns and response to variable-retention harvesting. – *Forest Ecology and Management* **242**: 34–48.
- MAG, Zs. és ÓDOR, P. (2015): The effect of stand-level habitat characteristics on breeding bird assemblages in Hungarian temperate mixed forests. – *Community Ecology* **16**: 156–166.
- MAGURRAN, A. E. (2004): *Measuring biological diversity*. – Blackwell Publishing, Oxford, 264 pp.
- MÁRIALIGETI, S., NÉMETH, B., TINYA, F. és ÓDOR, P. (2009): The effects of stand structure on ground-floor bryophyte assemblages in temperate mixed forests. – *Biodiversity and Conservation* **18**: 2223–2241.
- MCGEE, G. G. és KIMMERER, R. W. (2002): Forest age and management effects on epiphytic bryophyte communities in Adirondack northern hardwood forests, New York, U.S.A. – *Canadian Journal of Forest Research* **32**: 1562–1576.
- MEZAKA, A., BRUMELIS, G. és PITERANS, A. (2012): Tree and stand-scale factors affecting richness and composition of epiphytic bryophytes and lichens in deciduous woodland key habitats. – *Biodiversity and Conservation* **21**: 3221–3241.
- MOSKÁT, Cs. és FUISZ, T. (1992): *Forest management and bird communities in the beech and oak forests of the Hungarian Mountains*. – In: HAGEMEIJER, E. J. M. és VERSTRAEL, T. J. (szerk.): *Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, The Netherlands, Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen*, pp. 29–38.
- NASCIBENE, J., MARINI, L. és NIMIS, P. L. (2009a): Influence of tree species on epiphytic macrolichens in temperate mixed forests of northern Italy. – *Canadian Journal of Forest Research* **39**: 785–791.
- NASCIBENE, J., MARINI, L., MOTTA, R. és NIMIS, P. L. (2009b): Influence of tree age, tree size and crown structure on lichen communities in mature Alpine spruce forests. – *Biodiversity and Conservation* **18**: 1509–1522.
- NASCIBENE, J., MARINI, L. és ÓDOR, P. (2012): Drivers of lichen species richness at multiple spatial scales in temperate forests. – *Plant Ecology and Diversity* **5**: 355–363.
- NASCIBENE, J., THOR, G. és NIMIS, P. L. (2013): Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe – A review. – *Forest Ecology and Management* **298**: 27–38.
- NORDEN, B., PALTTO, H., CLAESSON, C. és GOTMARK, F. (2012): Partial cutting can enhance epiphyte conservation in temperate oak-rich forests. – *Forest Ecology and Management* **270**: 35–44.
- NOSS, R. F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity – a hierarchical approach. – *Conservation Biology* **4**: 355–364.
- ÓDOR, P. és VAN HEES, A. F. M. (2004): Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. – *Journal of Bryology* **26**: 79–95.
- ÓDOR, P., KIRÁLY, I., TINYA, F., BORTIGNON, F. és NASCIBENE, J. (2013): Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. *Forest Ecology and Management* **306**: 256–265.
- ÓDOR, P., SZURDOKI, E. és TÓTH, Z. (2002): *Az Őrségi Tájvédelmi Körzet főbb élőhelyeinek mohavegetációja*. – *Kanitzia* **10**: 15–60.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., HENRY, M., STEVENS, H. és WAGNER, H. (2011): *vegan: community ecology package. R package version 2.0-1*. – <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- PEARCE, J. L., VENIER, L. A., ECCLES, G., PEDLAR, J. és MCKENNEY, D. (2004): Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. – *Biodiversity and Conservation* **13**: 1305–1334.
- PETERKEN, G. F. (1996): *Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions*. – Cambridge University Press, Cambridge, 540 pp.
- PETHŐ, J. (1998): *Erdőgazdálkodás az Őrségben*. – In: VÍG, K. (szerk.): *Húsz éves az Őrségi Tájvédelmi Körzet*, Konferenciakötet, Szombathely–Szentgotthárd, pp. 69–74.
- PLUE, J., VAN GILS, B., DE SCHRIJVER, A., PEPLER-LISBACH, C., VERHEYEN, K. és HERMY, M. (2013): Forest herb layer response to long-term light deficit along a forest developmental series. – *Acta Oecologia* **53**: 63–72.
- PÓCS, T. (1968): *A magyarországi túlevelű erdők cönológiai és ökológiai viszonyai*. – Kézirat, Kandidátusi Értekezés., Eger, 186 pp.
- PODANI, J. (1997): *Bevezetés a többváltozós adatfeltárás rejtelmeibe*. – Scientia Kiadó, Budapest, 412 pp.
- REICZIGEL, J., HARNOS, A. és SOLYMOSI, N. (2007): *Biostatistika nem statisztikusoknak*. – Pars Kft., Nagykovácsi, 455 pp.
- RENVALL, P. (1995): Community structure and dynamics of

- wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. – *Karstenia* **35**: 1–51.
- ROSENVALD, R., LOHMUS, A., KRAUT, A. és REMM, L. (2011): Bird communities in hemiboreal old-growth forests: The roles of food supply, stand structure, and site type. – *Forest Ecology and Management* **262**: 1541–1550.
- SAMU, F., LENGYEL, G., SZITA, É., BIDLÓ, A. és ÓDOR, P. (2014): The effect of forest stand characteristics on spider diversity and species composition in deciduous-coniferous mixed forests. – *Journal of Arachnology* **42**: 135–141.
- SILLER, I., KUTSZEGI, G., TAKÁCS, K., VARGA, T., MERÉNYI, Zs., TURCSÁNYI, G., ÓDOR, P. és DIMA, B. (2013): Sixty-one macrofungi species new to Hungary in Őrség National Park. – *Mycosphere* **4**: 871–924.
- SIMARD, S. W., BEILER, K. J., BINGHAM, M. A., DESLIPPE, J. R., PHILIP, L. J. és TESTE, F. P. (2012): Mycorrhizal networks: Mechanisms, ecology and modelling. – *Fungal Biology Reviews* **26**: 39–60.
- SIMBERLOFF, D. (1998): Flagships, umbrellas, and keystones: is single species management passé in the landscape era? – *Biological Conservation* **83**: 247–257.
- SIPPOLA, A. L., MÖNKKÖNEN, M. és RENVALL, P. (2005): Polypore diversity in the herb-rich woodland key habitats of Koli National Park in eastern Finland. – *Biological Conservation* **126**: 260–269.
- SOPP, L. és KOLOZS, L. (2000): *Fatömegszámítási táblázatok*. – Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest, 271 pp.
- STANDOVÁR, T. és KENDERES, K. (2003): A review on natural stand dynamics in beechwoods of East Central Europe. – *Applied Ecology and Environmental Research* **1–2**: 19–46.
- STANDOVÁR, T. és PRIMACK, R. P. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 271 pp.
- STEFANOVITS, P., FILEP, Gy. és FÜLEKI, Gy. (1999): *Talajtan*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 470 pp.
- STOKLAND, J. N., SIITONEN, J. és JONSSON, B. G. (2012): *Biodiversity in dead wood*. – Cambridge University Press, Cambridge, 509 pp.
- TALBOT, J. M., BRUNS, T. D., SMITH, D. P., BRANCO, S., GLASSMAN, S. I., ERLANDSON, S., VILGALYS, R. és PEAY, K. G. (2013): Independent roles of ectomycorrhizal and saprotrophic communities in soil organic matter decomposition. – *Soil Biology and Biochemistry* **57**: 282–291.
- TARVAINEN, O., MARKKOLA, A. M. és STRÖMMER, R. (2003): Diversity of macrofungi and plants in Scots pine forests along an urban pollution gradient. – *Basic and Applied Ecology* **4**: 547–556.
- TER BRAAK, C. J. F. és SMILAUER, P. (2002): *Canoco 4.5*. – Biometris, Wageningen and Ceske Budejovice, 500 pp.
- THE R DEVELOPMENT CORE TEAM (2012): *R. 2.15.2. A language and environment for statistical computing*. – www.r-project.org.
- THOMAS, P. A. és PACKHAM, J. R. (2007): *Ecology of woodlands and forests*. – Cambridge University Press, Cambridge, 528 pp.
- TÍMÁR, G. (2002): *A Vendvidék erdeinek értékelése új nézőpontok alapján*. – Doktori Értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, 141 pp.
- TÍMÁR, G., ÓDOR, P. és BODONCZI, L. (2002): Az Őrségi Tájvédelmi Körzet erdeinek jellemzése. – *Kanitzia* **10**: 109–135.
- TINYA, F., MÁRIALIGETI, S., KIRÁLY, I., NÉMETH, B. és ÓDOR, P. (2009a): The effect of light conditions on herbs, bryophytes and seedlings of temperate mixed forests in Őrség, Western Hungary. – *Plant Ecology* **204**: 69–81.
- TINYA, F., MIHÓK, B., MÁRIALIGETI, S., MAG, Zs. és ÓDOR, P. (2009b): A comparison of three indirect methods for estimating understory light at different spatial scales in temperate mixed forests. – *Community Ecology* **10**: 81–90.
- TURKINGTON, R., JOHN, E., KREBS, C. J., DALE, M. R. T., NAMS, V. O., BOONSTRA, R., BOUTIN, S., MARTIN, K., SINCLAIR, A. R. E. és SMITH, J. N. M. (1998): The effects of NPK fertilization for nine years on boreal forest vegetation in northwestern Canada. – *Journal of Vegetation Science* **9**: 333–346.
- VERHEYEN, K., GUNTENSPERGEN, G. R., BIESBROUCK, B. és HERMY, M. (2003): An integrated analysis of the effects of past land use on forest herb colonization at the landscape scale. – *Journal of Ecology* **91**: 731–742.
- VOCKENHUBER, E. A., SCHERBER, C., LANGENBRUCH, C., MEISSNER, M., SEIDEL, D. és TSCHARNTKE, T. (2011): Tree diversity and environmental context predict herb species richness and cover in Germany's largest connected deciduous forest. – *Perspectives of Plant Ecology Evolution and Systematics* **13**: 111–119.
- VÖRÖS, A. (1970): Az Őrségi gazdálkodás az úrbérrendezéstől a XX. század elejéig. – In: Vas megye múltjából III., Levéltári évkönyv, pp. 217–235.
- WHIGHAM, D. F. (2004): Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **35**: 583–621.
- WILSON, M. W., PITHON, J., GITTINGS, T., KELLY, T. C., GILLER, P. S. és O'HALLORAN, J. (2006): Effects of growth stage and tree species composition on breeding bird assemblages of plantation forests: Capsule Bird species assemblages are strongly dependent on growth stage and forest structure, but do not appear to be greatly affected by tree species composition. – *Bird Study* **53**: 225–236.
- ZIESCHE, T. M. és ROTH, M. (2008): Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? – *Forest Ecology and Management* **255**: 738–752.

Drivers of forest biodiversity in Órség National Park: *A conservation biological case study considering many organism groups*

Péter Ódor

*MTA Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany
Alkotmány u. 2–4, H–2163 Vácraátót, Hungary
E-mail: odor.peter@okologia.mta.hu*

Relationships between environmental variables and biodiversity were studied in temperate mixed forests of the Órség region for many groups of organism (herbs, saplings, bryophytes, lichens, fungi, saproxyl and ground beetles, spiders, birds). The most influential environmental variables were explored for their effect on species richness, species and functional composition of the assemblages. Tree species composition, stand structure, light, microclimate, soil and litter conditions, landscape and historical factors were involved as environmental variables.

Tree species diversity was the most important factor for forest biodiversity in the region. It influenced the diversity of herbs, seedlings, forest floor and epiphytic bryophytes, epiphytic lichens and spiders. For hole-nesting birds, tree size was the most important determinant. Shrub density increased the diversity of bryophytes, lichens, spiders and ground beetles. The amount of light influenced herbs, seedlings and epiphytic lichens. Cool microclimate increased the diversity of mycorrhiza and saprotrophic fungi. Dead wood was important for forest floor bryophytes, saproxylic fungi, and hole-nesting birds. The effect of landscape and historical factors was lower than that of recent stand level variables.

For biodiversity conservation, the most important elements of the region were tree species diversity, shrub density, heterogeneous light conditions, dead wood and forest microclimate. These conditions are provided by continuous forest cover forestry using tree selection silvicultural system.

Key words: forest biodiversity, forest management, stand structure, Órség National Park, vascular plants, bryophytes, lichens, fungi, beetles, spiders, birds

A hazai kopárfásítások áttekintése a Keszthelyi-hegységben bekövetkezett feketefenyő pusztulás kapcsán

Óvári Miklós

8900 Zalaegerszeg, Gorkij u. 1/d. E-mail: miki58@indamail.hu

Hazánkban a korábbi időszakban a dolomit- és mészkő kopárokon, valamint a homokpusztákon sokhelyütt tájidegen feketefenyő ültetvényeket létesítettek. A kopárok fásításának célja kettős volt, egyrészt a faanyagtermelés, másrészt, hogy a területen újból meginduljon a talajképződés. A fenyvesek az eltelt több mint száz évben az elvárt gazdasági hasznot nem produkálták, a minőségi ipari fa termelése nem sikerült. A klímaváltozás, időjárási kilengések a feketefenyőre kedvezőtlenül hatottak, így az utóbbi néhány évben állományai nagy területen pusztulásnak indultak. A problémák általános ismertetésén túl célunk a Keszthelyi-hegységben történt letermelések tapasztalatainak, természetvédelmi következményeinek bemutatása, megvitatása.

Kulcsszavak: *Pinaceae*, *Pinus nigra*, inváziós fajok, Keszthelyi-hegység, erdészet, feketefenyő-pusztulás, természetvédelem

Bevezetés

Napjainkban a prognózisokból mindinkább valósággá váló éghajlatváltozás és az ezzel együtt járó globális felmelegedés számos kézzelfogható bizonyítékát láthatjuk. A déli eredetű flóra- és faunaelemek megjelenése az északi tájakon, mint a korábban csak a baranyai „szubmediterrán szigetekről” ismert majomkosbor (*Orchis simia*) előkerülése a Bakonyban és a Mátrában (MOLNÁR 2011), vagy a két évtizede megjelent spanyol csupaszcsiga (*Arion lusitanicus*) hazai inváziója mind a felmelegedési folyamatot látszanak megerősíteni. Az idején nyáron tapasztalt hosszan elhúzódó kánikula és az öt esetben elrendelt hőségriadó is borús jövőképet rajzol fel, melyre a tudóstársadalom is már korábban rámutatott (IPCC 2007). Ám, mint minden változásnak, az éghajlatváltozásnak is vannak nyertesei és vesztesei. A tájidegen, főképp az inváziós fajokat, általában a verseny nyertesei közt szokták emlegetni, de ebben a sorban a feketefenyő kivétel, mely e változások vesztesei közé tartozik.

A hazai telepített feketefenyvesekben már a múlt században több alkalommal is megfigyeltek lokális pusztulásokat, ám a Keszthelyi-hegységben az elmúlt években megjelent száradás nagyságrendje túlmutat minden korábbi eseten.

Mára már ismertté vált, hogy milyen történések, változások, előre nem látható problémák vezettek a hazai faállománnyal borított terület 3,4%-át kitevő feketefenyő tömeges pusztulásához. A probléma orvoslása, nevezetesen a beteg, illetve elpusztult feketefenyő állománynak a letermelése, annak módja és ha-

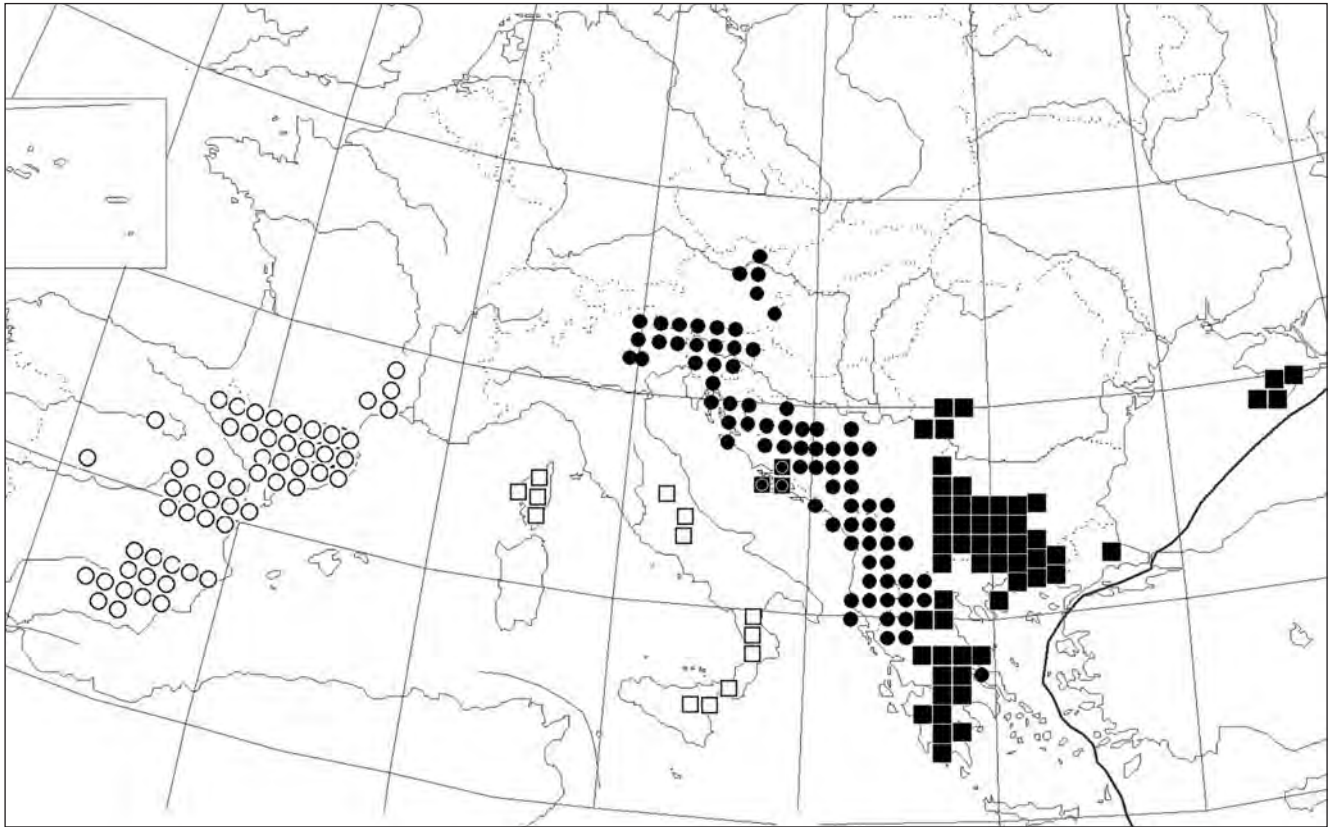
tásai azonban számos kérdést vetnek fel, többek közt természetvédelmi jellegűeket is, hiszen az érintett terület túlnyomó része többszintű, hazai és nemzetközi védettséget élvez (nemzeti parki és Natura 2000 terület).

A *Pinus nigra* elterjedése, természetes előfordulásai Európában

A *Pinus nigra* természetes elterjedése Európában

A feketefenyő hazai problematikájának megértése előtt célszerű egy tágabb nézőpontban a nemzetség áttekintése. A *Pinus* nemzetség Európa legnépesebb fenyőnemzetségét alkotja. A 12 faj és 5 alfaj összesített areája szinte lefedi a kontinenst, csupán a Kárpátoktól keletre az ukrán sztyeppén, valamint hazánk nagy részéről és a délvidéki Szlavóniából hiányzik (1. ábra).

A *Pinus nigra* öt alfajával a nemzetség egyik jellegzetes csoportját alkotja. Elterjedési területeként többnyire Dél-Európa és Kis-Ázsia van megadva, ám a legújabb besorolások szerint areája csupán Európában található. A törzsalak (*Pinus nigra* ssp. *nigra*) a Bécsi-medencében éri el elterjedésének északi határát, majd a Délkeleti-Alpoktól a Dinári-hegységen át egészen az észak-görög hegyekig húzódik. Az anatóliai feketefenyő (*Pinus nigra* ssp. *pallasiana*) közép-keleti, balkáni flóraelem, egy elszigetelt állo-



1. ábra. A *Pinus nigra* elterjedése Európában. Jelmagyarázat: (forrás: Flora Europaea Database) ◼ *Pinus nigra* ssp. *dalmatica*, ◼ *Pinus nigra* ssp. *pallasiana*, ○ *Pinus nigra* ssp. *salzmannii*, ◻ *Pinus nigra* ssp. *laricio*, ● *Pinus nigra* ssp. *nigra*

mánya a Krímben él. A *Pinus nigra* ssp. *dalmatica* a horvát archipelago szikláinak benmszülött fenyője (LIBER és mtsai 2002). A korszikai fenyő (*Pinus nigra* ssp. *laricio*) Korfika és Szicília mellett az itáliai félsziget déli hegyvidéki tájain honos, míg a Salzman-feketefenyő (*Pinus nigra* ssp. *salzmannii*) a Pireneusi-félsziget keleti részén terjedt el.

Hazánk természetes flórájában a nemzetséget egy faj képviseli, az eurázsiai elterjedésű erdeifenyő (*Pinus sylvestris*). Érdeemes megjegyezni, hogy a hazai erdeifenyő állományok természetessége is sok vitát váltott ki a szakemberek körében. Hazai állományainak többsége betelepített, de KÁROLYI és PÓCS (1968) a Délnyugat-Dunántúlon a Letenye–Zalaegerszeg vonaltól nyugatra őshonosnak tartotta. Az Alpoknál (Velem) és a Bakonyalján (Fenyőfő) élő reliktum állományait is őshonosnak vélik, utóbbi előfordulással kapcsolatosan a kérdés alapos feldolgozását MAJER (1988) munkájában olvashatjuk.

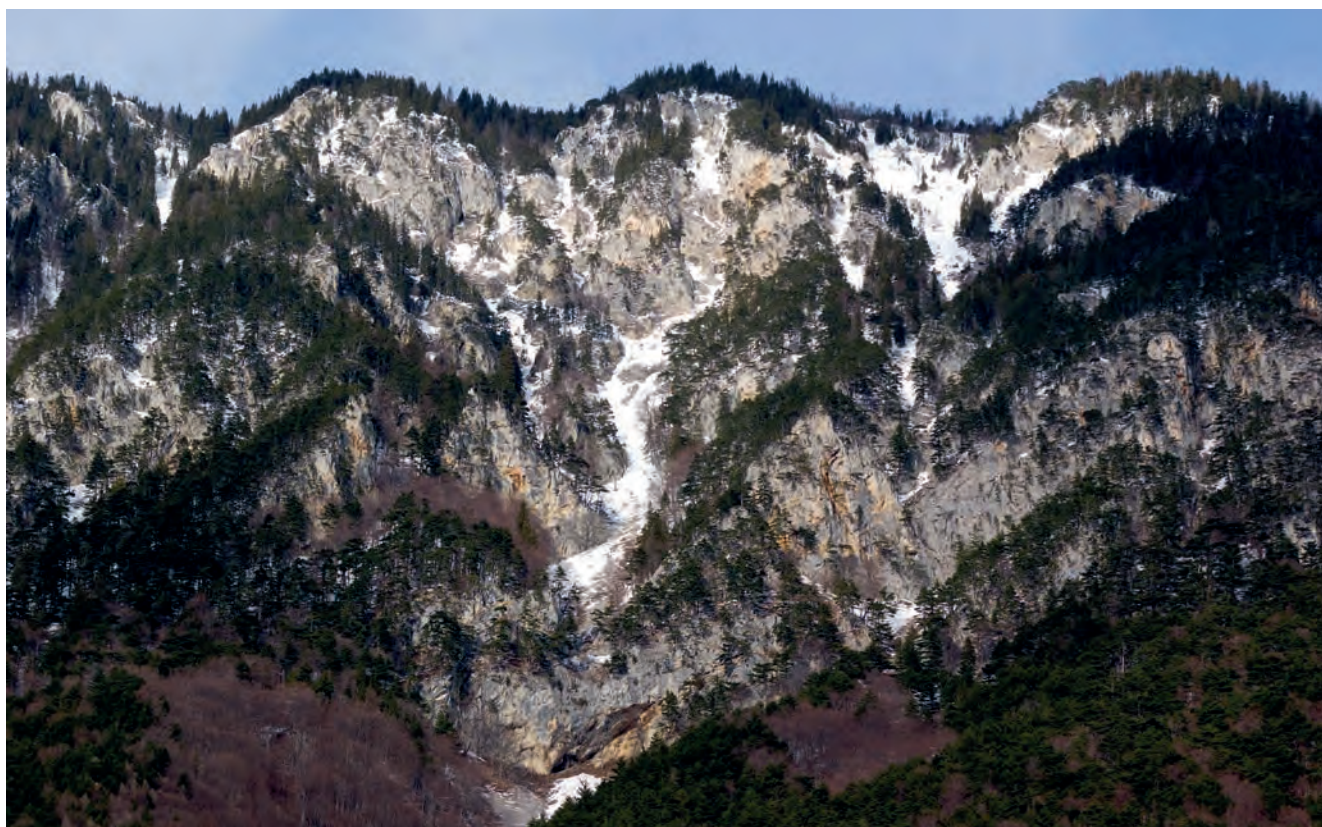
A *Pinus nigra* természetes előfordulásainak természeti viszonyai

A hazai fenyőtelepítések okozta természetvédelmi problémák tárgyalása kapcsán érdemes a feketefenyő természetes, eredeti termőhelyeire is kitekinteni, hiszen az ott tapasztaltakkal való összevetés adhat csak egzakt eredményt. A legelső, azonnal szembe ötlő különbség az állományok törzsszámában és záródá-

sában mutatkozik. A hazai gyakorlat következtében nálunk az ültetvények megszokott képe, fiziognómiája tömszerű, zárt, mely merőben távol áll a feketefenyő természetes előfordulásain tapasztaltaktól, ott ugyanis az állomány mindig ligetes, laza szerkezetű, a hazai erdősítések egyedsűrűségét meg sem közelíti.

Ugyancsak fontos tényező, hogy többnyire lombhullató fajokkal elegyes erdőket alkot. Ezek a dél-európai területeken a virágos köris (*Fraxinus ornus*), keleti gyertyán (*Carpinus orientalis*) és komlógyertyán (*Ostrya carpinifolia*), mely fajokkal gyakorta társulást alkot (Horvátországban illír körises feketefenyves). A ligetes megjelenés és az abból adódó jó fényviszonyok következtében gypszintjük fajgazdag. Elterjedésének északi peremén, a kelet-alpoki Raxalpe meredek szikláin, köves oldalain a tarka nyúlfarkfű (*Sesleria variegata*) és az alpesi hanga (*Erica carnea*) teljesen beborítja a gypszintet az idős feketefenyők alatt. A közelben a Schwarza folyó fölött emelkedő délies mészkősziklák meredek lejtőin, a keskeny párkányokon is meghatározó a *Pinus nigra* jelenléte (2. ábra). A hazai telepített állományokhoz hasonló megjelenésűek Bécs mellett, Mödlingnél láthatók (ZUKRIGL 1999). A Bánátban és a Déli-Kárpátokban élő reliktum állományok természeti értékét jelzi, hogy a Natura 2000 hálózat létrehozásánál jelölő élőhelyként szolgált (KADLEČÍK és mtsai 2014).

A feketefenyők egyedsűrűsége, a törzsek „hálózata” szoros összefüggést mutat a termőhely gyp- és



2. ábra. A *Pinus nigra* a Schwarza folyó fölötti sziklafal párkányain (fotó: Óvári Miklós)

cserjeszintjének természetességével. Amíg például a hazai dolomítkopárokra telepített sűrű ültetésű feketefenyvesek az árvalányhajás asszociáció pusztulását eredményezték, addig a horvát tengerparti szigeteken élő dalmáciai feketefenyő gyepszintjének társulásalkotó faja az ismert gyógy- és fűszernövény, az orvosi zsálya (*Salvia officinalis*) mellett a pusztai árvalányhaj (*Stipa pennata*) (RADOVAN 1964). A déli mediterrán régióban is ugyanez tapasztalható: Cipruson az Olimposz hegyen a száraz, szinte nudum sziklákon élő idős, ritkás feketefenyők alatt a tavaszi hóolvadást követően több egyszikű nyílik, mint a Hartmann-sáfrány (*Crocus hartmannianus*), cilíciai csillagvirág (*Scilla cilicica*), de az ugyanúgy endemikus tródoszi kosbor (*Orchis trodii*) is kizárólag a Tródosz-hegység fenyveseiben él. Sokfelé megfigyelhető, hogy a fenyők alatt fejlett mediterrán bozót található; például az extrém ritka bangó faj (*Ophrys lesbis*) Leszboszon kizárólag az aleppói fenyők (*Pinus halepensis*) alatti frigánában él.

Kissé távolabbra tekintve, Afrika atlanti partjaitól nyugatra Tenerife szigetén a kanári feketefenyő (*Pinus canariensis*) állományjaiban helyenként az oszlopkaktuszokra emlékeztető kanári kutyatej (*Euphorbia canariensis*) és a kövirózsa rokonságú *Eonium* fajok is megtalálhatók. Ezen az európai fenyvesekhez képest egzotikus megjelenésű termőhelyen olyan bennszülött és ritka orchideafajok élnek, mint a *Barlia metlesicsiana*, *Habenaria tridactylites*, *Gennaria diphylla* (BRAMWELL 1997, SCHÖNFELDER 2012).

Összességében megállapítható, hogy a feketefenyő természetes élőhelyei a táji környezetbe szervesen illeszkedő, botanikailag sokszínű, értékes területek, melyek sok esetben ritka, endemikus fajok számára biztosítanak megfelelő termőhelyet. A dél-európai, főképp a mediterrán tájban a spontán természetes folyamatok jobban érvényesülnek, pedig ott kisebb az erdők kiterjedése, a fák fejlődése is lassabb, mint a hazai viszonyok között.

A hazai kopárfásítás áttekintése

A *Pinus nigra* hazai telepítésének története, előzményei

A hazai feketefenyő telepítések nem mai keletűek, azok már a XIX. század derekán megkezdődtek. Céljuk a kopárok hasznosítása, további kiterjedésük megakadályozása, valamint a mezőgazdasági szempontból értéktelen területeken faipari nyersanyag termesztése volt. A kérdés magától értetődően két sarokpontja a „mit és hova telepíthetünk?” lett. A „hova” kérdésre adott válasz a maga nemében racionális volt, nyilvánvalóan a mezőgazdasági szempontból értéktelen területek jöttek számításba, hiszen a lakosság ellátását biztosító, jó termőképességű, magas aranykorona értékű szántó- és gyepterületek erdősítése az akkori agrár-berendezkedésű termelői struktúrában elképzelhetetlen volt. A gyenge fűhoza-

mú, illetve takarmányértékű területek közül a köves kopárokra esett a választás, melyekhez később társult az alföldi homok megkötésének lehetősége is. Ennek megfelelően az erdőtelepítések célterületei elsősorban a középhegységek fátlan, csupasz mészkő- és dolomítkopárai lettek. A feketefenyő-telepítés további helyszínei az alföldi homokpuszták, ahol a homok megkötése volt az elsődleges cél. A magyar rónák homokfásításának feldolgozása jelen munkának a terjedelmén túlmutat, ezért ennek tárgyalásával most nem foglalkozom.

A fenyőültetvények fő fafajának a feketefenyőt (*Pinus nigra*) választották. Hogy miért erre a fajra esett a választás, azt bizonyára döntően meghatározta, hogy természetes állományai is szélsőséges termőhelyeken élnek. A hegyvidéki tájak, főképp a Kárpátok erdőségeiben több olyan fenyőfaj is él, melynek hasznosítása már régóta ismert volt, azonban a magasabb szinteken termő luc-, jegenye- és vörösfenyővel való erdősítés a medence belsejében lévő sík- és alacsony dombvidéken minden bizonnyal kudarcba fulladt volna. A feketefenyő-telepítés hőskorának eufóriájáról kiváló korrajzot ad Székely Mihály az Erdészeti Lapok hasábjain az 1800-as évek második felében megjelent írása: „Kevés fanem van, melynek nagyobb mérvű művelése oly sokoldalú haszonnal lenne egybekötve, mint a megnyit a feketefenyő tenyésztése és terjesztése nyújt.” ... „Különös tulajdonságainak egyike abban áll, hogy tűinek bő hullatásával a talajt javítja, és így nemesebb fanemek tenyésztésére, sőt jövedelmezőbb mezőgazdasági növelésre is alkalmassá teszi. Termőhelyi elégtelensége oly feltűnő, hogy a sekély, csupa omladványból álló, elpusztított, kimerült, páfrányfélékkel itt-ott alig benőtt talajon, sőt a majdnem csupasz sziklán és köveken, a hol csak gyökereit a hasadékokba és üregekbe beerőszakolni és így megfogódzni képes, még mindig jól növekszik.” ... „A feketefenyő a fönnbbieket szerint 70–80 éves korában legnagyobb haszonnal vágható (gazdasági vághatóság), azonban – mindig csökkenő vastagsági növekvés mellett, 2–300 évig is él.” (SZÉKELY 1868).

A Dunántúli-középhegység legnagyobb tömbjét adó Bakony és Balaton-felvidék területének feketefenyvesítéséről meglehetősen sok írásos emlék áll rendelkezésre, melyeket Oroszi Sándor munkatársával gyűjtött össze és jelentetett meg Veszprémben az Erdészettörténeti Közlemények LXVIII. Kötetében, „Bakonyi erdők, bakonyi évszázadok” címmel, az Országos Erdészeti Egyesület 2006. évi bakonyi 137. vándorgyűlése alkalmából (OROSZI és mtsai 2006). Ebben a kötetben a feketefenyő telepítésekkel kapcsolatosan is sok írás található, melyek számos ponton rávilágítanak a témára. Néhány figyelemre méltó részlet: Papp János 1899-ben az Erdészeti Újságban a feketefenyő telepítéssel kapcsolatos jó tapasztalatait osztja meg, így a magvetés eredményességéről ekképp ír: „Ami a fenyő magnál elért eredményt illeti, ... olyan jó eredményt, mint a most Faragó Béla

zalaegerszegi magkereskedőtől rendelt fenyő magnál, még eddig nem értem el, mert az árjegyzésben szavatolt 85–90% teljesen igazolva lett.” „... a saját csemetekertjeinkből kiültetett fenyő csemetéknél az eredmény 85%...” A kor technológiai szintjének lehetőségeit figyelembe véve ez a sikeresség valóban figyelemre méltó. A mennyiségi értékek is lejegyzésre kerültek, ennek alapján a nagyságrendről is pontos adatok állnak rendelkezésre: „... a múlt év őszen kiültetett 150 000 darab feketefenyő csemete jól áttelelt s az idei nyarat is derekasan kiállotta, biztos reményt nyújtván arra, hogy fáradozásunkat idővel jól meg fogja jutalmazni.”

A telepítés módját is bemutatja: „... a kopár területeken való vetéssel sem maradtunk hátra, ... ezen a téren nagy nehézségekkel kell megküzdenünk, mert...a nagyobbára mészkövet tartalmazó hegységeket csak igen vékony földréteg borítja.” „A csemeték ültetésénél tehát nagyon meg kell válogatnunk az ültetési helyeket s ügyelnünk kívált arra, hogy az ültető lyukak jó mélyre legyenek ásva,...” (PAPP 1899).

Wallner Ernő a bakonyi erdők jellemzését adja: „A Felső Bakonyban... kevésbé gondozott erdőrészekben mindenütt előretört a gyertyán és kőris. Visszaszorításuk teljes erővel folyik. Ez azonban kevésbé szembetűnő, mint a feketefenyő telepítése. A Magas Bakonyban ma már több mint 2000 kat. hold ilyen fenyves van. Ezek apró foltokban üdítik a tájat. A kopárfásítások legfontosabb faja a Bakonyban a feketefenyő.... A mintegy 1750 kat. hold kopárfásításra kijelölt területnek fele már be van ültetve s ennek háromnegyede feketefenyő.” (WALLNER 1943).

A telepítésekben részt vett tulajdonosi-kezelői kört is megadja: „Az erdőbirtokok nagyságához viszonyítva aránylag a legtöbb kopár területük a községeknek, ill. volt úrbéreseknél és zselléreknek van. Ezek után a sorban... a püspökségek, káptalanságok következnek...legvégül a szerzetesrendek....a ciszterci tanítórend birtokán...meglátszik, hogy ezeken a birtokokon nemcsak a jelennek, hanem a jövőnek is... gazdálkodnak.” (WALLNER 1943).

A feketefenyővel történő erdősítések megítélésekor azonban szükséges megvizsgálni a korabeli tájat, azon belül is a kopárok helyzetét, kialakulását. A kopárok jelentős része mindig is fátlan termőhely volt, ahol a környezeti feltételek következtében nem tudott fás vegetáció kialakulni. Ennek legismertebb példái a dolomítkúpok tetői, platóhelyzetű részei, vagy a mészkősziklák, egyéb geológiai alakzatok. Azonban a kor krónikásai a kopárok kialakulásának és térnyerésének egy másik folyamatáról is beszámolnak, ami a tájhasználat kérdésében a telepítések szükségszerűségére ad magyarázatot: „...a folyton szaporodó népesség itt legtöbb helyen az erdőből élt és azt pusztította.” „A mezőgazdaság és állattenyésztés terjedése következtében mindinkább gyakori lett az okatlan erdőpusztítás s ennek következménye: a kopárok terjedése” (HAVAS 1897). A kopárok kialakulásának folyamatát is jellem-

zi: a letermelt erdők helyén, a mészkövön lévő vékony talajt a túllegeltetés során az állatok taposásával felazították, melyet aztán az eső, olvadó hó lemosott a völgyekbe. A kopárok hasznosításának gondolatát azoknak az állattenyésztés következtében jelentősen megnőtt területe is előmozdította.

A Trianoni-békediktátumot követően az anyaország az elcsatolt országrészekkel nem csak egyszerűen a területeit veszítette el. Ahogy a Bánsággal és a Csallóközzel jelentős agrártájak, úgy a Kárpátokkal erdeinek nagy része is idegen országokhoz került. A csonka haza domb- és alacsony hegyvidékén tenyésző, főképp lombos fafajok uralta erdők nem pótolhatták a magashegységek fenyveseit. Ennek a hiánynak a kiváltását sok erdész és politikus a fenyőtelepítésekben látta, ami új lendületet adott a folyamatnak. A háború utáni évek irredenta felhangoktól sem mentes politikai légkörében bizonyára nagy szerepet játszott a bizonyítani vágyás is. A fenyőtelepítések gazdasági hasznán túl minden bizonnyal a „csak azért is megmutatjuk” daca is munkálkodott elődeink elszánt terveinek végrehajtásában.

A második világháborút követően a szocializmus is zászlóujára tűzte a kopárfenyvesítés ügyét. A cél és a hév ugyanaz, csupán az eszme öltött új köntöst. Jól jellemzi ezt az időszakot Bokor Rezső írása: „A Szovjet Szövetségi Mezőgazdasági Tudományos akadémia elnöke: Lizenkó T. D. akadémikus 1948 év közepén... kifejtette a biológiai tudomány állását és levonta az erdőgazdasági termelésre, erdőművelésre vonatkozó főbb következtetéseit, majd azt mondta: „az élet arra kényszerít bennünket, hogy új feladatokat oldjunk meg az erdészeti területén... melyek országunk természetének gyökeres megváltoztatásával kapcsolatosak. Ilyenek: az erdősítés a sztyeppén, az ipari nyersanyagként felhasználható új fajták erdei bázisának létrehozása... az erdők földrajzi áthelyezése és összetételük megváltoztatása stb.” (BOKOR 1949). A szovjet tudós útmutatásaira Bokor adaptációja: „*A nagy akadémikus és biológus tudós megállapításai a hazai viszonyokra is vonatkoznak: A faanyagtermelés és a faipar egymáshoz való viszonyát: a kettő korrelációját vizsgálat tárgyává kell tennünk nekünk erdészeknek a szocialista termelés szempontjából, hogy a két szektor tervgazdálkodását a jövőben műszakilag egybehangoljuk.... Új, eddig háttérbe szorult faanyagok termelése előtérbe nyomul... nem a nagy méret, hanem a faanyag minősége lesz a döntő.... Folyanak: az erdők földrajzi áthelyezése (pl. erdei fenyő a dombos vidékről az Alföldre), gyorsan növekvő fafajok telepítése, fafajcsere, ...Alföldünk fásítása, stb.*”

A következő mondatban az új szakmai vonal ideológiai alapját is megadja: „Mindez új szint, új értelmet és biztos alapot kap, amikor a nagy, erdészeti vonalon folyó nemzetgazdasági átalakítások alapjául a micsurini tanítást tesszük. Micsurin és Lizenkó tanításából az erdészetre levonható következtetések ezt a nagy munkát sikeressé teszik.” (BOKOR 1949).

A dolog paradox, ugyanis ezzel egy időben jelentkeztek az első megbetegedések a feketefenyő állományokban és a problémáról az Erdészeti Lapok hasábjain is beszámoltak (LENGYEL 1961, REUTER 1961).

A feketefenyő ültetvények területi növelése az 1950–1960-as években azonban túlmutatott az erdészeti szándékokon, az a pártvezetés részéről megjelent elvárás volt, mely az aktuális tervgazdálkodásban is nevesített feladattá vált.

Hazánkban a feketefenyő-ültetvények megjelenése a középhegységekben és a Mecsekben volt jellemző. A telepítés mértéke ökológiai, természetvédő aspektusból szemlélve változó; sokhelyütt táji léptékben mérve drasztikusnak nevezhető (pl. Keszthelyi-hegység), míg máshol nem volt jelentős (pl. Bükk, Mát-ra). Bár az erdősítések nagyobb részt a múltban történtek, fiatal telepítések egészen az utóbbi időszakig folytatódtak; a Keszthelyi-hegységben még az 1970-es években is folytatták a munkálatokat.

A hazai kopárok fenyvesítéseinek főbb területei

Az Északi-középhegység területén a Mátrában andeziten, a Bükkben és az Upponyi-hegységben palán, homokkövön történtek feketefenyő telepítések, ahol többnyire a mészkerülő tölgyesek termőhelyein pótlásként alkalmazták. Ültetési idejük az 1950-es évekre datálható, mára vágáseretté váltak. Feketefenyvesek a Bükki Nemzeti Parki védett területein kb. 12 erdőtagban mintegy 227 hektáron található, mely az ottani kiterjedt erdőségek viszonylatában elenyészőnek mondható. A hegylábi dombvidéken az értékes sztyeppréti legelőkön is sokfelé látható tűlevelű telepítés, ám ez túlnyomórészt erdeifenyővel történt. A Mát-ra telepített fenyveseiben 2012-ben jelentős mértékű, mintegy 108 ha-ra kiterjedő pusztulás jelentkezett. KOLTAY és mtsai (2012), illetve JANIK és mtsai (2015) beszámolója szerint gyors, tömeges volt a fenyőpusztulás, a vizsgált faegyedek 26,6%-a erősen, 30,8%-a kisebb mértékben károsodott.

A főváros környéki dolomitkopárokon is jelentős feketefenyvesítések történtek, melyek az egyik legféltettebb botanikai értékünk, a pilisi len (*Linum dolomiticum*) termőhelyeit sem kímélték. A telepítés a Pilis, Gerecse, Vértes, Velencei-hegység területén volt jellemző. A fásításra büszke telepítők a sukóri arborétumban 1958-ban még emlékkövet is állítottak a hegységbeli ezredik hektár telepítésének. A fővárosi természetvédő mozgalmak erősödésével egyre nagyobb igény mutatkozott a feketefenyővel beültetett kopárok helyreállítására. A szemléletváltást szaporodó publikációk, tanulmányok is alátámasztották (HORÁNSZKY 1996, CSONTOS 1996, 2007), melyek nyomán elkezdődött a helyreállítás. A folyamat jelentős állomásaként a közelmúltban egy LIFE pályázat keretében a Szénások rehabilitációja is megtörtént. Ezeken a „kényes” területeken a feketefenyő letermelése és az élőhely-helyreállítás

példaszerűen, rendkívüli körülményekkel, odafigyeléssel történt.

A kopárfásítások tekintetében a balaton-felvidéki és a bakonyi feketefenyő telepítések más tájakhoz képest kedvezőbben alakultak. Ez egyrészt abból adódik, hogy a telepítések elszórtan, nem összefüggően történtek, s kiterjedésük nem nagyon haladta meg a 10 hektárt. Nagyobb állományokat csak a karsztosodó déli széleken találunk (Gyulafirátot, Márkó, Veszprém környéke). A telepítések mellett a természetes vegetációs környezet megmaradt, így a fenyők letermelése után a helyben lévő propagulumforrásokból a spontán regeneráció könnyen elkezdődhet. Számos helyen a feketefenyő a természetes vegetációban nem homogén állománnyal, hanem szálanként van jelen (Balatonfüred: Tamás-hegy, Aszófő: Öreg-hegy stb.). A dolomitdombok meredek karéján való telepítés példája a hegyesdi Eger-víz mentén látható. A tájban, illetve a közutak mentén mintegy mezővédő erdősávként sorban ültetve is találjuk (Nemesvámos–Veszprém közt a 77-es út északi oldalán). A dolomitkopároktól eltérő vegetációs környezetben, nevezetesen sudárrozsnokos termőhelyeken is történtek telepítések (Barnag – legelő). Nagyobb feketefenyvesek Várpalota, valamint Litér (Mogyorós-hegy, Nyerges-hegy), Veszprém (Kádárta–Hajmáskér) környékén találhatók.

Újabban a tájidegen állományok lecserélésére a gazdálkodó, a Bakonyerdő Zrt. az európai pénzügyi alapokból finanszírozott LIFE pályázatot nyert, melyben 34 hektáron a feketefenyvesek molyhos tölgyesekre való lecserélése lett prioritásként meghatározva (CZILI 2009).

A Mecsek-hegységben történt telepítésekről Reuter Camillo írásai nyújtanak ismereteket: „... a Mecsek hegység ÉK-i részében... elég nagy foltokban feketefenyő telepítés történhetett az 1890–1910-es években. A telepítés összefüggött az úrbéri rendezés során a pécsi püspöki uradalom birtokába került szántóföldek erdősítésével...” (REUTER 1961).

Az utóbbi időkben a mintegy 1000 ha nagyságú mecseki fenyőtelepítésekben is tapasztaltak pusztulásokat, melyek az állomány harmadán jelentkeztek (LACZIK 2011, SZILASI 2013). Ott a kezelő erdészet a természetvédelmi szempontok szem előtt tartásával végezte el a kárelhárító munkát.

A feketefenyőtelepítések készthelyi-hegységbeli helyzetének jellemzésére később részletesen kitérek.

A hazai *Pinus nigra* ültetvények telepítése, kialakítása

Az ültetés

A feketefenyő telepítések módját a korabeli erdészeti publikációkból ismerjük. Több technológiát is használtak, de kezdetben alapvetően a gödrös és a beta-

karos módszer terjedt el. Mindkét ültetési technológia a dolomittal talajban található vékony rendzina talaj bolygatásával és taposásával jár. Ehhez adódnak hozzá a technológiával járó újabb károkozások: csemeték helyszínre juttatása, deponálás, rendzina összegyűjtése, a csemetékhez való lerakása, melyek mind tovább növelték a mechanikai igénybevételt.

A gödrös ültetésnél a dolomitba vájt kis gödrökbe, talajjal takarva ültették el a csemetéket. A dombos ültetést a bakonyi legelők kopárain az alábbiak szerint végezték: mintegy 50 cm átmérőjű körben a gye- és moharéteget felszedték, majd a kör közeléből összekaparták a rendzinát és a körbe elterítették. A kör közepén mélyedést kialakítva „...jó két ököl nagyságú földből, 10–15 cm magas kis hegyes dombocskát állított” (MÁRTON 1892). A munkafolyamat végén a csemete egy kis talajjal takart dombba került, amire záráskepp ráterítették a leszedett mohát és gyepet, ezzel az eső gyors kimosásától védve a csemetét. Figyelemre méltó megjegyzés a munka hatékonyságáról: „Ily módon... ezer darab kétéves feketefenyőt elültet egy nap 10 munkás... Aki pedig ismeri a közmunkát, az tudja, hogy 10 közmunka nap 7 fizetett napszámmal ér fel” (MÁRTON 1892).

A Festeticsek idejéből ismert még a teknős ültetés, melynek alkalmazásakor a szintvonalak mentén kialakított teknőbe tették a csemetéket. A múlt század 50–70-es éveiben a pásztás ültetés vált jellemzővé, ebben az esetben sorokba rendezve sűrűn ültették el a fiatal fenyőcsemetéket. Mindezek mellett gyakran alkalmazott eljárás volt a csemeték mesterséges úton kialakított padkák védelmébe való ültetése. Megemlítené továbbá, hogy esetenként magvetést is végeztek.

A sorok

A sorok kialakítására a XIX. század végén tanácsok adnak útmutatást: „A növénykék... a vetényágyakból ásóval kiszedetnek, ... 4–6 lábnyi távolságú kötésben ... kiültetjük”, vagyis kb. 120–180 cm-es hálóba (SZÉKELY 1868). A sorok távolságát mások 1,5–2 m-re teszik (MÁRTON 1892). Ha ezt az optimálisnak mondott 70–80 éves vágásérett növény paramétereire vetítjük, rögtön látható, hogy akkorra a feketefenyő által elérendő optimális, 4–5 m átmérőjű lombzat növesztéséhez csak jelentős gyérítés után marad elegendő terület. Pedig ezt már a hőskorszakban is jellemezték: „A hol tökéletes szabad állásban fejlődhetnek ki... a fa koronája... tojásdad alakot mutat.” A sűrű sorokban növekedő, a csúcs alatt fényhez alig jutó lombú fák nyilván nem tudnak olyan egészséges törzset fejleszteni, mint a lazán álló ligetes állományok egyedei. Lombozatuk a szomszédos példányokkal egymásba érve, egymásra árnyékolva csupán egy szűk, 2–3 m átmérőjű hengerre torzul, ahol a lomb a csúcs alatti kb. 1/3-nyi törzshosszra szorítkozik. Az ültetvénybe lépve az ágfeltisztulás eredményeképp a

csupasz törzsek sakktáblaszerű rászterének képe fogadja a látogatót.

A hazai fenyőültetvények általános jellemzője, hogy a párhuzamosan, közeli sorokba rendezett telepítésen túl a sorok is többségükben sűrűn ültetettek, azaz nagy a tőszám. Mire az állomány tisztításra, gyérítésre kerül, a nagy sűrűség miatt az összes fenyő sérült lombzatú lesz. Ennek a telepítési módnak következménye a felnövekvő állomány monodomináns jellege.

A fenti, nagy területeken megvalósult telepítési módok mellett a terület- és birtokhatárokon, utak mentén a soros és kisebb csoportos ültetést is szorgalmazták, funkciójukat tekintve mint mezővédő erdősávot. Ezek megítélése mind természetvédelmi, mind tájképi szempontból kedvezőbb.

A fenyőpusztulás megjelenései és kiváltó okai

Székely Mihály 1868-ban a feketefenyő telepítéséről írt lelkes soraiban már a fenyőültetvényekben jelentkező problémákat is megemlíti: „... a hosszas beárnyékolást éppen nem örömet tűri... egyszer-mind fagy- és forróság iránt érzékeny.” A dolomitkopárokra telepített fiatalosok fejlődését ekképp szemlélteti: „Első éveiben nagyon gyorsan növekedvén, csakhamar túlteszi magát az elnyomatás veszélyein, melyekkel a fiatal fanövényeknek füvekkel és gyomokkal szemben gyakran kell küzdeniük.” (SZÉKELY 1868). Sorai közt természetvédelmi, ökológiai szemléletet nem lehet felfedezni, teljesen nyilvánvaló, hogy a gazdag flóra számára csak értéktelen „füvek és gyomok”.

A feketefenyő pusztulása nem csupán az utóbbi néhány évre szűkíthető jelenség, korábban is jelentkeztek a problémák. Az erdészek három nagy pusztulást jegyeztek föl:

Az Erdészeti Lapokban Lengyel György már fél évszázada beszámolt a feketefenyő pusztulásáról és a lehetséges okokat is megjelölte. Mivel meglátásai ma is helytállóak, érdemes őket részletesen feleleveníteni:

„– Az évi hőmérsékleti ingás amplitúdójának a növekedése, vagyis a januári és júliusi középhőmérséklet évi ingásának nagyobb az amplitúdója, mint az őshonos területeken.

– Az őshonos vidékek és hazánk éghajlata között lényeges különbség mutatkozik a tavaszi felmelegedés ütemét illetően.

– A téli hőmérséklet rendellenes ingadozása, ugyanis a feketefenyő nem rendezkedik be olyan mértékben a téli nyugalmi állapotra, mint kontinentális éghajlathoz szokott más fánk.

– A tavaszi hidegvisszaesés. A feketefenyő, jobban reagálva a kora tavaszi felmelegedésre, valószínűleg más fás növényeknél érzékenyebben megsínyli a hidegvisszaeséseket.

– A tavaszi szárazság, amely köztudottan minden növényi vegetációra kedvezőtlen.

– Az őszi szárazság, melynek bekövetkeztekor a csapadékeloszlás éppen egy kritikus időben csap át maximumba.” (LENGYEL 1964).

Írása nyomán hozzászólások jelennek meg a lap hátsólapjain, pl. Reuter Camillo így ír: „Lengyel Györgynek... igen érdekes és gondolatébresztő tanulmányát végigolvastam, s következtetésének helyességét állapítottam meg.” (REUTER 1961). A továbbiakban az északkelet-mecseki feketefenyvesekben észlelt fenyőpusztulással kapcsolatos tapasztalatait írja le: „Az 1947/48, majd 1948/49. évi gazdasági esztendőben, először itt-ott, később mind nagyobb területen a feketefenyő ágai végén, csúcsain sárgulás, majd vörösödés lépett fel.” A következő mondata nagyon fontos megállapításokat hordoz: „Miután ugyanekkor a szárazabb fekvésű, D-i kitettséggű bükkösökben, gyertyánosokban, majd... a tölgyesekben és cseresekben is jelentkezett száradás, külön betegség fellépését nem véltem. A pusztulás okát kizárólag a nagy szárazságban láttam... a legyengült... egyedeket a különböző gombák... is megtámadták.” (REUTER 1961). A kopárokon a szárazságból adódó problémák a bakonyi fenyvesítések kapcsán is már korán megjelennek: „Nyáron ezen az égvényes talajon a szárazság s hőség igen nagy. Ha nem éri hetenként legalább egy jó áztató eső, akkor 3–5 nap alatt a fű tökéletesen kiszül.” (MÁRTON 1892).

A feketefenyvesekben megjelenő kártevőkről is már több mint száz éve beszámoltak: „A cikkemben a feketefenyőnek csak a jó tulajdonságait írtam le. Ma nem restellem bevallani, hogy... le kellett volna annak rossz tulajdonságait is írnom.” „Én ma arra figyelmeztetem... bakonyi szaktársaimat, hogy... bár az eredmény, melyet... elértünk, eleinte néhány évig szinte bámulatos, van annak sok hátránya is.” A következő mondat igencsak figyelemre méltó: „... én a feketefenyőnek eddigi túlságosan nagymérvű ültetését elhibázott dolognak tartom.” (HAVAS 1900). A továbbiakban leírja az állományokban általa tapasztalt kártevők megjelenését. Ezek közt említi a fésűs fenyődarázs (*Lophyrus rufus* – syn.: *Diprion sertifer*) állhernyójának károkozását, mely károkat elszaporodva a fenyőtűk lerágásával okoz, ám e fajnál sokkal veszedelmesebbnek tartja a fehérfoltos fenyőbogár (*Pissodes notatus*) kártételét, mely elsősorban a csemetésekben jelentkezik.

A rovarok ellen védekezésképp égetéssel próbálkoztak, ám az nem hozott teljes sikert, a rovarokat nem sikerült maradéktalan elpusztítani. A tapasztalaton okulva nagyon fontos véleményt fogalmaz meg: „... semmilyen fenyőt ne telepítsünk elegendően... a lombfa közé elegyített fenyő kevésbé szenved a rovarpusztítástól” (HAVAS 1900).

A rovarkártévők közt említést tesz a gyapjaslepke (*Lymantria dispar*) károkozásáról, mely a feketefenyők melletti tölgycsemetéket pusztította. Akkor ugyan még a feketefenyőt nem ette, de a faj 2004-es nagy gradációjának végén a Bakonyban magam

láttam, hogy a lerágott tölgyesek után – egyéb táplálék hiányában – a hernyók a gyepürózsa (*Rosa canina*), mezei juhar (*Acer campestre*) után a fagyal (*Ligustrum vulgare*) és a feketefenyő (*Pinus nigra*) leveleit fogyasztották. A rovarokon túl a károkozókrol is említést tesz, így az erdei tűkarcgomba (*Hysterium Pinastri*, syn.: *Lophodermium pinastri*) kártételét is bemutatja. A további veszélyek közt megemlíti a tüzet is, mely ha fellángol, megállíthatatlanul emészti el a fenyveseket. A hótörésről, mint gyakori károsító jelenségről is említést tesz. Mindemellett egy fontos megfigyelést is megoszt: „A lombfiatalos, ha leég, vad lerágja vagy más hasonló baj éri, töről kihajt; míg a fenyő teljesen kipusztul.” (HAVAS 1901).

A legutolsó időszak fenyőpusztulásait többségükben a szélsőséges időjárásból eredő tartós szárazság és meleg okozta sokk és az azt követő legyengülés következtében fellépő károsítók, illetve kórokozók együttes hatása eredményezte. A korabeli problémák közül számos tényező ma is aktuálisnak tekinthető (KOLTAY 1997, 1998, 2009).

Napjaink ismert károkozói közül a tűkarcgombának két faja károsít csemetekertekben és fiatalokban: a *Lophodermium pinastri* és a *L. seditiosum*, ezek ellen hatásos védekezési technológiák is ismeretesek (Ma-neb, Zineb, Dithane-M-45, Dith. Cupromix, Brestan 60 stb.).

A feketefenyő hajtáspusztulásáért felelős kórokozó a *Brunchorstia destruens*, ivaros alakja a *Crumenula abietina*, mely elsősorban a fiziológiailag legyengült állományokat támadja. A gombakártevők között a gyökérrontó tapló (*Fomes annosus*, *Heterobasidion annosum*) az, amely különösen nagy jelentőségű, egyes vélemények szerint ez határozza meg a feketefenyvesek területi elterjedését és a véghasználati kort (PAGONY 1985).

A hazánkban ismert károsítók közül a nagy fenyőormányos (*Hylobius abietis*) a kivágott fák tuskójában szaporodik. A fenyőilonca (*Rhacionia (Evetria) buoliana*) hernyója a rügyben fejlődik – ez azonban inkább az erdeifenyőre nézve veszélyes, ahogy a fenyőrontó levéldarázs (*Neodiprion sertifer*) és a fésűs fenyődarázs (*Diprion pini*) is. A nagy fenyőhánccsú (*Blastophagus (Mielophyllus) piniperda*), valamint a hatfogú szú (*Ips sexdentatus*) azonban már a feketefenyőt is veszélyezteti. Az Európa más országaiban jelentős pusztulást okozó, tömegszaporodásra hajlamos lombkárosító lepkék az apácalepke (*Lymantria monacha*), a *Bupalus piniarius*, a *Panolis flammea*, valamint a *Dendrolimus pini* még nem jelentek meg a hazai állományokban. A kártevők és kórokozók kártételére már korábban felhívták az erdészek figyelmét: „Határtermőhelyre ültetett fenyveseink sajnálatos módon erősen veszélyeztetettek, ami annyit jelent, hogy az ezredfordulóra közel 100 ezer ha erdei- és feketefenyvesünk veszélyhelyzetbe kerül.” (PAGONY 1985).

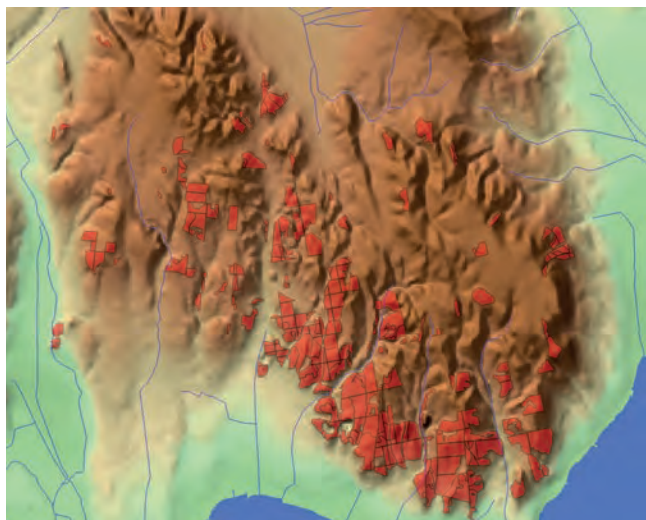
A feketefenyő a Keszthelyi-hegységben

A Keszthelyi-hegység a Bakony, egyben a Dunántúli-középhegység legnyugatibbra elhelyezkedő tagja, melynek tömbje a Balaton északnyugati sarkán a Keszthelyi- és a Szigligeti-öböl közt emelkedik ki és húzódik északnyugat felé. A hegység geológiai alapkőzetét tekintve két eltérő részre osztható, az északon lévő Tátika-csoport bazaltregióra és a délen húzódó Keszthelyi-fennsík dolomit-tömbre. A két tömb közt húzódó természetes határt a Szántói-medence alkotja (3. ábra).

A hegység erdőinek tekintetében az erdészek az 1800-as évekbeli üzemtervekre hivatkozott szakmai álláspontja, hogy a Keszthelyi-hegység természetes vegetációját korábban nagyobb részt bükkösök alkották. A török hódoltság után a Bakonyban tapasztalathoz hasonlóan ezeket az erdőket is kivágták legelőterület nyerése céljából a növekvő lakosság állatai számára. Ennek megfelelően a XIX. századra a dolomit-fennsík nagy részét maradvány erdőfoltok, legelők és kopárok mozaikja uralta (HAVAS 1897). A kopárok keletkezésének vizsgálatakor nem szabad elfeledkezni a dolomitjelenségről, a dolomit természetes kopárságáról, melynek lényegét Zólyomi foglalta össze: „A változatos felszínű dolomit-hegység változatos mikroklíma kialakulásához vezet... a külső, ökológiai faktoroknak következtében a dolomit növényzete lényegesen eltér a mészkő növényzetétől... a sekélyrétegű, nyers talajban az erdő nem tud lábra kapni.”



3. ábra. A Keszthelyi-hegység domborzati térképe (szerkesztette: Óvári Miklós)



4. ábra. A feketefenyő ültetvények elhelyezkedése a Keszthelyi-hegységben (szerkesztette: Óvári Miklós)

(ZÓLYOMI 1942). A Festetics nagybirtokon 1830-ban megindult tervszerű erdőgazdálkodás kezdetén az erdősítés főképp csertelepitéssel kezdődött, a kopárfásítások kezdete az 1860–1870-es évekre datálható. Ekkor az uradalom, mint a környék legnagyobb munkaadója a szőlőmunkások téli foglalkoztatását a dolomitkopárok fenyvesítésével igyekezett megoldani. A korabeli feljegyzések szerint a munkások télidőben a meredek oldalakra puttonyban hordták fel a völgyaljban összeszedett rendzinát. A telepítéskor a teknős módszert alkalmazták.

A kopárfásítást még egy sajátos helyi jelenség indukálta. A dolomitfelszín sekély rendzinájának felső részén a hosszú nyári száraz időszakban egy vékony porló réteg, az úgynevezett barnatőzeg alakult ki. Az összefüggő erdők hiányában aztán a nyári szelek ezt a port felkapták és porvihar formájában messze vitték. A korabeli feljegyzések szerint az akkoriban Keszthelyen zászlót bontó fürdőre és az ahhoz kapcsolódó turizmusra ez a jelenség nagyon zavarólag hatott.

Mindezek ellenére a grófi időktől a második világháború végéig a fenyvesítés csak néhány helyen valósult meg – Balatongyörök: Garga-hegy, Vonyarcvashegy: Vonyarci-fenyves, Gyenesdiás: Meleg-hegy, Varsás-hegy, Keszthely: Pilikáni-fenyves. Ezek többségében a parti települések fölött emelkedő dolomit-tetőket, melyek elhelyezkedésüket tekintve minden bizonnyal a porviharok hatásának megfékezésére létesültek.

A Festeticsek vonzalma a feketefenyőhöz azonban másutt is tetten érhető: az egykori fenékpusztai birtokhoz vezető kocsíút két oldalát szegélyező fasorban, ahol a ma is álló idős fák sora valóban szép és meghatározó a tájban.

A fenyvesítés következő fázisa a múlt században, az 1950–1970-es években történt. A szocializmus éveiben a munkálatok új lendületet kaptak, melynek végére tulajdonképpen megtörtént az egész dolomittömb feketefenyvesítése (4. ábra). Ez az erdészeti

gyakorlatban azt jelentette, hogy a teljes erdőrészeket érintő monokultúrás ültetések mellett számos helyen a meglévő erdővegetációban a nichekbe – sziklákra, kisebb kopárfoltokra – is történtek telepítések. Ezek fő mozgatórugója a gazdasági haszon volt, melynek indoklása a korabeli publikációkban fellelhető: „A ff-telepítés gazdasági oldalát vizsgálva megállapíthatjuk, hogy a molyhostölgy növekedése Balatongyörök környékén 0,3–0,4 m³/ha, míg a feketefenyő növedéke ugyanazon a területen 1,5–1,8 m³.” (GÁSPÁR-HANTOS 1960). A munkálatok végére a hegység dolomittömbjében az összes erdőterület mintegy 20%-át feketefenyvesek uralták. A folyamat vége az 1980-as évekre tehető, mikor az utolsó kiemelten értékes gyepterületek beültetésére is sor került (Tüskészlápa, Pilikán). Mindennek eredményeként az Országos Erdőállomány Adattár szerint a feketefenyő területe a Keszthelyi-hegységben 2010-ben 1334 ha volt.

A *Pinus nigra* Keszthelyi-hegységbeli termőhelyeinek áttekintése

A feketefenyő telepítése többnyire a dolomitkopáron, vagyis a meredek dolomitkúpokon és azok oldalain történt. Az erdészek álláspontja szerint erre a virágoskőris-molyhostölgy termőhelyen került sor (KRASSAY 1991), azonban a korabeli feljegyzések, a tágabb vegetációs környezet és a termőhelyek potenciális vegetációjáról alkotott képünk (gyepfragmentumok) mást mutat. A hegységben a dolomithalmok természetes vegetációja ismert és többnyire az alábbiak szerint alakul: a dombok közti vápákban a mélyebb talajokon a cseres-kocsánytalan tölgyesek alkotják az uralkodó erdőtársulást. A déli kitettséű oldalakon fölöttük megjelennek a mészkedvelő tölgyesek, melyekben a virágos kőris (*Fraxinus ornus*) és a molyhos tölgy (*Quercus pubescens*) válik dominánssá. Ezt egy jellegzetes fiziognómiájú növényközösség követi, a nyílt dolomit sziklagyep – bokorerdő komplex. Ebben az alacsonyra nőtt virágos kőris és a molyhos tölgy már csak kisebb csoportokban képes fennmaradni, melyet többnyire a csereszömörce (*Cotinus coggygria*) gypszintig letörpülő bokorgyűrűje vesz körbe. A gyepek a talajminőség és annak vastagsága függvényében változnak: A sekély lösszel fedett, alacsony lejtésű részen pusztafüves lejtősztyepppek fejlődnek, felettük a vastagabb, felhalmozott rendzinán a mészkedvelő lejtő- és törmelékgyepek. Legfelül a „porló” dolomiton a nyílt dolomit sziklagyep és az árvalányhajas sziklagyep zárja a vegetációs sort. Az északi oldalakon a tetőről lefelé a zárt dolomit sziklagyep a jellemző gyeptársulás, melyet a sziklai bükkös követ. A felsorolt növényközösségeket több-kevesebb mértékben érintette a feketefenyvesítés, a fátlan vegetációt szinte teljes területén, míg a fás állományokat, főképp a csereseket és bükkösöket csak kisebb mértékben.

A kopárfenyvesítés ökológiai, botanikai és természetvédelmi következményei

A kopárfásítások ökológiai, botanikai és természetvédelmi hatásaival foglalkozó hazai botanikai publikációk közül elsőként Borhidi Attila 1956-ban megjelent tanulmánya említendő (BORHIDI 1956). Ebben a hazai telepített feketefenyvesek cönológiai besorolása is megtörtént: *Pinetum nigrae cultum* (MAJER 1963). Ezt követően az idők során összegyűlő tapasztalatok eredőjeként a feketefenyvesítésekkel kapcsolatosan felmerült természetvédelmi problémákra számos munka mutatott rá. A Budai-hegységben a Kis- és Nagyszénás fokozottan védett területén az 1990-es évekre kialakult állapotot Horánszky így jellemezte: „Az eredeti sziklagyeppek fajai rendszerint erősen torzult árnyalakokként lelhetők itt fel.” (HORÁNSZKY 1996). A kutatásokat később CSONTOS és mtsai (1996, 1998, 2007), illetve CSERESNYÉS és mtsai (2006, 2014) folytatták és számos – elsősorban a főváros környéki kutatásra koncentrálódó – publikációban tárták fel a témával kapcsolatos természetvédelmi, ökológiai következtetéseket. A hazai feketefenyő ültetvényekkel kapcsolatos összefoglalót TAMÁS (2003) munkája alapján ismerjük.

A hazai feketefenyő kopárfásítások legnagyobb elszennvedője minden kétséget kizáróan a Keszthelyi-hegység. A dolomitdombok vegetációjában a feketefenyő megjelenése drasztikus változásokat okozott, mely folyamatot érdemes részletesen áttekinteni. A fiatal fenyőcsemetek fejlődésével, növekedésével fokozatosan egyre jobban beárnyékolódik a termőhely, majd a fényigényes dolomitvegetáció elveszti jellegét, karakterét, a társulások jellegzetes fajkompozíciója felbomlik. A felnövekvő fenyőlomb záródásával elsőként a fényigényes fajok tűnnek el: kövér daravirág (*Draba lasiocarpa*), ezüstaszott (*Paronychia cephalotes*), naprózsa (*Fumana procum-*

bens), szürke napvirág (*Helianthemum canum*), sárga kövirózsa (*Jovibarba hirta*). Az alacsony termetű növények eltűnésében nemcsak az árnyékolás, hanem az egyre vastagodó tűavar takarása is nagy szerepet játszik. Az orchideák a veszteséglista élén állnak, az említett gyeppekben, bokorerdőkben szép számban élő nőszőfűk (*Epipactis atrorubens*, *E. latina*), kosborok (*Neottinea tridentata*, *N. ustulata*, *Anacamptis pyramidalis*), köztük a fokozottan védett légybangó (*Ophrys insectifera*), adriai sallangvirág (*Himantoglossum adriaticum*) a legelőször eltűnő fajok közé tartoznak. A fenyők megjelenésével a rendzina fungája is megváltozott, ezáltal az orchideák életfeltételeit biztosító gombafajok helyett új, a fenyőhöz kötődő fajok kezdtek kolonizálni. Az elmúlt 25 évben légybangót csupán 2 alkalommal sikerült feketefenyvesben megfigyelni, mindkét esetben 1, illetve 2 nyíló példánnyal – ez a több, mint ezer hektár esetében a statisztikai hibahatáron belül esik. A dolomit sziklagyeppekben jellemző sömörös sisakoskosbor (*Neottinea ustulata*) és a tarka sisakoskosbor (*Neottinea tridentata*), [valamint az időnként megjelenő hibridjük (*Neottinea ditrichiana*)] közül a fenyvesekben egyetlen példány sem került elő az évek során. Az adriai sallangvirág (*Himantoglossum adriaticum*) előfordulását a fenyvesek szegélyén túlélő gypfragmentumokban néhány helyszínen sikerült csupán megfigyelni. A növényfajok egy része a fiatal fenyvesekben egy ideig még képes túlélni: pongyola harangvirág (*Campanula sibirica*), délvidéki árvalányhaj (*Stipa eriocaulis*), gombos varjúköröm (*Phyteuma orbiculare*), tarka imola (*Centaurea triumfetti*), magyar gurgolya (*Seseli leucospermum*), sárga koronafürt (*Coronilla coronata*), sziklai perje (*Poa badensis*), de a felnövekvő fák záródó lombkoronája alatt lassan ezek is eltűnnek.

A Keszthelyi-hegységben történt nagyfokú feketefenyő telepítés természetvédelmi vonatkozásaira Szabó mutatott rá először: „A Keszthelyi-hegységben



5. ábra. Feketefenyves képe a pusztulás előtt, 2008-ban (fotó: Óvári Miklós)

6. ábra. Muflon károsítása sziklagyepben (fotó: Óvári Miklós)



a fenyvesített társulások skálája szélesebb, mint... a Budai-hegységben és a Bakonyban...” „A feketefenyő tapasztalható túlzott telepítése mindenképpen erőszakolt, kizárólag ökonómiai szemléletű, s ma már nem környezetvédelmi indíttatású” (SZABÓ 1987). A dolomitvegetációban a fenyvesítés hatására bekövetkezett változásokat később Bódis kutatta. Vizsgálatai egy társulásra, a nyílt dolomit sziklagyepre telepített fállományokra szorítkoztak. Mivel az egyik legelterjedtebb és botanikai-természetvédelmi aspektusból a legértékesebb cönózisról van szó, az eredmények nagy jelentőséggel bírnak, hiszen azok módszeres kutatása során született kvantitatív értékeket mutattak be. Munkájának lényegét így foglalja össze: „... a feketefenyő sűrűségének és a fállomány záródásának függvényében részletesen vizsgáltuk az egyes fajok jelenlétének és az egyes populációk tömegességének változásait.” (BÓDIS 1993). A vizsgált területeken különböző korú feketefenyő állományok szerepeltek: a csemetékkel frissen beültetett pászttól az idős, toboztermő fákkal jellemezhető monokultúrákig. A számszerű eredmények megerősítették az addig megfigyelteket, az idős fenyők alatt csak a dolomitflóra legkitartóbb elemei képesek fennmaradni, de azok is igen lecsökkent példányszámban. A fenyők alatt túlélő fajok közül leggyakoribb a lappangó sás (*Carex humilis*), a csupán néhány túlélő példánnyal jelen lévő a hegyi gamandor (*Teucrium montanum*), hegyi ternye (*Alyssum montanum*), homoki pimpó (*Potentilla arenaria*) és a szőke oroszlánfog (*Leontodon incanus*).

Az idős homogén fenyvesekben a védett fajok közül a leggyakrabban a kékes borkóró (*Thalictrum minus* ssp. *minus*) figyelhető meg. Hajtásos példányai a fenyők alatt sokszor egyedüli túlélőként találhatók. Az orchideák közül csupán a szaprofita életmódot folytató gérbics (*Limodorum abortivum*) képes megélni a fenyők alatt, a korhadó törzseken olykor tucatnyi virágzó hajtása figyelhető meg. A fenyvesítés sikerességét jelzi, hogy a korábban kiterjedt árvalányhajas

gyepekben egy negyedhektárnyi összefüggő állomány sem maradt fenn a területen.

A záródott fenyvesek alatt a melegkedvelő tölgyesek, bokorerdők jellemző cserjéi közül a csereszömörce, sósaborbolya (*Berberis vulgaris*), kisvirágú rózsza (*Rosa micrantha*) és az ostormébangita (*Viburnum lantana*) néhány túlélő példánya található csupán, többnyire a fényben gazdagabb szegélyeken. A védett cserjék közül a bokros koronafürt (*Coronilla emerus*) teljesen eltűnik, ugyanakkor a madárbirsek (*Cotoneaster tomentosus*, *C. integerrimus*) nem ritkán megtalálhatók – utóbbiak esetében a fenyő alatti szaporodás sem zárható ki. A honos fafajok közül a virágos kőris felnyurgult példányai és a bennszülött berkenye kistajók (*Sorbus aria* agg., *S. torminalis* transitusok) kisméretű példányai elszórtan megtalálhatók. A cserjék a feketefenyők alatt ritkán virágoznak.

A dolomitkúpok északi oldalain a feketefenyő megjelenése részben mesterséges, részben spontán megtelepedés következménye – ezt ma már nehéz kideríteni. Mivel a korábbi, kedvezőbb klimatikus időszakban a területen a feketefenyő magról is jól szaporodott, a hűvösebb, mélyebb talajú északi oldalakon könnyebben telepedett meg spontán módon is. Élőhelyek tekintetében ez a zárt dolomit sziklagyepet és az azok alatti bükkösöket, sziklai bükkösöket, vagy a mély szurdokokat szegélyező törmeléklejtő-erdőket érintette. A dombok északi oldalán a feketefenyő megjelenése az egyik legértékesebb élőhelytípus drasztikus mérvű visszaszorulásához vezetett, így a rendkívül sérülékeny, zárt dolomit sziklagyeppek a maguk teljességében mára csupán néhány helyen, kis kiterjedésben maradtak fenn. Olyan ritka fajok igazolják e gyepek jelentőségét, mint a henye boroszlán (*Daphne cneorum*), sulyoktáska (*Aethionema saxatile*), zöldike ujjaskosbor (*Dactylorhiza viridis*), lila csenkesz (*Festuca amethystina*). A sziklai bükkösökbe, törmeléklejtő-erdőkbe behatoló feketefenyők a ritka, védett tarka nádtippán (*Calamagrostis varia*), farkasölő sisakvirág (*Aconitum vulparia*), nőszőfűk

(*Epipactis voethii*, *E. leptochila*, *E. helleborine*) élőhelyét, termőhelyi körülményeit veszélyeztették, vagy változtatták meg. A nagy kiterjedésű telepítéseknél számos dolomitnövény túlélését csupán az erdőszegélyek, a sikertelen telepítések túlélő gyepfoltjai és a domboldalakból kiemelkedő sziklaalakzatok biztosították. Kérdés, hogy a drasztikusan lecsökkent állományok az újrainduló vegetáció számára elég propagulumforrással rendelkeznek-e, ha a feketefenyő véglegesen eltűnne a területről (5. ábra).

A fenyvesekben a dolomitflóra elszegényedését a jelenlévő vadlétszám is tovább növeli. A feketefenyővel erdősített területen a gerincek, sziklák, kisebb teraszok mentén gyepfoltok sokféle fennmaradtak, ám az utóbbi években felerősödött ezeknek az élőhelytöredékeknek a pusztulása, mely a nagyvad, főképp a betelepített muflon (*Ovis aries orientalis*) számlájára írható. A hegységre vonatkozó vadászati tervekben foglaltak szerint a muflonnak már nem szabadna a területen lenni, ám állományuk a mai napig mintegy 150 példányt számlál. A felkopaszodott fenyők és az azokban lévő tág látómező ideális tartózkodási helyet nyújt a honos nagyvad fajok számára is, ennek megfelelően a túltartott szarvas (*Cervus elaphus*) és a vaddisznó (*Sus scrofa*) populációk jelentős taposási, túrasi, rágási károkat okoznak a természetes vegetációban, mind a fásszárú, mind a lágyszárú fajok alkotó növényzet tekintetében (6. ábra).

A feketefenyő pusztulás feltárt okai a Keszthelyi-hegységben

A hegységben megjelent fenyőpusztulásra Csillag Vince az Erdészeti Lapokban már 2006-ban felhívta a figyelmet (CSILLAG 2006). A publikációból kiderül, hogy a küszöbön álló esemény már a harmadik az országban, melyet megelőzött az 1948–1950-es mecseki, majd az 1960-as években a Balaton-felvidéktől a Dunazug-hegységig terjedő pusztulás. A Keszthelyi-hegység tekintetében beszámol arról, hogy az erdészek számára a fenyvesekben fellépő száradási folyamat már korábban ismert volt, 1995 óta végeztek megfigyeléseket és méréseket az akkor még csak lokálisan, egy-egy egyed, vagy kisebb facsoport esetében fellépő károsodások helyén. A területet kezelő erdészet akkor a megoldást az egészségügyi terelésben látta, melynek során a pusztuló példányokat kivágták és eltávolították a területről.

A Keszthelyi-hegységben 2012-ben fellépő és azóta is folytatódó pusztulás azonban nagyságrendekkel nagyobbak bizonyult minden azt megelőző eseménynél, így hatása nemcsak a szakemberek, de a laikusok számára is szemmel látható volt. Már korábban is lehetett elszórtan látni egy-egy barna lombú, vagy kiszáradt, kidőlt faegyedet, ám a most bekövetkezett pusztulás nagyságrendileg volt nagyobb, nagy területen messziről látszott. Az ez időben megépült új kilátókból a túrázók számára is jól láthatóvá vált,



7. ábra. Pusztuló feketefenyők (fotó: Óvári Miklós)

hogy a fenyvesek örökzöld túlombozata hogyan vált át vörösbe, barnába (7. ábra). A probléma nagysága túlmutatott az éghajlatváltozás és globális felmelegedés tekintetében általánosságban megfogalmazottakon, így a kezelő erdészet a tényleges okok vizsgálatára szakvéleményt készített. A keszthelyi-hegységi fenyőpusztulás valós okait Hoffman Pál Sándor 2014-es remek, mindenre kitérő tanulmányában összegzi, a jelenséget a károsító gombák elszaporodásával magyarázza (HOFFMANN 2014). A probléma elsődleges oka alapvetően az éves lehullott csapadék mennyiségének változásában rejlik. A területen az átlagos éves csapadék 1960-ban még 711 mm volt (GÁSPÁR-HANTOS 1960), ám a Keszthelyen működő meteorológiai állomás adatainak alapján az utolsó 60 évben az éves lehullott csapadék mennyisége mintegy 100 mm-t esett vissza. A Keszthelyi-Riviéra területén a Magyarország Kistájainak Kataszterében szereplő 660–700 mm-es éves csapadékátlagra vonatkoztatva ez az érték 14%-os csökkenést mutat, ami már jelentősnek mondható (MAROSI és SOMOGYI 1990). A csökkenés mellett a klímaváltozás egyik kísérőjelensége, a szélsőségek is megfigyelhetők; amíg a hűvös, csapadékos 2010-es évben 941 mm volt a csapadék összege, addig a következő 2011-es évben mindössze 343 mm esett, ami épp, hogy meghaladja a félsivatagi értéket. A dolog természetéből fakadóan az éves csapadékeloszlás is nagyon ingadozott, ami főleg a tenyészidőszakra eső csapadékdeficit tekintetében volt problémás. Mindezt a hatást tovább erősíti, hogy a dolomiton a lehulló eső nagyon gyorsan eltűnik, a repedésekben elszivárog, illetve a meredek oldalakon hamar leszalad; ha kevés hull, az a száraz tűvarban marad.

További probléma, hogy a feketefenyő természetes élőhelyeihez viszonyítva a hazai klíma – és ennek megfelelően a keszthelyi-hegységi is – kontinentálisabb. Korábban már Lengyel vizsgálatai alapján ismertté vált, hogy az évtizedek során felhalmozódott vastag tűvar légszáraz állapotban súlya 80%-ának megfelelő vizet képes felvenni (LENGYEL 1964). Így a kiszáradt avar kb. 15–20 mm leesett csapadékot magába szívja, az nem folyik tovább, nem jut el a talajba, a sziklarepedésekbe, vagyis a gyökerekhez. A kritikus évek csapadékeloszlásának tekintetében ez azt jelentette, hogy az extrém száraz 2011-es évben áprilistól júniusig a korábban nem tapasztalt szárazság következtében a feketefenyő gyökerei nem jutottak vízhez. A fenyvesekben a kórokozó gombák jelenléte már régóta ismert volt, azonban a károsítás normál időjárási körülmények esetén csak sporadikusan jelentkezett (KOLTAY 1997, 1998, KOLTAY és mtsai 2013). Miközben a tárgyalt időszakban a napi maximális hőmérséklet 40 (!) alkalommal volt a gomba csírázási optimumát jelentő 24 °C fölött, 8 esetben esett 2 milliméternél több csapadék, ami ugyan a kritikus 15 mm-t nem érte el, de a gomba spórákibocsátásához és csírázásához elegendőnek bizonyult. „... ezek alapján megállapítható, hogy a fenyőállományok va-

lószerűleg fennállásuk óta példanélküli mértékű szárazságstressznek voltak kitéve, míg a fajok legjelentősebb biológiai károsítóinak számító gombafajoknak kedvezett az időjárás.” (HOFFMANN 2014). A gombák közül az alábbi fajok okolhatók a károkozásért.

- *Sphaeropsis sapinea*: A piknidiumos gombák rendjébe tartozó gomba. Termőteste kb. 1 mm, fekete kis gömb, mely a fenyőtű alapi részén, a hajtáskéregben illetve a tobozon jelentkezik. A *Pinus* fajokon az egész világon kimutatott kórokozó, mely hazánkban 1958-ban jelent meg. Elsősorban a legyengült fenyőket támadja, tavasszal és nyárelőn károsítja a hajtásokat és a tűleveleket, valamint a másodéves tobozokat, ennek megfelelően a 20–30 éves, vagy annál idősebb, már sok tobozt termő egyedeket veszélyezteti. A megfertőzött hajtás növekedése leáll, megvörösödik és végül elpusztul.
- *Cenangium ferruginosum*: A tömlős gombák törzsébe tartozik. Többnyire a fákon, de a kitermelt anyagon is jelen van, ám károsítása csak a legyengült fák esetében jelentkezik, azok közt is többnyire az idős példányok esetében. Jellegzetessége, hogy az ágakat támadja, a vastagabbakat sem kímélve. Az ágakon a tűs hajtás előtt jelenik meg. A károkozás jellegzetes tünete, hogy az ágvégen lévő összes tű egyszerre egy időben barnul be.
- *Sclerophoma pithyophila*: A piknidiumos gombák rendjébe tartozik. A többi kórokozóhoz hasonlóan szintén a legyengült *Pinus* fajokat támadja. A fertőzés általában az az évi hajtásokat érinti, melyek ősszel megbarnulnak és lehullnak. A megfigyelések szerint a fertőzött fák többsége a következő tavasszal újra kihajt. A gomba másik, ismert hatása, hogy magában a fában is fertőz, ő tehető felelőssé a fenyők szíjácsában megjelenő, azokat elszínező kékülésért.
- *Mycosphaerella pini*: Szintén a *Pinus* nemzetség fajait támadó kórokozó piknidiumos gomba, mely tavasztól ősziig támadja az előző évi tűket. Az egyik legerősebb „hatású” kórokozó, melynek megjelenését követően a tűk a csúcsuk felől kezdenek vörösödni, majd elhalnak és lehullnak. A folyamat sok esetben a fák teljes elkopaszodásához és ezáltal teljes pusztulásához vezet (HOFFMANN 2014).

A felsorolt kórokozó gombák külön-külön is jelentős problémák okozói lehetnek egy terület fenyőállományában. Azok a környezeti körülmények, melyek hatására bekövetkezett a fenyőknél az állomány egészére kiterjedő általános gyengeség, a gombák esetében pont erősítő hatásúak voltak. Ez a gombakárosító esetében egyfajta szinergiát kiváltva lehetővé tette, hogy több kórokozó egy időben tudja kifejteni hatását. Mindez együttesen okozta, hogy olyan nagy területen jelent meg a fenyő pusztulása, főképp a kiterjedt monokultúra jellegű feketefenyvesekben.

Természetesen a legyengült állományokban a rovarkártévk is felszaporodtak, ám ezek károsítása az

amúgy is pusztulóban lévő fákat érintette, ezért ennek részletes taglalására nem térünk ki.

További – bár közvetett – probléma, a dolomittömböt körülölelő táj nagymértékű megváltozása, melynek során a hegylábi zónában elterülő nedves élőhelyek, mocsár- és kaszálórétek az utóbbi évtizedekben túlnyomó részt megszűntek. A balatoni szegélyzóna is sok helyütt feltöltésre került, strandok, kempingek és lakóterületek foglalták el helyüket. A Keszthely–Gyenesdiás közti kiterjedt értékes kaszálókat lakóterületek, multinacionális cégek bevásárlóközpontjai és egyéb telephelyek foglalták el. A megmaradt gyepen a hagyományos extenzív tájhasználatot felváltotta az intenzív állattartás (lótenyésztés), így mára ezek is jelentős mértékben degradálódtak. Mindennek ott van jelentősége, hogy egykor a vizes élőhelyeken naponta jelentkező páráképződés mára gyakorlatilag megszűnt, miközben a tárgyalt hat évtizedben az éves átlagos hőmérséklet 0,2 °C-os emelkedést mutatott.

Mindezek az értékek egzakt módon megerősítik, hogy az ökológiai és termőhelyi viszonyai tekintetében határmezsgyén élő feketefenyvesekben törvényszerű volt a pusztulás és annak mértéke. A hazai erdészeti szakirodalomban már korábban is megjelentek beszámolók a telepítésekben tapasztalt fenyőpusztulásokról, azonban azok lokálisak és sokkal kisebb volumenűek voltak.

A feketefenyő keszthelyi-hegységi letermelése, annak ökológiai, természetvédelmi vonatkozásai

A Keszthelyi-hegységben bekövetkezett fenyőpusztulás ellen védekezés nem történt, a hatósági elrendelésekben minden esetben a beteg, pusztult fák letermelését irányozták elő. Mivel a feketefenyő állományok túlnyomórészt nemzeti parki, azon belül fokozottan védett területre estek, a helyzet kezelésére egy közös, mindenkinek számára megfelelő konszenzus lett volna a megfelelő megoldás. A pusztulás nagyságára és a kármentő munka volumenére való tekintettel az érintett nemzeti park (Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, Csopak) és a területileg illetékes természetvédelmi hatóság (KÖTEVIFE, Szombathely) is segítő szándékkal állt a probléma megoldásához. Mindemellett az utóbbi időszakban a természetvédelmi értékek iránt egyre erősödő társadalmi figyelem és elvárások is azt generálták, hogy a beavatkozás a természetvédelmi szempontok prioritását szem előtt tartva történjen. Ennek a vezérlőelvnek a megvalósulása egy kímélő, a természeti értékekre odafigyelő, a meglévő természetszerű vegetációt óvó cselekvéssort feltételezett. Ám nem így történt. Mint mindig, most is a gazdasági érdekek nyertek prioritást. Az erdők kezelője megpróbálta menteni a menthetőt, vagyis minél hamarabb minél nagyobb területen levágni, majd értékesíteni a fenyőt. Az egész megvalósult kármentés, a tevékenységek láncolata mind ennek a célnak volt alárendelve. A munkálatok során a természeti érté-

kek védelme, az azokra irányuló odafigyelés mellékessé vált, illetve háttérbe szorult.

A folyamatot érdemes kronológia sorrendben végigtekinteni: A fenyőpusztulás észlelését követően a kezelő Bakonyerdő Zrt. Keszthelyi Erdészete 2012-ben bejelentést tett az illetékes erdészeti hatóságnak, aki ezt követően kiadta az első elrendelést. Az elrendelés 83 erdőrészletet érintett, melyben a megbecsült pusztuló fatérfogat nagysága 7200 m³ volt. A letermelés még az év második felében megkezdődött, melynek során év végéig 8500 m³ fenyő került kitermelésre.

Ezt követte 2013. év elején az újabb kárjelentés, aminek alapján megszületett a második elrendelés – ez újabb 100 erdőrészletet érintett, melyben a károsítással érintett fatérfogat már mintegy 9000 m³-t tett ki. Még ez évben a vegetáció kezdetén vált egyértelművé, hogy a korábban gondoltnál is nagyobb a baj, melyet tetézt, hogy a fenyő mellett a lomboserdők, elsősorban a cseresek is pusztulásnak indultak. A felmérések alapján újabb 504 erdőrészletben való termelésre jött ki az újabb elrendelés. Időközben a 2013. év első felében 10 000 m³ fenyő lett levágva, majd – a természetvédelemmel érintett szervezetek jó szándékának köszönhetően már a vegetációs időszakban – augusztustól az újabb elrendelést követően hihetetlen nagyságban indult meg a letermelés.

A három hatósági utasításban foglaltak összesítésével a munkálatokkal érintett erdő területe több, mint 4000 hektár volt. A 2013 augusztusát követő időszakban kitermelt faanyag tekintetében igencsak imponálóak a számadatok: fenyő törzs 60 000 m³, 9000 m³ apríték (fenyőlomb és korona) – bár ebben a kb. 16% tömegarányt adó erdeifenyő is benne van. Mindehhez a gigászi fatömeghez még hozzájött a lombos fafajú részletekben letermelt 30 000 m³ faanyag (HOFFMANN 2014).

Ez a hatalmas munka magától értetődően sok szakmai, logisztikai és egyéb szervezési kérdést vetett fel, melyek megoldása számos ponton az azt vezénylő erdészet humán és szakmai potenciáljának határait feszegették. Könnyű belátni, hogy egy erdészet, mely ráadásul jó fahozamú erdőkben nem kifejezetten bővelkedő területen működik, milyen, addig nem tapasztalt nagyságú problémákkal kellett, hogy megküzdjön.

A munkálatokat számos brigád végezte, egymás mellett párhuzamosan, folyamatosan, számuk volt, hogy elérte a negyvenet. Az alkalmazott technológiai megoldások tekintetében széles volt a paletta, melyet a munkavállalók felkészültsége és gépi felszereltségük határozott meg. A rendszerváltást követően napjainkra általános gyakorlattá vált, hogy az állami erdészeteknek már nincs saját fakitermelő brigádjuk. Az ehhez vezető tényezők megtárgyalása meghaladja e munka kereteit, így fogadjuk el, mint tény. Ennek a jelentősége azonban nem lebecsülendő. Korábban mindenhol voltak hosszabb ideje együtt dolgozó, ösztönszerű, szakmailag jól felkészített saját fakitermelő brigádok az erdészeteknél, melyek mára eltűntek.



8. ábra. Taposás a tavaszi aspektusban (fotó: Óvári Miklós)

Helyettük megjelentek a vállalkozói alapon szerveződött külső kitermelői csoportok, melyek szerződéses alapon, meghatározott tarifáért vágják a fát. Mint a gazdasági szférában, itt is a jó hírű, megbízható brigádoknak folyamatosan van megbízásuk és dolgoznak is azokon. A kezelőnek nem volt könnyű dolga, hogy az elrendelés határidejét betartva végezzen a munkálatokkal. Az elrendelt munkákhoz szükséges munkaerő nagysága csak egy módon volt biztosítható, ha minden szóba jöhető és hadra fogható munkavállaló csapat nekiállt termelni. Ezek felkészültsége sok esetben még a fakitermelési munkák szakszerűségét tekintve is problémás volt. Ebből következőleg a munkaterülettel kapcsolatos olyan alapvető információkkal sem voltak tisztában, mint hogy Natura 2000, nemzeti parki védett, illetve fokozottan védett területen tevékenykednek. Annak ökológiai viszonyairól, a munkaterületen lévő, vagyis a lábuk alatt lévő vegetációról, az ott élő védett, vagy fokozottan védett fajokról sem volt semmilyen ismeretük, tudásuk. Persze mondhatnánk, hogy mi ezzel a gond, hiszen a fenyvesek alatt alig maradtak meg a védelemre érdemes fajok. Azonban a munkálatok nem csak a monokultúra jellegű erdőrészeket érintették (8. ábra)

A többszöri elrendelésekből fakadó problémák

Természet- és tájvédelmi szempontból az egyik legnagyobb probléma a többszöri elrendelés, illetve az abból adódó átfedések. Az egyes elrendelésekben ugyanis azt

az alapvető és együttműködést tanúsító nemzeti parki és természetvédelmi hatóság részéről joggal felmerült elvárást hagyták figyelmen kívül, hogy a munkálatok – mivel védett nemzeti parki és Natura 2000 területről van szó – a legkisebb természetvédelmi kárt okozzák. A hatósági utasításokban foglaltaknak megfelelően így számos erdőrészletben mindhárom elrendelésben történt munkavégzés. Ennek a hatása könnyen belátható; a honos fajokkal megújuló vegetáció, a nehezen képződött talaj háromszor lett összetaposva, roncsolva. Hiába kérte a természeti értékekért felelős szervezet, hogy amelyik részletben elkezdik a letermelést, ott azt fejezzék be a feketefenyő állományon teljes körben, a kérés nem talált nyitott fülekre. Minden elrendelésnél csak az aktuálisan megbetegedett, vörösödő fákat vágták ki, a zöld lombúakat meghagyták. Pedig a fenyőpusztulásról megjelent cikkben az erdészek ezt írják: „...ha a pusztult fák száma a hatóság által előírtnál alacsonyabb szintre esne, az egész erdőrészletet, vagy egyes részeit célszerű teljes egészében levágni.” (KOLTAY és mtsai 2013). Mindezt nehéz másképp értelmezni, mint a kezelő és az elrendelő arra irányuló szándékát, hogy maradjon a területen néhány túlélő példány, ami esetlegesen az időjárás jobbra fordulása esetén majd magot hoz, és a területet teleszórja, ezáltal megteremtve újból a feketefenyves kialakulásának lehetőségét. Mindezt alátámasztja a számtalan helyen ma is ott álló magányos, vagy kisebb facsoport, melyek a spontán fenyőfelújulás magforrásai (lásd Balatonygörök: Garga-hegy) (9. ábra).

Az alkalmazott technológiák és azok hatása

A fakitermelés módja az említett nagyszámú brigádok eszközparkjából és felkészültségükből adódóan változatos képet mutatott, melynek természetvédelmi szempontú eredőjeként a felújuló természetes vegetációban esett beavatkozás nagyságrendje a meghatározó. Nyilvánvalóan a homogén monokultúrák letermelésével jelentkező kártétel volt a legkisebb. A nagyobb probléma a következő két szituációhoz köthető;

- a) mikor a tárgyi erdőrészletben a fenyves nem monodomináns, hanem honos fa-, illetve cserjefajokkal elegyes állományt alkot
- b) amikor a letermelésre kijelölt erdőrészletet csak jó természetességi állapotú vegetáción (sziklagyepen, bokorerdő mozaikon, vagy erdőn) át lehet megközelíteni, illetve a kitermelt anyagot azon át lehetett kihordani.

Lóvontatásos közelítés

A lóval, vagy két lóval való kiközelítés a legrégebbi faanyagmozgatási módszer, mely már az erdőművelési gépek megjelenése előtt is ismert volt. Hatékonyasága nyilvánvalóan nem mérhető a gépekhez, de azzal szemben számos előnye van. A legkímélőbb kiközelítés kétségkívül a rönk lóval való vontatása. A ló tömege és a járásával együtt járó taposás, a rönk húzásával keletkező felszíni bolygatás elenyésző. Mindez megerősítést nyer, ha összevetjük a területen nagy-

számban jelen lévő, sokszorosán túltartott nagyvad állomány taposási kárával.

Minden kétséget kizárólag természetvédelmi szempontból a legkedvezőbb megoldás, melynek alkalmazása a tavaszi-nyárelői vegetációs és költési perióduson kívül elfogadható. Külön megemlítendő környezeti értékelése: a zajhatás a gépekhez képest elenyésző, valamint kipufogógázok sem keletkeznek, így nem terhelik a környezetet. A ló ürülékével az erdőbe kerülő tápanyagtöbblet sokszorosa kerül be a túlzott nagyvadállomány által, főképp annak teljesen fölösleges etetésével.

A területen a kitermelések során volt példa lóval való kiközelítésre is, ám ez volumenében nagyságrendileg alulmaradt a többi technológiához képest. Mindez igencsak elgondolkodtató, hiszen egy nemzeti parki terület kezelésénél ez tűnik a legkíméletesebb módszernek. Sajnos a mai trendhez nehezen illeszkedő, sok élőmunka ráfordítással járó módszer, melyet az állattartás ismert kötöttségei is nehezítenek.

Kötélpályás közelítés

Nagyon meredek oldalakon lévő, lombos fafajokkal elegyes fenyvesek kíméletes letermelésére alkalmas technológia, mely használata esetében alig van gépi taposás. Ennek megfelelően a természetért aggódók részéről az egyik legnagyobb bizalommal várt technológia, használatával a rönk egyik végén emelve, másik végén a földön húzva érkezik ki az erdőből. Alkalmazására csupán néhány helyszínen került sor,



9. ábra. A letermelések során lábbon hagyott fenyők (fotó: Óvári Miklós)



10. ábra. A kötélpályás kitermelés a Pető-hegyen (fotó: Óvári Miklós)

ott, ahol a feketefenyők nagyjából egykorú lombos fákkal álltak elegyenben, így alkalmazásával azok megkímélhetők lettek volna. A gyakorlat azonban mást mutatott. A meredek domboldalban a fenyők vontatásának útjába álló, meghagyandó fák nagy része kivágásra került vagy azok súlyos sérüléseket szenvedtek (ágtörések, törzssérülések stb.). A vonszolás nyomán a rendzinában megannyi kis árok lett „húzva”, amikben a csapadékkal a talaj is könnyedén lemosódik. Ennek a technikának a mementója többek közt a Pető-hegy nyugati oldalán látható (10. ábra).



11. ábra. Taposási kár fiatal kőrisben (fotó: Óvári Miklós)

A nagygépi letermelés (harvester, forwarder és traktor használata)

A korszerű kitermelés leghatékonyabb módja kétségkívül a fakombájn (harvester) és a kiszállító jármű, a (forwarder) együttes használata. Ezekkel az eszközökkel akár a karvastagságú fiatalosokban (*Fraxinus ornus*, *Quercus pubescens*) is könnyedén lehetett mozogni, hiszen a gép ereje folytán könnyedén utat talált magának. Használatukkal a kitermelés igencsak hatékonyra válik: a fakombájn a döntés, gallyazás, darabolás műveletsorát egymaga elvégzi, majd a gallyat és a hengeresfát deponálja. A forwarder ezek után az értékesítésre szánt gömbfával magát megrakja és kihozza a területről. A keletkező hulladék (gally, kéreg stb.) mennyisége is számottevő, hiszen tömegét tekintve a kinyert hengeresfa 1/3-át teszi ki (HOFFMANN 2014) és szintúgy hasznosítható, aprítva értékesíthető. Ezt a gally- és kéreghulladékot többnyire utánfutós traktorokkal szállították ki a területről.

Ennek a technológiának az alkalmazása a homogén fenyesek esetében helyénvalónak bizonyult. A gondok itt is a természetes vegetációban való mozgáskor jelentkeztek. Az őshonos fafajokból álló fiatalosokon keresztülhaladva a gépek már egyszeri közelítéssel is hatalmas károkat okoztak. A gépek haladási útvonalában a fiatal fák (*Fraxinus ornus*, *Quercus pubescens*, *Sorbus torminalis*) és cserjék (*Berberis vulgaris*, *Cotinus coggygria*, *Viburnum lantana*) kitörtek, illetve sérüléseket szenvedtek. A cserjeszint védett fajaiban (*Sorbus aria* agg., *Cotoneaster tomentosus*, *C. integerrimus*, *Ruscus aculeatus*) is nagy károkozás volt tapasztalható. Mindez gyakorta egy, vagy néhány fenyőegyed kitermeléséért történt, esetenként akár száz méteres nyomot is hátrahagyva. A károsítások a többszöri elrendeléssel érintett részletekben és a kontakt területek természetes vegetációjában hatványozottan jelentkeztek, ahol a korábbi beavatkozások során otthagytott, még egészségesnek tűnő fenyőpéldányok későbbi eltávolításakor a gépek új utakat törtek maguknak a fiatal erdőkben, a fejlődő újulatot újra és újra széttaposva, a dózerutakkal felérő kimélyített nyomsávokkal az erdőfoltokat fölöslegesen feldarabolva, újabb mozaikokra osztva (11. ábra). A taposás hatása a dolomitgerinceken a legszembetűnőbb. Ezek a növényzettel gyéren benőtt élek könnyebb haladást biztosítottak a gépmonstrumok számára. Ám ezeken a helyeken a gépek a haladás, megfordulás, munkavégzéssel járó mozgás során a vékony rendzinát széttaposták, a sziklagyepet szétszaggatták. A legnagyobb taposási kár azonban az utánfutós traktorok munkája során keletkezett, melyek keskeny kerekei nagyobb súllyal nehezedtek a talajra, ezáltal nagyobb nyomot hagyva abban.

A munkálatok végén a letermelt, munkavégzés szempontjából befejezettnek tekintett (készre jelentett) területeken tapasztaltakat az alábbiak szerint lehet összegezni.



12. ábra. Széttaposott gyepek ág és lomhulladékkal, parlagfűvel (fotó: Óvári Miklós)

- A vágásterületekről a kitermelt fenyőgömbfa a területéről túlnyomórészt ki lett szállítva.
- A gömbfa a vágásterületen, azok közelében a nyiladékok mentén kijelölt tárolóterületeken nagy mennyiségben deponálásra került.
- Monokultúrás erdőrészeknél a vágásterületen a törzsekről levágott ágak és koronarész csak részben került elszállításra, így azok sokhelyütt nagy mennyiségben maradtak a helyszínen.
- A lombos fajokkal elegyes erdőkben a kitermelések helyén az ág- és koronahulladék nagy tömegben helyben maradt, többnyire a termelés helyszínén, deponátlanul.
- A mélyebb talajú vágásterületek esetében a gyomok és inváziós fajok kolonizálása figyelhető meg. Sok esetben a népegészségügyi problémákat jelentő allergén parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) terjedése tapasztalható (Balatongyörök: Garga-hegy) (12. ábra).

Összegzés

Mindent összevetve a Keszthelyi-hegységben a feketefenyvesek nem váltották be a hozzájuk fűzött reményeket. A várt gazdasági haszon elmaradt, a fenyők a minőségi ipari fa kritériumainak nem feleltek meg. Ez a felismerés már korábbra datálódik, melyet a mostani tömeges pusztulás csak megerősített. A nagy területen bekövetkezett pusztulás nyomán elrendelt kitermelés volumene, a végrehajtásra adott idő rövidsége és az ökonómiai prioritások ezúttal is háttérbe szorították a természeti szempontokat. Szerencsétlen módon a közelmúltban a Tátrában és a szomszédos Szlovéniában (GERGELY és NAGY, 2014) bekövetkezett természeti katasztrófák nyomán is nagy területet érintett fenyőtörés, így a letermelt famennyiség hatalmas túlkínálatot jelentett a piacokon. Nyilvánvalóan ekkora árukészletre nem volt elégséges felvevőpiac. Mindez az árak eséséhez és veszteség növekedéséhez



13. ábra. A kitermelt fenyő deponálása (fotó: Óvári Miklós)

vezetett. A Keszthelyi-hegységben kitermelt fenyők elszállítása is sokszor hosszú ideig váratott magára, mivel a vasúti rakodótereken tűzvédelmi szempontból csak a megengedett mennyiséget tudták tárolni.

Ám a bevétel-orientált erdőgazdálkodás még egy ilyen szituációban is felülírta a nemzeti parki területek értékeinek védelmét. A kitermeléssel és elszállítással együtt járó taposás, pusztítás a természeti értékekben hihetetlen nagy károkat okozott. Ehhez járul hozzá a fajgazdag szegélyeken való deponálás, melynek időtartama sokszor egy vegetációs időszakon is átívelt (13. ábra).

Az elpusztított természeti értékek számszerűsítésekor megjelenő összeg és a feketefenyő letermeléséből, értékesítéséből származó nettó nyereség összevetése esetén a mérleg nagy valószínűséggel az előbbi irányába mutatna.

Érdeemes megvizsgálni a fenyvesek után ottmaradt talajt is. A dolomitkopárok talajának növelése sem sikerült, illetve csak időszakosan. A túlzott elvárásokkal szemben már több, mint száz éve, hogy tárgyilagossági írások is megjelentek: „Azt tartjuk, hogy a feketefenyő nagymennyiségű tühullással sok televényt képez és a talajt javítja. Ez is csak félig áll. Sok tűt hullat ugyan, de a tűk igen nehezen korhadnak el; több évtized kell ehhez, s az így képződött televény akkor sem olyan termékeny, mint a lombfa által képezett.” (HAVAS 1900). Ezt erősíti, hogy a megfigyelések szerint a tűavar lebomlása a feketefenyő természetes élőhelyein is lassú, ám a hazai ültetvényeken még annál is lassabb (TÓTH 1989).

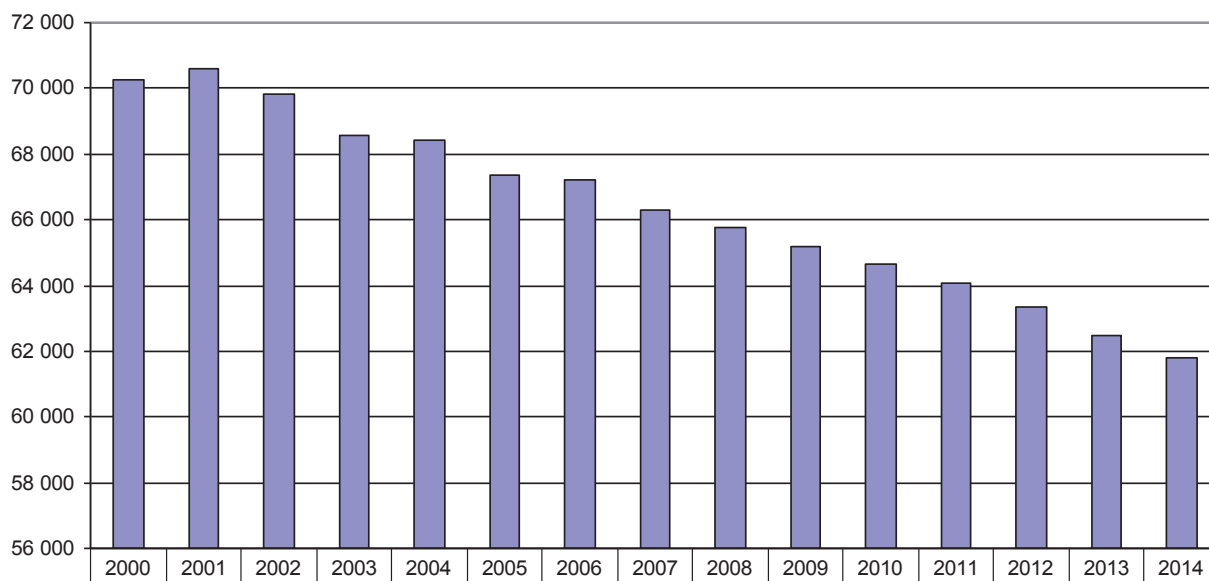
A fenyvesítések indoklásának egyik sarokpontja a várhatóan növekvő talajképződés volt. Ez a felgyorsult talajképződés azonban csak addig tartott, amíg a fenyők alatt a gyepvegetáció még túlélt. Amikorra a sűrűvé vált fenyves alatt a gyepszint elpusztult, nem volt

többé már, ami megtartsa a képződött talajt. A fenyvesekben az esőzések nyomán ilyenkor lejtőirányban mély árkok, eróziós barázdák képződtek, melyen az esőkkel a talaj is lemosódott (SZABÓ 1983). A dolomit aprózódó tulajdonsága közismert, így a növekvő fenyők gyökerei a kőzet repedéseibe kapaszkodva annak további mállasztását, aprózódását okozták. Ez az aprózódott kőzetmálladék aztán a kiadósabb esőknél az eróziós barázdákban a rendszíval együtt lemosódott a völgyekbe. Vagyis a vágásterületen jelen lévő talaj a fenyvesítés előtt a sziklagyepekben lévő mennyiségben sem áll ma rendelkezésre. A másutt sikerrel alkalmazott, a szintvonalak mentén kialakított talajmegtartó törzsfektetéses módszerrel itt nem találkozunk.

Milyen jövő várható? Hogyan tovább?

A feketefenyő letermelése után felmerülő legfontosabb kérdés, hogy mi lesz a vágásterületek sorsa? Mivel a Keszthelyi-hegység esetében igen jelentős az érintett terület kiterjedése, a kérdésre adott válasz meghatározza a táj képeinek jövőbeni alakulását. Az erdész és természetvédő szemlélet ezen a ponton ütközik, hiszen a felek érdekei merőben különbözőek. Az erdész továbbra is erdőt szeretne látni a területen, a természetvédő pedig természetes vegetációt, ami nem feltétlenül jelent erdőt, számára a dolomitkopárok korábbi értékes gyepvegetációjának rehabilitációja, a bokorerdők újbóli megjelenése is elfogadható, sőt kívánatos cél. A dolog megoldását tovább nehezíti az ágazati jogszabályok diszharmoniaja, különbözősége. A hatályos erdészeti jogforrás meglévő erdő helyén újra erdő felhozatalára kötelezi a gazdálkodót.

Feketefenyő



14. ábra. A hazai feketefenyvesek területének (ha) alakulása az utóbbi 15 évben (Forrás: KSH)



15. ábra. Felújítás a nemzeti parki területen (fotó: Óvári Miklós)

Milyen lesz a dolomittömb új vegetációja? A kérdés megválaszolásakor nem szabad figyelmen kívül hagyni azt a tényt, hogy a fenyvesek pusztulását generáló kedvezőtlen környezeti folyamatok az előrejelzések szerint tartamosak, hatásuk a közeljövőben továbbra is várható, így vélhetően folytatódik a feketefenyő területének az országban már hosszabb ideje tapasztalható csökkenése (14. ábra).

Az előzőek ismeretében világosan látszik, hogy a dolomitoldalakon gazdasági szempontból rentábilisnak mondható erdő nem hozható fel. Ezt erősíti, hogy a hegység természet szerű lombos erdőiben a cser is nagy területen száradásnak indult (érdemes lenne vizsgálni, hogy ezek az erdők a grófi időkben történt telepítések-e?). Teljesen nyilvánvaló, hogy ha a völgyaljak mélyebb talaján pusztul a cser, akkor a dolomitoldalak sekély rendzináján sem lesz képes megélni.

A Keszthelyi-hegység szóban forgó területei nagyrészt természetvédelmi oltalom alatt állnak, nemzeti parki és Natura 2000 besorolásúak. Ennek a körülménynek – melyek a Natura 2000 esetében hazánkra nézve európai uniós kötelezettségeket is jelentenek – megfelelően a helyes út a természetes folyamatok, az újonnan kialakuló szukcesszió érvényre juttatása. Az újból megjelenő vegetáció remélhetőleg a fenyvesítéssel nem érintett dolomithalmok növényzetét hozza létre az évek, évtizedek során. Az új vegetáció kialakulásában a természetes szukcessziós folyamatoknak kell teret biztosítani. Érdemes itt is egy korabeli megjegyzést kiragadni: „A Bakony kopárainak fásítására legalkalmasabb lombfa véleményem szerint a virágos kőris (*Fraxinus Ornus*), ez annyira kevésbé válogatós a talajban, hogy alighanem mindenütt megél, ahol a feketefenyő.” (HAVAS 1900). Ám ahol a cseresek, mészkedvelő tölgyesek nem képesek spontán módon kialakulni, ott hagyni kell a bokorerdők, sziklagyepek és sztyeprétek kialakulását. Itt ki kell hangsúlyozni, hogy természetvédelmi egyeztetés nélküli erőszakolt erdőtelepítések gyakorlatával a kezelőnek fel kell hagyni, az erőltetett csertelepítés



16. ábra. Bálványfák a gyenesdiási Nagymező közelében (fotó: Óvári Miklós)

könnyen lehet, hogy ismét a közelmúlt eseményeihez hasonló történésekhez fog vezetni. (15. ábra).

Az újra meginduló szukcesszióval kapcsolatban korábban Szabó is már kifejtette véleményét: „... Az sem valószínű, hogy a refúgiumokból a feketefenyő letermelése után az eredeti vegetáció fejlődik ki újra, inkább az irtás-növényzet szekunder szukcessziója tapasztalható.” (SZABÓ 1987). A vágásterületeken várható új szukcessziós folyamatok természetességi irányát túl a szakmapolitikai vitákon azonban egy nagyon fontos tényező is befolyásolja, nevezetesen az inváziós fajok jelenléte, agresszív terjeszkedése. Míg az akác (*Robinia pseudoacacia*) ez ideig csak marginálisan a szegélyterületeken jelent meg, addig a hegység belső területein már számos erdőrészletben kolonizál a bálványfa (*Ailanthus altissima*) (16. ábra). Megjelenése korábban a foltos letermelésekre, lékekre szorítkozott, de mára a közutak, nyiladékok mentén nagy ütemben tör előre. Agresszivitását jelzi, hogy a fenyvesek utáni vágásterületeken számos erdőrészletben pionírként megtelepedett. Az ellene való védekezés nehéz feladat és ekkora területen hatalmas erőforrásokat igényel. A védekezés során a nem megfelelő figyelemmel történő beavatkozások csak tovább fogják erősíteni a feljövőben lévő természetes vegetációval szemben.

A felmerülő kérdések közül azonban minden bizonnyal az a döntő jelentőségű, hogy a többszintű védelem alatt álló nemzeti parki és Natura 2000 területeken a többnyire csak vélelmezett gazdasági haszonnal kecsegtető fatermesztési érdekekkel szemben végre érvényt lehet-e szerezni a valós természeti értékek védelmének, azok fennmaradásának.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom Palkó Sándornak (+) és Almádi Lászlónak, akik a problémára felhívták a figyelmemet, és ezúton szeretném megköszönni Bauer Norbertnek, Bérces Sándornak, Bódis Juditnak, Magos Gábornak, Mészáros Andrásnak, Molnár V. Attilának és Sulyok Józsefnek, hogy adataikat rendelkezésre bocsátották, illetve tanácsaikkal segítették munkámat. Az angol fordítást Lukács Balázs Andrásnak köszönöm.

Irodalomjegyzék

- BÓDIS, J. (1993): A feketefenyő hatása nyílt dolomit sziklagyepkekre. I. Texturális változások. – *Botanikai Közlemények* **80**(2): 129–139.
- BOKOR, R. (1949): A fa, mint a jövő ipari nyersanyaga. – *Erdészeti Lapok* **85**(12): 287–294.
- BORHIDI, A. (1956): Feketefenyveseink társulási viszonyai. – *Botanikai Közlemények* **49**: 175–285.
- BRAMWELL, D. (1997): *Flora of the Canary Islands*. – Editorial Rueda, Madrid, 220 pp.
- CSERESNYÉS, I., CSONTOS, P. és BÓZSING, E. (2006): Stand age influence on litter mass of *Pinus nigra* plantations on dolomite hills in Hungary. – *Canadian Journal of Botany* **84**(3): 363–370.
- CSERESNYÉS, I. – TAMÁS, J. (2014): Evaluation of Austrian pin (*Pinus nigra*) plantations in Hungary with respect to nature conservation – A review. – *Tájkölögi Lapok* **12**(2): 267–284.
- CSILLAG, V. (2006): Feketefenyő-pusztulás a Keszthelyi-hegységben. – *Erdészeti Lapok* **141**(9): 279–280.
- CSONTOS, P. (szerk.) (1998): *Sziklagyepes szünbotanikai kutatása*. – Scientia Kiadó, Budapest, 296 pp.
- CSONTOS, P. (szerk.) (2007): *Feketefenyveseink kutatása*. – MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Kutatócsoport, Budapest, 100 pp.
- CSONTOS, P., HORÁNSZKY, A., KALAPOS, T. és LÖKÖS, L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. – *Annales Historico-Naturales Musei Naturalis Hungarici* **88**: 69–77.
- CZILI, K. (2009): *Az erdei- és feketefenyő egészségi állapota a HM VERGA Zrt. Kabhegyi Erdészet területén*. – Diplomadolgozat. NymE-EMK, Sopron.
- GÁSPÁR-HANTOS, G. (1960): A Keszthelyi-hegység erdőfelújítási problémái. – *Erdészeti Lapok* **9**(4): 156–161.
- GERGELY, F. és NAGY, L. (2014): Hatalmas erdőkárak Szlovéniában. – *Erdészeti Lapok* **149**(3): 92.
- HAVAS, Á. (1897): Néhány szó a Bakony kopárainak fásításáról. – *Erdészeti Lapok* **36**(7): 535–550.
- HAVAS, Á. (1900): Még néhány szó a Bakony kopárainak fásításáról. – *Erdészeti Lapok* **39**(6): 457–469.
- HAVAS, Á. (1901): A kopár területeken használt ültetési módokról. – *Erdészeti Lapok* **15**(6): 515–521.
- HOFFMAN, P. S. (2014): *A feketefenyő pusztulásának kezelése a Keszthelyi-hegységben*. – In: A klímaváltozással összefüggő erdőgazdálkodási kihívások. Fenntartható Erdőgazdálkodásért Alapítvány, Sopron, pp. 83–104.
- HORÁNSZKY, A. (1996): Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagyszénáson. – *Természetvédelmi Közlemények* **3–4**: 5–19.
- IPCC (2007): *Summary for Policymakers*. – In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M. és Miller, H. L. (szerk.): *Climatic Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climatic Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 86 pp.
- JANIK, G., NAGY, A., KOLTAY, A., REMÉNYFY, R., DUDÁS, B., LOVÁSZ, Á., HIRKA, A., SZŐCS, L. és CSÓKA, GY. (2015): *Gyors, tömeges fenyőpusztulás a Mátrafüredi Erdészet területén*. – Erdészeti Tudományos Intézet, Erdővédelmi Osztály, Mátrafüred, 12 pp.
- KADLEČÍK, J. (szerk.) (2014): *Draft Red Lists of Threatened Carpathian Habitats and Species*. – The State Nature Conservancy of the Slovak Republic, Banská Bystrica, 234 pp.
- KOLTAY, A. (1997): Mitől vörösödnek feketefenyveseink? A hajtások és a tülhalások leggyakoribb tünetei feketefenyő-állományokban. – *Erdészeti Lapok* **132**(1): 12–13.
- KOLTAY, A. (1998): A feketefenyő hajtáspusztulását okozó gomba, a *Shaeropsis sapinea* Dyko & Sutton biológiai vizsgálati eredményei. – *Erdészeti kutatások* **88**: 251–271.
- KOLTAY, A., TÓTH, J., KONDÁR, L. és SZABÓ, T. (2009): Vegyszeres védekezés a *Dothistroma septospora* (Dorog.) Morlet és *Sphaeropsis sapinea* Dyko & Sutton kórokozók ellen fiatal feketefenyő- (*Pinus nigra*) állományban. – *Növényvédelem* **45**: 225–230.
- KOLTAY, A., JANIK, G., NAGY, A., LOVÁSZ, Á., REMÉNYFY, R. és DUDÁS, B. (2012): Tömeges fenyőpusztulás a Mátrafüredi Erdészet területén. – *Erdészeti Lapok* **192**(10): 302–303.
- KOLTAY, A. és NAGY, L. (1999): Feketefenyő klónok fogékonysága a *Sphaeropsis sapinea* és *Dothistroma septospora* kórokozók fertőzésével szemben. – *Erdészeti kutatások* **89**: 151–161.
- KOLTAY, A., SZAKÁCS, I. és HORVÁTH, A. (2013): Tömeges fenyőpusztulás a Keszthelyi-hegységben. – *Erdészeti Lapok* **193**(5): 145–147.
- KRASSAY, L. (1991): A feketefenyő megismerésének és kutatásának rövid története. – *Erdészettörténeti Közlemények* **5**: 114–147.
- KURTTO, A., LAMPINEN, R. és JUNIKKA, L. (szerk.) (2004): *Atlas Florae Europaeae. Distribution of Vascular Plants in Europe*. – The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki, 320 pp.
- LACZIK, D. (2011): A feketefenyő egészségi állapota a Mecsek hegységben. – NYME, Sopron, kézirat.
- LENGYEL, GY. (1961): Összefüggések a feketefenyő állományok megbetegedése és az időjárási viszonyok között. – *Az Erdő* **10**(1) 32–36.
- LENGYEL, GY. (1964): A feketefenyőpusztulás kérdése. – *Erdészeti Lapok* **99**(3): 126–131.
- LIBER, Z., NIKOLIC, T. és MITIC, B. (2002): Intra- and interpopulation relationships and taxonomic status of *Pinus nigra* Arnold in Croatia according to morphology and anatomy of needles. – *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **71**(2): 141–147.
- MAJER, A. (1963): *Erdő- és termőhelytípusok útmutató növényei*. – Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest, 220 pp.
- MAJER, A. (1988): *Fenyves a Bakonyalján*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 375 pp.
- MAROSI, S. és SOMOGYI, S. (szerk.) (1990): *Magyarország kistájainak katasztere I-II*. – MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, 1023 pp.
- MÁRTON, S. (1892): Új ültetési mód. – *Erdészeti Lapok* **31**(3) 156–162.
- MOLNÁR, V. A. (szerk.) (2011): *Magyarország orchideáinak atlasza*. – Kossuth Könyvkiadó, Budapest, 504 pp.
- OROSZI, S. (2006): Bakonyi erdők, bakonyi évszázadok. – *Erdészettörténeti Közlemények* **68**: 1–192.
- PAGONY, H. (1985): A Magyarországon előforduló *Pinus* fajok károsítói és az ellenük való védekezés. – *Erdészeti Lapok* **8**: 119–120.
- PAPP, J. (1899): Erdősítés Balaton vidékén. – *Erdészeti Újság* **75–77**: 83–85.
- RADOVAN, D. (1964): Die Walder der dalamatischen Schwarzföhre (*Pinus nigra* Arn. ssp. *dalmatica* Vis. s.l.) in Jugoslawien. – *Berichte des Geobotanischen Institut der Eidgenössischen Technischen Hochschule* **36**: 103–116.
- REUTER, C. (1961): Hozzászólás a feketefenyő állományok megbetegedéséhez. – *Erdészeti Lapok* **3**: 119–120.

- SCHÖNFELDER, I. és SCHÖNFELDER, P. (2012): *Die Kosmos-Kanarenflora*. – Franckh-Kosmos Verlags GmbH & Co. KG, Stuttgart. 320 pp.
- SZABÓ, I. (1983): A Keszthelyi-hegység növényvilágának kutatása. – *A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei* **6**: 77–98.
- SZÉKELY, M. (1868): A feketefenyő (*Pinus austriaca*) művelésének és terjesztésének hasznairól. – *Erdészeti Lapok* **7**(4–5): 205–210.
- SZILASI, T. (2013): Feketefenyő-pusztulás a Mecseki parkerdőben. – *Erdészeti Lapok* **148**(4): 106–107.
- TAMÁS, J. (2003): The history of Austrian pine plantations in Hungary. – *Acta Botanica Croatica* **62**(2): 147–158.
- TÓTH, S. (1989): A checklit of microscopic fungi of the Nagyszénás nature reserve. – *Abstracta Botanica* **13**: 87–98.
- WALLNER, E. (1943): A Bakony erdőtakarójának pusztulása. – *Földrajzi Közlemények* **52**(1): 65–69.
- ZÓLYOMI, B. (1942): A középdunai flóraválasztó és a dolomitjelenség. – *Botanikai Közlemények* **39**: 209–231.
- ZUKRIGL, K. (1999): Die Schwarzföhrenwalder am Alpenostrand in Niederösterreich. – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* **12**: 11–20.

Overview of the Hungarian afforestation processes respect to the degraded plantations of black pine in the Keszthely-mountains

Miklós Óvári

Gorkij u. 1/d, H–8900 Zalaegerszeg, Hungary. E-mail: miki58@indamail.hu

In an earlier era, closed sand steppes and various open habitats were afforested with indigenous black pine (*Pinus nigra*). The aim of the afforestation process was twofold: firstly, it aimed to produce timber; secondly, it aimed to re-stimulate soil forming processes. Pine forests have actually failed to produce the required economic benefits for more than a hundred years; and the production of quality timber tree has also failed. Climate change and extreme weather events have an adverse effect on black pine, therefore its plantations started to degrade in recent years. As well as providing a general review of the ecological problems, our aim is to introduce and discuss the experiences and conservation effects of the deforestation actions that took place in the Keszthely-mountains.

Key words: Pinaceae, *Pinus nigra*, invasion species, Keszthely-mountains, forestry, black pine devastation, nature conservation

Szálalás lehetőségei és korlátai a zánkai száraz tölgyesekben

Siffer Sándor

8200 Veszprém, Cholnoky J. u. 18/C. E-mail: siffer.sandor@gmail.com

A Balaton-felvidéken, Zánka határában 1994-óta magántulajdonba visszakerült száraz tölgyesekben végzünk folyamatos erdőborítást biztosító szálalást. A szakma a sikerességét kétféle vagy lehetetlennek tartja. A nagyvad makkfelszedése miatt a makktermések utáni természetes felújulás rendre elmarad. A makkfelszedés tényét az érdekeltek teljes körű bevonásával részletes makkszámllalással sikerült bebizonyítani. A természetes felújulás hiányában pedig a szálalás nem működik, ezért még a makktermés előtt hektáronként egy-két 500 m² nagyságú állományfoltot alacsony, 110–120 cm magas fém hálóval bekerítünk. A vaddisznó ellen védő kerítés védelmében makktermés után jól újulnak az állományfoltok. A második évtől kezdve a meglévő újulat felett nyitott, ÉK-DNy tájolású, ellipszis alakú lékekben és a határoló állomány koronájának áttörtté tételével, a napi 4–5 óra közvetlen fény hatására a tölgy újulat jól fejlődik. Az átlagosan négyzetméterenként 4–5 csemete sűrűségű újulatban a természetes kiválasztódás hatékonyan érvényesül. A szálaló üzemmódú állományainkban a fahasználatok jelölése a szálaló elveknek megfelelően történik. Öt éven belül minden erdőrészt teljes területére visszatérünk. A fahasználatok mértékét, gondolva a tartalékképzésre, a folyónövedék 60%-ában határoztuk meg. A tő melletti választékolás, darabolás után a faanyag emelve, a kijelölt ideiglenes és állandó közelítő nyomokon kerül az erdei rakodóra. Az élőfakészlet 5–8%-ának megfelelő mennyiségű álló és fekvő holtfa élőhely láncolata az itt folyó kutatások szerint is jelentősen gazdagítja erdeink élővilágát és biztosítja egészségés működését.

Kulcsszavak: Balaton-felvidék, száraz tölgyesek, szálalás, nagyvad makkfelszedése, természetes újulat, jelölés, közelítés, holtfa

Bevezetés

A Balaton-felvidéki száraz tölgyesek általában gyenge fatermőképességűek, sekély termőrétegű talajokon élnek. Az utóbbi évtizedek szélsőségeiben egyre gyakoribb időjárása indokoltá teszi a folyamatos erdőborítás biztosítását. Az adott termőhely őshonos fafajok alkotta erdeinek változatosabb állomány szerkezete bizonyítottan jobban átvészeli az időjárási szélsőségeket. Ilyen erdőszerkezet nagyobb területen szálaló erdőgazdálkodás során jön létre, védve a talajt, az erdőklímát. A 22 évi gazdálkodásunk ismertetése, elért eredmények, felmerült nehézségek bemutatása együtt bizonyítják a szálaló erdőgazdálkodás létjogosultságát és működését a száraz tölgyesekben.

Helyszín, élőhely rövid bemutatása

A Balaton-felvidéken Zánka község határában közel 200 hektár, szálaló üzemmódú száraz tölgyesben dolgozom. A Bálint-hegyi Erdőbirtokossági Társulat területén, mint tulajdonos és jogosult erdészeti szakszemélyzet, míg a Herceg-erdő 160 hektárján jogosult erdészeti szakszemélyzetként látom el a teendőket. Az 1994-ben alakult Bálint-hegyi Erdőbirtokossági Társulat családi erdőbirtokosság. A Herceg-erdő ma-

gánerdeinek 145 tulajdonosát Szabó Péter úr képviseli, egyben ő a megbízott erdőgazdálkodó is.

Az esettanulmányban tárgyalt erdők többsége száraz cseres-kocsánytalan tölgyes, de egyes foltjai a Balaton-felvidék mészkéregű száraz tölgyeseihez tartoznak.

A termőhely talaja permi vörös homokkőön kialakult sekély vagy középmély, gyengén savanyú, barna erdőtalaj. A hegylábi részeken foltokban a lösz borításon középmély, barna erdőtalaj alakult ki.

Az erdőtársulás fő fafaja a csertölgy (*Quercus cerris*) és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*). Jellemző elegyfajjai a virágos kőris (*Fraxinus ornus*), a mezei juhar (*Acer campestre*), a szórtan előforduló barkócaberkenye (*Sorbus torminalis*), a védett házi berkenye (*Sorbus domestica*), a vadkörte (*Pyrus pyramidalis*) és a molyhos tölgy (*Quercus pubescens*).

A laza fényeresztő lombkorona alatt változatos, fajgazdag a cserjeszint. Az erősebben savanyú váz- talajon azonban hiányzik, itt kiterjedt moha foltok borítják a felszínt. A jellemző cserjefajok szárazságtűrők, mint a cseregalagonya (*Crataegus laevigata*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), fagyal (*Ligustrum vulgare*), húsos som (*Cornus mas*), csíkos kecskerágó (*Euonymus europaeus*), bibircses kecskerágó (*Euonymus verrucosus*), varjútövis (*Rhamnus catharticus*), kökény (*Prunus spinosa*) és a gyepűrózsa (*Rosa canina*).

Szálalásunk gyakorlata és korlátai

Az erdész szakmai körökben sem egységes a száraz tölgyesek szálalásának megítélése. Sokan kételkedéssel fogadják vagy lehetetlennek tartják. Egyik bizonyosságul álljon itt Fekete Lajos Professor Úr 1898-ban írt „Az erdők berendezése” című munkájából vett örökérvényű idézet:

„Hiszen a szálalás legközelebb áll a természet gazdálkodásához az őserdőben, és itt mégis fenn tudta tartani magát minden fanem.” (FEKETE, 1898).

A szálaló erdő kialakítása mellett elkötelezett erdőgazdálkodónak, ha az állományai a magtermő korukat elérték, természetesen újulnak és egyedei még nem idősök, tehát az adott termőhelyen hosszú ideig egészségesen élhetnek, mindenképpen a szálaló üzemmódot érdemes választania. Ezt tettük mi is. Erre 2006-ban a körzeti erdőtervezéskor nyílt lehetőség. Előtte 1994-től a visszakapott erdeink vágásos üzemmódúak voltak, akkor még az erdőtervezésben sem szálaló, sem átalakító üzemmód nem volt, de ettől függetlenül a vágásos üzemmód keretei között is már szálaló szemlélettel dolgoztunk. Fontos, hogy az átalakítandó erdők lehetőleg (természetes) természeteszerű és származék természetességi állapotúak legyenek, vagy ilyenekké alakítsuk. A természeteszerű erdők szerkezete a természetes erdőkéhez hasonló, az idegenhonos és az erdészeti tájidegen fajok aránya 20%-nál kisebb, az intenzíven terjedők pedig csak szálanként fordulnak elő. A származék erdőkben az idegenhonos és a tájidegen fajok aránya eléri a 20–50%-ot, az intenzíven terjedők aránya 20%-nál kisebb.

A jelenlegi üzemmód választási gyakorlat a fentiekkel ellentétben az átalakító üzemmódot részesíti előnyben. Ezt az üzemmódot igazán a magtermő korukat el nem érő fiatal, és a hosszabb távon egészségi állapot romlása nélkül már nem fenntartható állományok átalakítására vezették be, egy évvel a szálaló üzemmód után.

Az átalakító üzemmód választásnál gyakori indok, hogy nem kell tíz évenként ellenőrző részletes fakészletfelvételt készíteni, holott erre ugyanúgy szükség van, mint a szálaló üzemmódban. Az erdészeti hatóság is előnyben részesíti az átalakító üzemmód alkalmazását, mondván, hogy ebben az üzemmódban van erdőfelújítási kötelezettség. Szálaló üzemmódban sem csökkenhet a vastagsági osztályok záródása 70% alá, beleértve az utánpótlás állomány fedettségét is. Amennyiben ez megtörténik, az erdészeti hatóság a fahasználatot az utánpótlás állomány megjelenéséig szüneteltetheti.

A gazdálkodók és az erdészeti szakszemélyzet többsége is kedvezőbbnek tartja, mivel az átalakító üzemmód fahasználatai megegyeznek a jól ismert vágásos üzemmódéval, ugyanakkor az átalakítás érde-

kében itt is a szálaló elveknek megfelelően kell eljárni. Az átalakító üzemmód vágáskora előre vetíti, hogy az anyaállomány belátható időn belül letermelésre kerül. Ezzel szemben a szálaló üzemmódban nincs vágáskor, csak egyetlen fahasználati mód van a szálalás, akár évenként is történhet fakitermelés. Mértéke tíz év alatt az átalakítás elején még a folyónövedék kétszeresét is megközelítheti, később mindinkább a folyónövedékhez közelít. Sokkal érzékenyebben lehet itt az állományban bekövetkezett változásokat követni. Ráadásul később üzemmódot sem kell váltani!

A szálalás elengedhetetlen feltétele a termőhely erdőtársulását alkotó fafajok életciklusának, környezetükkel való kapcsolatának minél tökéletesebb ismerete. A szükséges belenyúlásokat is csak így lehet eredményesen elvégezni. Éppen ezért az alábbiakban érdemes röviden áttekinteni az érintett területen előforduló fafajok szálalás szempontjából fontosabb tulajdonságait. A jellemzés GENCSI és VANCSURA (1992) munkája alapján készült.

Csertölgy: csíracsemetéjét erőteljes, gyors fiatalkori növekedés jellemzi. Hajtásrendszerét és gyökérzetét a kocsánytalan tölgygel ellentétben egyszerűen fejleszti. Fiatalon hajtásképzése szakaszos (1. ábra), később ez ritkává válik vagy meg is szűnik. Fiatalkori erőteljes növekedésével, ha megfelelő mennyiségű a közvetlen napfény, még a virágos kő-



1. ábra. Júliusi, eltérő levél alakú másodhajtás cser csemetén (fotó: Siffer Sándor)



2. ábra. A fiatal csertölgy erőteljes növekedésével még a virágos kőris is felveszi a versenyt (fotó: Siffer Sándor)

ris közül is ki tud nőni (2. ábra). Magassági növekedése azonos termőhelyen körülbelül 40–45 éves korig meghaladja a kocsánytalan tölgyét. Vastagsági növekedése is lényegesen nagyobb. Magtermő korát is a többi tölgnél korábban, 25 év körül éri el. Erdünkben későn, a kocsánytalan tölgy után két héttel fakad. Lombozata ritka, árnyéklevelei nincsenek, ez is nagy fényigényét mutatja. Két év alatt fejlődő makkja tavaszig átfekszik.

Kocsánytalan tölgy: kezdeti magassági növekedése lassú, először a gyökérzetét fejleszti. Az erőteljesebb hajtásfejlődés 7–8 év után indul meg. Hajtásrendszerét szakaszosan fejleszti. Egy vegetációs időszak alatt 2–3 fejlődési szakasz is előfordulhat. Egy-egy hajtásfejlesztés levélformája gyakran jelentősen eltér az előbbiektől. Magassági és vastagsági növekedése még 80 éves korában is jelentős lehet. Gyökérzete a nálunk gyakori törmelékes talajon is mélyre hatoló. Kevésbé fényigényes, ezért állományai nem gyérülnek ki. Újulata az erősebb záródást is hosszabb ideig elviseli. Korán fakad, lombozata árnyékleveleket is tartalmaz.

Virágos kőris: gyors életciklusú, melegkedvelő faj. Csemetéje először a gyökérzetét fejleszti. Magassági növekedése a harmadik évben indul meg. Gyökérzete

első- és másodrendű támasztó gyökerekből és sűrű, a felszín közelében futó, fekete színű hajszálgyökerekből áll. A szerteágazó finom gyökérzete a talaj csökkenő és kötöttebb vízkészletét is hasznosítja. Aszályos időszakokat, párologtatását csökkentve, jól átvészeli. 2011. év nyárelőjének hosszan tartó aszályos időszakában a fagyal levelei már lógtak, a mezei juharok megsárgultak, lombozatuk jelentős részét ledobták, a molyhos tölgyek lombozata foltokban megbarnult. Ugyanezen a termőhelyen a virágos kőris levelei még fészesek és zöldek voltak. Magassági növekedése 25 éves kor után leáll, ezért más fafajok túlnövik. Évente nagy mennyiségű magot terem. Környékét sűrűn beveti, magjának csírázó képessége pedig alacsony. Területünk gyengén savanyú talaján is jól nő és újul. Fiatalon félárnyéktűrő, később fényigényessé válik. Laza koronája idősebb korban besűrűsödik. A mezei juharral együtt az itt élő társulás egyik előfafaja.

Mezei juhar: fényigénye széles határok között mozog. Csíranövénye kifejezetten árnyékigényes! Fiatalkori erős árnyéktűrését hosszú ideig megtartja. Állandó árnyalásban cserje marad. Lassú növekedésű faj, először a gyökérzetét fejleszti. Kezdetben szívgyökérzetet, majd erős oldalgyökérzetet képez. Hajtásrendszerében sok a rövidhajtás, ezért lombozata

sűrű. Területünkön minden évben gazdagon terem és jól újul.

Barkócaberkenye: lassú növekedésű, melegkedvelő faj. Száraz tölgyeseinkben elvétve fordul elő. A megmaradt kevés fa jól újul. A ritka előfordulás a korábbi gazdálkodás következménye. A csertölgyek alá szorult példányai csak kis koronájúak, megfelelően fejlődni nem tudnak. Kezdeti karógyökérzetét később erőteljes oldalgyökérzettel egészíti ki. Fiatalon mérsékelt magassági növekedését 40 éves kora körül befejezi, megfelelő növőtérrel rendelkezve már csak a koronáját fejleszti. Sérült koronája lassan épül fel. A hőmérsékleti szélsőségeket jól tűri. Mérsékelt árnytűrő, laza árnyékban hosszú ideig él, de termést nem hoz. A fentiekből következik, hogy társulásképessége mérsékelt.

Házi berkenye: védett fafajunk, erdeinkből a korábbi gazdálkodás következtében kiszorult, mindössze három termő példány maradt. Egyetlen berkenye fajunk, mely más berkenye fajokkal nem kereszteződik. Hosszú életű, mérsékelt növekedésű faj. Kedvező körülmények között a kora elérheti a 400 évet. Magassági és vastagsági növekedése hosszantartó. Fiatalon félárnyéktűrő, később kifejezetten fényigényes. Zavartalan fejlődéséhez közvetlen fényre és megfelelő növőtérre van szüksége, hogy koronáját kifejleszthesse. Viszonylag későn fordul termőre, az első bőséges termést 30 éves kora körül hozza. Termése utóérő, ekkor a cukortartalma eléri a 12%-ot. Az állatok kedvelik, terjesztik, jól újul. Melegkedvelő faj, a hosszabb szárazabb időszakokat is elviseli. Veszélyeztetett fafajunk!

A szomszédos szőlőhegyeken még él néhány bőven termő idős példány. Terméseit begyűjtve csemetéket nevelünk, és a bekerített tölgy újulat foltokban csoportosan elegyítjük, biztosítva így a faj fennmaradását és terjedését. Hasonlóan járunk el a barkócaberkenyével is.

Vadkörte: melegkedvelő, laza lombozatú faj. Bőrszerű levelei a párologtatást csökkentik, ezért a hosszabb aszályos időszakokat is jól átvészeli. Gyökérzete mélyre hatoló, de nem karógyökérzet. Fiatalon gyorsan nő, magassági növekedését korán befejezi, vastagsági növekedése azonban tartós. Tíz éves kora körül már teremhet, kedvező termőhelyen jól újul. Fiatalon félárnyéktűrő, míg idősebb korában kifejezetten fényigényes. Előtársulások faja, laza záródású állományfoltokban tud tartósan megmaradni. Erdeinkben csak szórtan és kis számban fordul elő. Előfordulását az elkövetkező években mesterségesen kívánjuk növelni.

Vidékünkön a csertölgyön jó makktermés 5–6 évente, a kocsánytalan tölgyön 10 évente jelentkezik. A kisebb szórvány makktermések gyakoribbak. A két év alatt érő csermakk télen átfekszik, csak tavasszal, az egy év alatt érő kocsánytalan tölgy makk a lehullás után hamarosan csírázik. Csapadékos őszön már a fán kicsírázhat. Érés idején a makk víztartalma

65–70%, a kritikus víztartalom 45–55%, ekkor még a makkok 70%-a csíráképes (NEMKY 1970). A meleg őszi aszályos időjárás, az ekkor jellemző légszárazság, mint ahogy a 2011. esztendő őszén is volt, a víztartalmat a kritikus szint alá csökkentheti, a makk elveszti csírázóképeségét. A vastag héjú cser makk sem tudta megőrizni víztartalmát, különösen, ha hosszabb ideig közvetlen napsugárzásnak volt kitéve. Az erdőben a megfelelő víztartalom megőrzését az alomtakaró biztosítja, egyben védi a makkot a faggyal szemben is. Az alomtakaróban lévő páratartalom éjjel lecsapódik, ezért a makkhéj nedves marad. Télen a talajfelszín közelében mért –12, –15 °C hőmérsékletet a 4–5 centiméter vastag alomtakaró tíz fokkal is mérsékelheti. Hótakaróval párosulva teljes védelmet nyújt a fagy ellen (NEMKY 1970).

Egyedül a túlszorított nagyvad állomány semmisítheti meg a makktermést. Nálunk ezt szinte maradéktalanul meg is teszi. A 2008. esztendőben az erdőterületünkön kiváló csertölgy makktermés volt. A makktermés érkezése előtt 10 m×10 m négyzet és több ellipszis alakú, megközelítőleg 500 m²-es állományfoltot kerítettünk be. A következő évben, az egymást követő kötéseknek köszönhetően gyenge, közepes makktermés volt. A makkhullás végén az érdekeltek bevonásával, szabad területen, a megjelölt fák koronavetületén megismételhető módon makkszámlálást végeztünk.

A fák kiválasztásában és a számlálásban részt vettek a vadászatot gyakorló Kötenger Vadászati Földtulajdonosi Közösség képviselői, az érintett gazdálkodók részéről a Bálint-hegyi Erdőbirtokossági Társulat elnöke, Szabó Péter megbízott erdőgazdálkodó. Hatósági oldalról az Erdészeti Igazgatóság, a Vadászati Hatóság, valamint a WWF Magyarország és a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság képviselői. Az így kialakult bizottság öt egymástól távolabb eső helyszín mellett döntött. A fák megjelölése után a fa törzsétől a négy fő égtáj irányában egy négyzetméteres keretet lefektetve, ismételve ezt a koronavetület széléig, minden makkot megszámloltunk. A számlálás könnyítése érdekében az egy négyzetméteres mintaterületet három részre osztottuk. A számlálásnál ügyeltünk arra, hogy az avartakaró óvatos elhúzása után a makkok eredeti helyükön maradjanak. Az őszi számlálást 2009. novemberben 11-én végeztük. A keretek helyét milliméterpapíron ábrázoltuk, a makkszámot a keretet jelképező négyzetekben tüntettük fel. A számlálás befejezésével a felvételi lapot a résztvevők aláírásukkal hitelesítették. Az ellenőrző tavaszi felvételig a koronavetületek bolygatottságáról háromhetente, azonosítható módon, fényképfelvétel készült. A tavaszi ellenőrző felvételt 2010. május 26-án végeztük el. A késői időpontra az életképes makkok kicsíráztak, kihajtottak. A makkormányos és a makkmoly fertőzöttséget nem vizsgáltuk, mert a vad-disznó és a gímszarvas makkfelszedését meghatározó módon nem befolyásolja. A felvételi lapot ekkor is a

1. táblázat. A koronavetületek vizsgált négyzetmétereinek makkszáma (helység: Zánka, fafaj: csertölgy)

Fa sorszáma	Időpont	Vizsgált m ²	Összes makk-szám	Átlag db/m ²	Eltűnt makk %	Megmaradt életképes makk*			Koronavetületek átlagos bolygatottsága	
						Vizsgált időszakban 2010. május 26-án			Vizsgált időszakban	2010. május 26-án
						db	db/m ²	%	%	
1	2009. november 11.	20	1149	57	75	17	0,8	1,5	75	80
	2010. május 26.		283	14						
2	2009. november 11.	15	598	40	79	16	1,0	2,6	60	40
	2010. május 26.		124	8						
3	2009. november 11.	10	330	33	77	8	0,8	2,4	90	90
	2010. május 26.		77	7						
4	2009. november 11.	11	283	26	76	8	0,7	2,8	85	90
	2010. május 26.		68	6						
5	2009. november 11.	11	701	64	78	38	3,4	5,4	90	95
	2010. május 26.		151	13						

* Kicsírázott makk és magonc

résztevők aláírásukkal hitelesítették. A kapott eredmény a korábbi tapasztalatainkat igazolta. A táblázatba foglalt adatok egyértelműsítik a túlszorított nagyvadállomány makkfelszedését (1. táblázat).

A fák koronavetületein számolt makkok négyzetméterenkénti átlag száma 26–64-ig változott, míg az ellenőrző tavaszi számlálásnál már csak 6–14 makkot találtunk.

Az öt fa alatt nagyon hasonló az eredmény, az összesen lehullott makk 77%-a eltűnt. A koronavetületek bolygatottsága a vaddisznótúrás és a gímszarvasok kaparása következtében 80%-os volt. A 2008. évi igen jó makktermés utáni téli időszakban a 200 hektáron egyetlen áttúratlan négyzetmétert nem lehetett találni.

A makkhullást követő második vegetációs időszakban, erdőrészeleinkben hektáronként tíz 25 m²-es mintaterületen végeztünk újulat számlálást. Az eredmény lehangoló, 0,02 db/m² vagyis nulla! A vizsgált koronavetületekben, átlagban egy életképes makk maradt négyzetméterenként. Nyár végén az újulat számlálásakor is hasonló volt az eredmény, az újulat eltűnt. Az elsőéves csemetéket a rajtuk lévő sziklevelek miatt a vaddisznók gyakran felhúzzák és lecsípi.

A kilőhető vadlétszámot a rendkívül bizonytalan becslésen alapuló vadlétszám és a hasonlóan bizonytalan vadeltartóképeség alapján határozzák meg. Ehhez még hozzá járul az a tény is, hogy a műkedvelő vadász igen gyenge ragadozó.

**3. ábra.** A hóval borított, kerített területen kívül a talajfelszín teljesen feltúrva (fotó: Siffer Sándor)



4. ábra. Kerítés védelmében megjelent sűrű, természetes újulat (fotó: Siffer Sándor)

A szálaló erdőgazdálkodás terjedését a túlszaporított vadállomány gátolja. A magas vadlétszám miatt a területünkön semminemű vadetetés nem tűrünk meg, bár sok eredményt nem érünk el, mivel a szomszédunkban intenzív etetés folyik. Kisebb létszámú, minőségi vadállománnyal legalább akkora, ha nem nagyobb bevétel érhető el, mint egy túlszaporított, az élőhelyet tönkretévő vadállománnyal.

Egy igazán biztos támpont van, amely eligazítást ad a területen élő vadlétszámra és fajösszetételre nézve, ez az adott termőhely őshonos fafajú erdejének természetes felújulása. Területünk termőhelyre jellemző erdőtársulásai a túlszaporított vadállomány miatt nem tudnak felújulni! A vizsgálat hiába bizonyította

be a vad makkfelszedését, a vadászatra jogosultat hatósági támogatás hiányában, a későbbiekben semmilyen hozzájárulásra nem tudtuk rávenni.

A szálaló erdőgazdálkodás alapja pedig a természetes felújulás! A folyamat csak állományfoltok bekerítésével tud működni lényegesen kisebb területen, mint ahogy az természetes körülmények között zajlana. Egy-egy bekerített állományfolt 300–500 m² nagyságú. A kerítés magassága 110–120 cm (3. ábra). Egy jó makktermés után legalább a terület 30%-ának fel kellene újulnia. Időben, a makktermés előtt bekerített állományfoltok alatt az újulat négyzetméterenkénti darabszáma 9 és 33 között változott (4. ábra).



5. ábra. A jól megvilágított lék minden részén fejlődik az újulat (fotó: Siffer Sándor)



6. ábra. Szálaló erdőszerkezetű száraz tölgyes, tölgy utánpótlás állomány nélkül (fotó: Siffer Sándor)

A természetes kiválasztódás érvényesüléséhez négyzetméterenként már 3–5 csemete elegendő.

A száraz tölgyesek fő fafajai fényigényesek, csemeték azonban kezdetben árnyéktűrők. A természet így gondoskodik a fény megérkezéséről a túlélésről.

Zárt tölgyesekben a makktermés után megjelenő újulat első évében a közvetlen fényhiány nem okoz a fejlődésben visszaesést. Ez az árnyéktűrés a következő években már a hazai tölgy fajainknál változó. A legárnyatűrőbb a kocsányos tölgy, majd csökkenő sorrendben a kocsánytalan tölgy, a cser és a molyhos tölgy (NEMKY 1976). A harmadik évben a cser fejlődése árnyékban lelassul, de nem pusztul el. A kocsánytalan tölgy 4–5 évet is elvisel. A száraz tölgyesek tölgy újulat foltjai a második évben napi két-három óra közvetlen fény hatására fejlődésnek indulnak. Ekkor elengedhetetlen a léknyitás. A következő években a töretlen fejlődéshez már napi 4–5 óra közvetlen fényre van szükség. A csertölgy háromévi folyamatos árnyalás után is megfelelő mennyiségű fény hatására növekedésnek indul. Az újabb hosszantartó árnyalást már nem tudja elviselni, mivel csak fénylevelei vannak, árnyéklevél képzésére nem képes. Az újulatfoltok felett az aszályos időszakok mérséklésére hagyott, a nap egy részében szórt árnyékot biztosító néhány mezei juhar

és virágos kőris egyedeket a harmadik év végén már ajánlatos eltávolítani. A lék egész területén a megfelelő fény mennyiség az újulat folt DNy-i, Ny-i, ÉNy-i szegélyét határoló állomány áttörtté tett lombkoronájával biztosítható (5. ábra). Általában a záródást ebben a karéjban 50%-ra is le kell csökkenteni. A felszín lejtése 5–10 fok között változik, néhány helyen sík. Az áttört karéj szélességét a kitéttég és lejtők határozza meg. D-i kitéttégben az áttört karéj keskeny vagy szükségtelen. ÉNy felé haladva egyre szélesedik. É-i kitéttégben a D-i karéj a legszélesebb, ÉNy felé keskenyedik.

Szálaló erdőgazdálkodás során a jelölés nem lehet sem egyenletes, sem sablonos. A faegyedek és két-három egyedből álló kisebb facsoportok vizsgálata ezt nem is teszi lehetővé. A fakitermelések során csak kisebb két-három fakorona vetületének megfelelő záródásihiány keletkezik. Ennél nagyobb léket csak a már megjelent újulat felett lehet nyitni. A lékek általában ellipszis alakúak, a nagytengelyük közel egy fahossznyi (18–20 m), a kis tengely megközelítőleg 0,7 fahossznyi (12–15 m). A méret természetesen függ a megjelent újulat sűrűségétől, elhelyezkedésétől is. A leggyakoribb tájolás ÉK-DNy irányú.

Szálaló üzemmódban kezelt erdeink még alig különböznek egy vágásos erdő képétől. Fényigényes fa-

2. táblázat. Vastagsági osztályok javasolt mérethatárai (cm)

Fafaj	Fatermési osztály	Vastagsági osztály			
		Utánpótlás	Vékony	Közepes	Méretes
Cser	I–II	0–12	13–24	25–36	37–
	III	0–10	11–22	23–32	33–
	IV	0–10	11–20	21–30	31–
	V–VI	0–8	9–18	19–26	27–
Kocsánytalan tölgy	I–II	0–12	13–24	25–40	41–
	III	0–10	11–22	23–38	39–
	IV	0–10	11–20	21–36	37–
	V–VI	0–8	9–16	17–30	31–

fajokból álló szálaló erdők csoportos szerkezetűek. A nagyszámú vékony, közepes vastagságú csoportok között szórta állnak a méretes egyedek. Az utánpótlás állománynak az erdőrézlet 30%-át kellene borítania. Ez hiányzik igazán, mivel jóval kisebb területen, kerítés védelmében tud csak megjelenni és fejlődni az újulat. A szálaló erdőszervezethez a Bálint-hegyi Erdőbirtokossági Társulat egy öthektáros erdőrézlete áll a legközelebb (6. ábra). Itt is érvényesek az utánpótlás állományra elmondottak.

Fahasználatok tervezésénél a vastagsági osztályok aránya, egy vágásoshoz közel álló állományban a változatosabb szerkezetre való törekvés és a megjelent újulat fényellátását biztosító záródáshiány kialakítása a meghatározó.

A vastagsági osztályok arányát a tíz évenkénti ellenőrző részletes fakészletfelvételek alapján lehet megállapítani. Három hektárig törzsenkénti, e felett vastagságtól függően változó mintakörös felvételt jelent. Több felvétel adatából a folyónövedék is jól számítható. A vastagsági osztályok méretei (2. táblázat) termőhelytől, fafajtól egyaránt függenek, ezért törekedni kell, hogy egy erdőrézlet termőhelye, állománya közel azonos legyen. A fakészlet felvételénél érdemes a kétváltozós (H és $D_{1,3}$) hagyományos eljárást követni, mivel így a fakészletre is pontosabb adatot kapunk.

Az évi fahasználatok mennyiségét behatárolja, hogy a hosszantartó szárazabb időszakok kedvezőtlen hatásaival számolva az évente képződő élőfakészlet 60%-át szabtuk meg felső határnak. Egy-egy erdőrézletbe legkésőbb ötévente visszatérünk. A jelölés a szálaló elveknek megfelelően történik.

Figyelembe veendő szempontok:

- az elérni kívánt szálaló szerkezetnek megfelelő vastagsági osztály arány (3. táblázat) fokozatos kialakítása;
- a genetikai, alaki változatosság biztosítása, megőrzése;
- összetartozó, jól fejlődő, 2–3 egyedből álló csoportok meghagyása;
- a társulásra jellemző elegyfajok megfelelő hálózatának kialakítása, 30%-os arányának elérése;

3. táblázat. Cseres-kocsánytalan tölgyesekben elérendő vastagsági osztályok törzszám aránya

Vastagsági osztályok	Törzszám arány (%)
I Utánpótlás állomány	–
II Vékony	45
III Közepes	40
IV Méretes	15

- jó fejlődésű egyedek növekedésének biztosítása, esetleges időtálló megjelölése. (Ezek az egyedek az idő során, mivel a természetes kiválasztás itt is zajlik, változhatnak);
- az idegenhonos, termőhelyidegen fajok szükséges mértékű eltávolítása;
- a megjelent legalább egyéves újulat foltok fényhez juttatása az erdőrézlet 10–20%-án;
- az élőfakészlet 5–8%-nak megfelelő mennyiségű álló, fekvő holtfa visszahagyásával egy élőhelylánc kialakítása;
- az egyes fafajok életszakaszainak igényét figyelembevevő jelölés az alábbiak figyelembevételével.

Jelölésnél figyelembe veendő faji sajátosságok:

Csertölgy: fiatalkori erőteljesebb növekedése miatt a kocsánytalan tölgyet elnyomhatja, ezért a jól fejlődő kocsánytalan tölgyek növekedéséből időben el kell távolítani. Hosszabb ideje beszorult koronáját tágabb növekedésbe kerülve már nem tudja fejleszteni. A termőhely szárazodását jobban bírja, mint a kocsánytalan tölgy. Fatermése is nagyobb. Állományban életkora azonban jóval alacsonyabb.

Kocsánytalan tölgy: fiatalabb korban beszorult koronáját még tudja fejleszteni. Sok alvórügyet képez, így még a sérült koronarészét is pótolja. Állományban is hosszú életű, vastagsági növekedése 100 éves koráig is tartós marad. Az utóbbi években jelentkező hosszantartó aszályos időszakokat nehezen viseli. Egyes példányok elpusztulnak, vagy koronájuk jelentősen szárad.

Molyhos tölgy: szórta elegyedő, szárazságtűrő fafaj. Igen fényigényes, a felső árnyalást egyáltalán nem tűri.

Barkócaberkénye: a melegkedvelő tölgyesek, cseres-tölgyesek kísérő fafaja visszaszorulóban van. Termését a madarak, kismélsők terjesztik, ezért csemétéi az anyafától távol is megtalálhatók. Fiatalkorban kell oldalirányban is megfelelő tágas növényteret biztosítani, így növe a felső koronaszintbe jutva a fejlett korona már rendszeresen terem. Hosszabb ideje alászorult egyedek már nem képesek fejlődni.

Házi berkénye: állományban nyúlánk koronát fejleszt, törzse jól feltisztul. Cseres-tölgyesekben eltűnően van. A felső koronaszintben a növényteret beszűkülését nem bírja, ilyenkor a leányékkolt koronarészek elhalnak. Fahasználati belenyúlások során növényteret beszűkülését meg kell akadályozni. Termését a nagyvadak, kismélsők, madarak egyaránt terjesztik. A szőlőhegyek megmaradt idős termő fáinak fiatal utódai a környező cseres-tölgyesekben szórótan, nagy területen megjelennek.

Mezei juhar: fiatalkori árnyéktűrése után az igen változatos fényviszonyokat is elviseli. Korán kialakítja koronáját. A virágzáshoz, terméshozáshoz már közvetlen fényre van szüksége. Többnyire a felső koronaszint alatt fordul elő, a felső koronaszintbe jutva azonban jelentős vastagságú törzset is fejleszthet (60–120 cm). Hosszú életű faj. Fiatalkorban elnyomás alól még képes felnőni. Kiseb csoportját, virágzó egyedeket a jelölések során érdemes megsegíteni.

Virágos kőris: fiatalon laza koronája idősebb korban besűrűsödik, gyakran féloldalas. 20–25 éves korára a magassági növekedése leáll, ezután csak a koronáját fejleszti. Vastagsági növekedése tartós, fejlett koronájú kisebb 2–4 egyedből álló csoportjai fontos elegye a cseres-tölgyeseknek. Időben teljes fényre jutó egyedek a 40 cm-es mellmagassági átmérőt is elérik vagy meghaladják Száraz termőhelyeken 3–6 m magas cserjeszintben lévő egyedek sűrűségét is alkotnak.

Vadkörte: koronája állományban sudaras, törzse jól feltisztul. Kiterjedt növényterre és minél több közvetlen fényre van szüksége. Magassági növekedése 25 éves korára leáll, vastagsági növekedése azonban tartós marad. Jóval a magassági növekedés leállása előtt a töretlen fejlődéshez már tág növényterre és jó megvilágítottságra van szüksége. Ilyen körülmények között, mint a cseres-tölgyesek fontos kísérő fafaja, magasabb kort ér meg. Az alászorult példányok legyengülnek, és hamar elpusztulnak, ezért időben el kell távolítani a korona fejlődését akadályozó fákat.

A jelölés során a kivágandó fák törzsén szemmagasságban, három irányban, jól látható jelölőfestékekkel pontot, a leendő vágáslap alatt egyedi bélyegzőkalapáccsal jelet teszünk (7. ábra). Így pontosan ellenőrizhető, hogy a jelölt fa került-e kivágásra. Erre különösen új fakitermelő csapat esetén van szükség. A későbbi esetleges illegális fakitermelések is jobban fellelhetők. Fakitermelésre csak a jelenlétemben kerülhet sor. A választékolás, darabolás tő mellett történik.

Szálaló üzemmódú erdeinkben a főbb erdei utak, évente karbantartott föld utak kőággal vagy terítéssel erősítettek. Ezeket a szakaszokon a durva kőalapra aprókő és homokos tömítő réteg kerül. A főbb utakra csatlakoznak az egymástól átlagosan 150–200 m távolságra lévő állandó közelítő nyomok. Az állandó közelítő nyomok között a jelöléstől függően változó nyomvonalú, ideiglenes közelítő nyomokon emelve mozgatjuk a faanyagot. Ekkor előfordul, hogy néhány cserjét és vékonyabb virágos kőrist ki kell vágni, de ez nem okoz számottevő költségtöbbletet. Az ideiglenes közelítő nyomok egy év múlva már alig láthatók. A közelítést egy átlagos nyomtávú (185 cm) mezőgazdasági traktor végzi. A hátsó hidraulikára szerelt szállító kaloda billenthető. A hosszabb



7. ábra. A leendő vágáslap alatt a gesztbe ütött egyedi jel a többégyezés (fotó: Kárászné Ács Borbála)

választékokat (fagyártmány, rönk) emelve, vonszolva közelíti.

Laza talajon a munka szünetel, a téli időszakban, az utóbbi években erre egyre gyakrabban kerül sor. Minden évben biztosítani tudjuk a tulajdonosi közösség faigényét.

Egy jól működő erdei életközösség elengedhetetlen része az álló és a fekvő holtfa. Gyenge és közepes fejlődésű erdeinkben elköteleztük magunkat, hogy az élőfakészlet 5–8%-ának megfelelő mennyiségű holtfát hagyunk meg. Az átlagosan 10 m³ vastag holtfa hektáronként már alkalmas élőhelyláncot biztosít. Az erdei életközösség 30%-a kötődik az elhalt faanyaghoz. Erdeinkben közel 22 év alatt a korhadási fokok széles skálája található meg, egyre gazdagítva az élőhelyet. Több ritka, védett gombafaj, mint a süngomba (*Hericium erinaceum*), óriás bocskoros gomba (*Volvariella bombycyna*) (8. ábra), laskapereszke (*Hypsizygus ulmarius*) él az elhalt törzseken. A területünkön a Bakonyi Természettudományi Múzeum és a Magyar Természettudományi Múzeum kutatói végeznek növénytani, rovarantani kutatásokat. Talajcsapdák, boros és ablakcsapdák (9. ábra) fogják a rovarfajokat. Az eddigi kutatások 20 védett bogárfaj jelenlétét bizonyították (KUTASI és NÉMETH 2014). Jelentősebb bogárfajok a nagy hőscincér (*Cerambyx cer-*

do), gyászscincér (*Morimus funereus*), szarvasbogár (*Lucanus cervus*), pompás virágbogár (*Cetonischema aeruginosa*), kis bábrabló (*Calosoma inquisitor*), selymes futrinka (*Carabus convexus*), arany pettyes futrinka (*Carabus hortensis*), kék lapos futrinka (*Carabus intricatus*), skarlátbogár (*Cucujus cinnaberinus*). A Bakony-hegységre nézve is új faj a darazsak fészkeiben élő tollas csápú darazsbogár (*Meoecus paradoxus*). 2013. esztendőben a Bálint-hegyi ablakcsapda Magyarországra nézve is új fajt, egy holtfához kötődő darazsfajt (*Theronia laevigata*) fogott.

Nagy számban található az odúlakó madarak, állomány felmérésük jelenleg is tart. Területünk 70%-án megfelelő mennyiségű álló és fekvő holtfa szórt élőhelyláncolatán élők gyorsan tudnak reagálni az életközösségben bekövetkező változásokra.

Magyarországon egyedülként, mint magánerdőgazdálkodók kötöttünk korlátlan időre szóló szakmai együttműködési megállapodást a WWF Magyarország természetvédelmi szervezettel. 2011 őszén az ő támogatásával elkülönítettünk egy nyolchektáros, a két jellemző erdőtársulást magában foglaló érintetlenül hagyandó erdőrészt. Célunk, hogy közvetlenül azon az élőhelyen figyeljük meg a természetes folyamatokat, ahol dolgozunk, bízva abban, hogy szálaló erdőgazdálkodásunk így még eredményesebb lesz.



8. ábra. Sebparazita, majd az elhalt fán is tovább élő óriás bocskoros gomba (fotó: Siffer Sándor)



9. ábra. A négy ablakcsapda egyike a plexilap alatt függő fogótartállyal (fotó: Siffer Sándor)

Eredmények, nehézségek

Száraz tölgyesekben a túlszorított nagyvad miatt bekerített állományfoltokban a ritkuló makktermések után megjelent az újulat. A makktermések ritkulását a gyakoribbá váló légszálllyal járó aszályos időszakok okozzák. Védekezésül a cser és a kocsánytalan tölgy már a nyári időszakban ledobta a termését. Jó virágzás szinte minden évben van. Érett termés ennél jóval ritkábban hullik. A kétéves újulat felett el kell távolítani az állományt. A 300–500 m²-es újulat foltokat szegélyező állomány lombkoronájának áttörté tételével a csemeték jól fejlődnek. Az újulatsűrűség legalább 4–5 darab négyzetméterenként. A száraz termőhelyen a természetes felújulás lassú és hosszabb időt vesz igénybe. Az idősebb állományokban a makktermések előtt hektáronként legalább 3–4 állományfoltot kell bekeríteni, hogy megfelelő mennyiségű újulat tudjon megtelepedni.

A fahasználatok során az erdőrészek teljes területén dolgozunk. A szálalás elvek szerinti jelölés után kijelöljük az ideiglenes közelítő nyomokat. A tő mellett választékolt, darabolt faanyagot emelve a traktor hátulján három ponton felfüggesztett, hidraulikus rendszerrel billenthető kalodával közelítjük. A hagyományos eljárásokhoz viszonyítva a szálaláshoz nem kell sűrűbb közelítő nyom és úthálózat. A közelítés során az egy köbméter famennyiség súlya még többszöri szállítás után sem okoz akkora keréknyomást, hogy a talaj megsérüljön. Területünkön a fő utak és az állandó közelítő nyomok sűrűsége átlagosan száz folyóméter hektáronként. A gép fordulékony, a törzsek nem sérülnek meg.

A vadászatra jogosulttal szemben a ponthegeesztett ráccsal készült alacsony kerítések költségének arányos áthárítását eddig nem tudtuk érvényesíteni.

Az élőfakészlet 5–8%-ának megfelelő mennyiségű álló és fekvő holtfa élőhelyláncolatán egyre gazdagabb, változatosabb élővilág telepszik meg biztosítva erdeink egészséges működését.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk a Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Karának, a Pécsi Tudományegyetem Biológiai Intézetének, mivel kutatói a *Silva naturalis* program keretében erdeinkben a szálalással összefüggő növényélettani, talajtani, rovtani vizsgálatokat végeztek, segítve ezzel is a további munkánkat. Köszönjük a WWF Magyarország folyamatos szakmai támogatását.

Irodalomjegyzék

- FEKETE, L. (1898): *Az erdők berendezése. Néptanítók, közösségi előljárók és kisbirtokosok számára.* – Országos Erdészeti Egyesület, Budapest, 105 pp.
- GENCSI, L. és VANCURA, R. (1992): *Dendrológia.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 728 pp.
- KUTASI, Cs. és NÉMETH, T. (2014): Zánkai tölgyesek bogarai

(Coleoptera) az erdőművelés tükrében. – *Folia Musei Historico-Naturalis Bakonyiensis* 31: 115–132.

NEMKY, E. (1970): A tölgy makk csírázásökológiája és a sikeres természetes felújítás. – *Az Erdő* 19(4): 145–154.

NEMKY, E. (1976): A fényviszonyok hatása a tölgy csemeték fejlődésére. – *Az Erdő* 25(6): 251–256.

Possibilities and limitations of single-tree selection in dry oak forests near Zánka

Sándor Siffer

Cholnoky J. 18/C, H-8200 Veszprém, Hungary. E-mail: siffer.sandor@gmail.com

Providing continuous cover forestry, single-tree selection has been applied in dry oak forest returned to private ownership in 1994 near Zánka, on the Balaton Uplands. The success of this method in our study area is viewed as doubtful or even impossible by foresters. The natural renewal is impeded by acorn feeding big game. The fact of acorn removal has been proved by acorn censuses involving the local foresters concerned. Single-tree selection does not work without natural propagule sources; therefore some plots of 500 m² were fenced off with wire mesh (110–120 cm high). The natural renewal in these enclosures was appropriate because we successfully excluded wild boar. Over the emerging seedlings, elliptic canopy gaps were opened in a NE-SW direction and the canopies of surrounding trees were thinned, therefore oak development was beneficially influenced by the 4–5 hours/day direct sunlight. Natural selection acts effectively in the woody regrowth with a density of 4–5 specimens/m². Tree utilization was set according to the principles of single-tree selection. With this management we reach the whole area of every forest subcompartment every five years. Tree utilization rate was maximized in 60% of current increment to ensure stock reservation. After stump-side conversion into assortments, timber is lifted into the forest deposit plots via permanent or transient skid trails. The habitat network consists of standing and lying dead wood (5–8% of living wood) that enriches the forest ecosystem and provides a healthy functioning.

Key words: Balaton Uplands, dry oak forest, single-tree selection, acorn pick up by big games, natural renewal, marking, skidding, dead wood

Névmutató

A, Á

- Abies alba* 331
Abies concolor 425
Abies lasiocarpa 425
Abies spp. 429
Ablepharus kitaibelii fitzingeri 253
Acalitus essigi 174
Acalles camelus 141
Acallocrates denticollis 141
Acanthocinus aedilis 134
Acanthococcus roboris 118
Acantholyda hierpgraphica 180
Acantholyda nemoralis 180
Accipiter brevipes 259, 266
Accipiter genitilis 274
Acer 41, 165, 182
Acer campestre 92, 165, 166, 182, 396, 473, 583, 590, 598, 632, 647, 649
Acer negundo 51, 165, 405, 459, 464, 484, 494
Acer platanoides 165, 166, 475, 583, 595, 598
Acer pseudoplatanus 475, 165, 166, 583, 595, 598
Acer rubrum 430
Acer saccharinum 165
Acer saccharum 435
Acer spp. 165, 429, 485
Acer tataricum 92, 165, 166, 383, 396, 464, 503
Aceria fraxinivorus 168, 581, 583, 591, 598
Aceria macrotrichus 159
Aceria tenellus 159
Achillea crithmifolia 92
Achillea distans 92,
Acleris bergmanniana 174
Acleris cristana 159, 167, 175
Acleris ferrugana 175
Acleris hastiana 175
Acleris kochiella 167
Acleris permutana 174
Acleris rufana 175
Acleris sparsana 159
Acmaeodera degener 136
Aconitum anthora 92
Aconitum spp. 77, 85, 86
Aconitum vulparia 635
Acronicta aceris 165
Acronicta alni 164
Acronicta megacephala 177
Acronycta leporina 194, 195
Actaea spicata 79, 86, 474
acsalapuk 486
ácscincér 144
Adelges 180
Adelges laricis 180
Adenophora liliifolia 92, 99, 557
Adonis vernalis 92
Adoxa moschatellina 469
Adoxophyes orana 164, 175, 178
adriai sallangvirág 557, 634
Aegolius funereus 285, 286, 288, 302
Aegopodium podagraria 77, 79, 84, 467, 469, 486
Aegosoma scabricorne 142
Aesalus scarabaeoides 138
Aethalura punctulata 195
Aethionema saxatile 635
áfonya fajok 435
Agaricus essettei 40
Agelastica alni 164
aggófü fajok 87
Aglia tau 158, 183
Agnathus decoratus 146
Agonum duftschmidi 359
Agonum emarginatum 359, 361, 368, 373, 377
Agonum fuliginosum 359, 361, 377
Agonum hypocrita 359, 361, 376, 377
Agonum micans 359, 361, 368, 373, 377
Agonum permoestum 359, 361
Agonum piceum 359, 361, 362, 376, 377
Agonum versutum 359, 362, 376, 377
Agrilus 162
Agrilus angustulus 140, 158, 159
Agrilus ater 177
Agrilus auricollis 140, 169
Agrilus betuleti 164
Agrilus biguttatus 134, 158, 162
Agrilus convexicollis 140, 169
Agrilus convexifrons 146,
Agrilus cuprescens 174
Agrilus cyanescens 178
Agrilus graminis 140, 171
Agrilus guerini 176, 182
Agrilus hastulifer 140
Agrilus laticornis 140
Agrilus obscuricollis 140
Agrilus olivicolor 159
Agrilus planipennis 350
Agrilus populneus 177
Agrilus pratensis 140, 177
Agrilus roscidus 140, 170
Agrilus salicis 140, 176
Agrilus sinuatus 170, 173
Agrilus subauratus 140
Agrilus sulcicollis 140
Agrilus suvorovi 133
Agrilus viridicaerulans 174
Agrilus viridis 140, 158, 159, 165, 169, 171, 176
Agrilus viscosus 146
Agriopsis 199
Agriopsis aurantiaria 158, 160
Agriopsis bajaran 160
Agriopsis marginaria 158, 160, 165
Agrochola circellaris 167
Agrochola litura 168
Agrochola macilenta 159
Agromyza albitarsis 175, 177
Agromyza alnivora 164
Agropyron caninum 78
Agropyron repens 84, 564
Agrostis canina 78, 83
Agrostis capillaris 78–80
Agrostis stolonifera 84, 357, 460
Agrotera nemoralis 159
Ailanthus altissima 51, 597, 644
Aiolopus thalassinus 274
Ajuga genevensis 92
Ajuga laxmannii 92
Ajuga reptans 84, 86, 606
akác 16, 49, 51, 103, 137, 157, 178, 179, 392, 405, 448, 479, 480, 503, 504, 514, 516, 518, 520–522, 524, 527, 529, 530, 566, 575, 586, 587, 592, 593, 596, 597, 599, 644
akác gubacsszúnyog 178
Akimerus schaefferi 144, 182
Alauda arvensis 120
Alburnoides bipunctatus 231
Alcis repandata 174
Alimma loeflingiana 159, 165
aleppói fenyők 627
Alethemia centrago 168
Aleurochiton 166
Aleurocystidiellum disciforme 38
alhavasi pattanó 139
Alliaria petiolata 82, 86
Allium paniculatum 92
Allium spp. 87,
Allium ursinum 77–79, 473
Allophyes oxyacanthae 172
alma 141, 405, 562
almalevél gubacsszúnyog 170
almamoly 170
Alnus 175, 182–184, 197
Alnus glutinosa 164, 183, 197, 334, 357, 405, 476, 485, 583, 588, 596, 598
Alnus incana 164, 357, 468
Alnus sp. 331
Alnus spp. 164
Alnus viridis 164
álolaszáska 557
Alopecurus pratensis 83, 357
Alosterna tabacicolor 137

- alpesi denevér 315
 alpesi götte 243, 251–253
 alpesi hanga 626
 alpesi tarajosgötte 243, 246–248
Alsophila aescularia 158, 160, 165, 169, 173, 175
Alsophila quadripunctaria 199
 álszú-darázsbogár 136
Alucita hexadactyla 178
Alyssum montanum 635
Amanita 39
Amanita excelsa 39
Amanita rubescens 39, 40
Amara aulica 359
Amara communis 359, 369, 378
Amara convexior 359
Amara familiaris 359
Amara gebleri 359
Amara ovata 359
Amara saphyrea 359
Amara similata 359, 377
Amara tricuspidata 359
Ambrosia artemisiifolia 83, 465, 642
Ambrosiella hartigi 134
Ambystoma 244
Ambystoma maculatum 243
Ambystoma texanum 243
 amerikai alkörmös 75, 87
 amerikai fehér medvelepke 163
 amerikai jelzőrák 349
 amerikai köris 51, 168, 262, 387, 390, 464–466, 470–472, 479, 480, 490–492
 amerikai lepkeabóca 163
 amerikai ökörbéka 345, 348
 amerikai őszirózsa fajok 75
Amorpha fruticosa 51, 405, 464
Ampedus 135, 138
Ampedus balteatus 139
Ampedus cardinalis 139
Ampedus cinnabarinus 138
Ampedus elegantulus 139
Ampedus hjorti 143
Ampedus nigerrimus 139
Ampedus nigrinus 139
Ampedus pomorum 138
Ampedus praeustus 139
Ampedus quadrisignatus 139
Ampedus rufipennis 138
Ampedus sanguineus 139
Ampedus sanguinolentus 139
Amphipyra cinnamomea 178, 184
Amphipyra pyramidea 160, 169, 173, 175, 178
Amphotis marginata 119
 amur 267
Amygdalus 184
Amygdalus nana 92
Amylostereum 180
Anacamptis populella 177
Anacamptis pyramidalis 634
Anacamptodon splachnoides 539
Anaglyptus mysticus 139
Anarta myrtilli 184, 200
Anas platyrhynchos 267
 anatóliai feketefenyő 625
Anchomenus dorsalis 359
Ancylis achatana 171, 172, 175
Ancylis apicella 169, 175
Ancylis laetana 177
Ancylis mitterbacheriana 160
Ancylis unculana 175
Ancylis upupana 167
Andricus 118, 161
Andricus hungaricus 113, 162
Andricus kollari 113, 162
Andricus quercustozae 113, 162
Anemone nemorosa 473, 486
Anemone ranunculoides 473, 486
Anemone spp. 86, 87
Anemone sylvestris 80, 92
Anemone trifolia 476
Angelica palustris 557
Angelica sylvestris 486
Anguis colchica 113
Anisandrus dispar 134
Anisarthron barbipes 142
Anisorus quercus 144
Anisostephus betulinus 164
 Anker-araszoló 218, 557
Anoplodera rufipes 139
Anoplodera sexguttata 139
Antennaria dioica 86
Anthaxia candens 134, 172, 182
Anthaxia cichorii 140
Anthaxia deaurata 168
Anthaxia fulgurans 140, 170
Anthaxia godeti 140
Anthaxia hackeri 168, 182
Anthaxia helvetica 140
Anthaxia hungarica 140, 182
Anthaxia manca 140, 168
Anthaxia millefolii 140
Anthaxia nitidula 140
Anthaxia olympica 140
Anthaxia plicata 140, 173, 182
Anthaxia podolica 140
Anthaxia quadripunctata 140
Anthaxia salicis 140, 176
Anthaxia semicuprea 140, 171
Anthaxia senicula 140
Anthaxia suzannae 140, 170
Anthaxia tuerki 182
Antheraea yamamai 158, 163
Anthericum liliago 92
Anthericum ramosum 92
Anthonomus rectirostris 173
Anthonomus rubi 174
Anthriscus cerefolium 82
Anthriscus sylvestris 82, 383
Antrodia spp 37
Antrodiella 37
Antrodiella faginea 39
 apácalepke 179, 632
Apatele alni 169, 195
Apatele cuspis 195
Apatura 175
Apatura ilia 175, 184
Apatura iris 175, 184, 196
Apatura metis 175, 184
Apethymus filiformis 160
Aphis 170
Aphis sambuci 117, 178
Aphrophora alni 165
Aphrophora salicis 175
Apoda limacodes 113
Apodemus 286
Apotomis capreana 175
 apró ásófutrinka 360
 apró háncscincér 139, 146
 apró taplósú 145
 apró tyúktaraj 473
Aproceros leucopoda 167
Aquila chrysaetos 259, 272
Aquila heliaca 259, 270, 272
Aquila pennatus 259, 269
Aquilegia vulgaris 478
Arabis alpina 465
Arabis glabra 92
Arabis turrita 92
 aranyfarú lepke 160, 175
 aranyos bábrabló 355, 360, 361, 363, 378
 aranyos díszbogár 136
 aranyos veselke 76, 79, 84, 476, 486
 aranyettyes díszbogár 134, 162
 aranyettyes futrinka 656
 aranyvessző fajok 87, 492, 563, 567, 572
Archiearis 196
Archiearis notha 177, 183, 195
Archiearis parthenias 183, 194
Archiearis puella 177, 183
Archips crataegana 167, 172, 175
Archips podana 158, 160
Archips rosana 169
Archips xylosteana 158, 160, 163, 165, 169, 173, 178
Arctia caja 178
Arctium spp. 83
Aremonia agrimonioides 476
Arenaria procera 92
Arge ochropa 174
Arge pagana 174
Arge ustulata 167
Argynnis laodice 174
Argyresthia abdominalis 181
Argyresthia albistria 172
Argyresthia arceuthina 181
Argyresthia bonnetella 173
Argyresthia conjugella 171
Argyresthia dilectella 181
Argyresthia laevigatella 180
Argyresthia praecocella 181
Argyresthia semifusca 171, 173
Argyresthia semitestacella 158
Argyresthia sorbiella 171
Argyresthia spinosella 172
 Arias-díszbogár 136
Arion lusitanicus 625
Aristolochia clematitis 87
Armillaria 37, 44
Armillaria mellea 37, 47
Arnoldiella quercus 161
Arnoldiella sambuci 178
 árnyékvirág 84, 87, 473–475
Aromia moschata 133, 176, 182
 árpa 477
Arrhenatherum elatius 357
Artemisia pontica 92
Arum maculatum 475
Arum orientale 469
Arum spp. 82, 87
Aruncus dioicus 486
Aruncus sylvestris 79, 478
 árva rozsnok 586
 árvalányhaj fajok 569
Arytrura musculus 175, 183, 218, 557
Asaphidion austriacum 355, 359, 361, 362, 376, 378, 380
Asaphidion flavipes 359
Asarum europaeum 77–79, 87, 473
Asclepias syriaca 82–84, 87, 572
Ascoidea hylecoeti 135
Asio spp. 270
Asparagus officinalis 92
Asperula taurina 476
Asperula tinctoria 92
Asphodelus albus 92
Asphondylia pruniperda 172
Aspila janthinana 173
Astacus astacus 349
Aster × *salignus* 460
Aster amellus 92
Aster linosyris 92
Aster sedifolius 93
Aster spp. 561, 565
Aster tradescantii 357
Asteroscopus syriaca 168, 184

- Astragalus glycyphyllos* 93
Astrantia major 478
Asyneuma canescens 93
 aszatok 383
Atelura formicaria 119
Atethmia ambusta 170
Athyrium filix-femina 77, 79, 84, 475
Atrichum undulatum 606
Atrithrosema aceris 166
Atropa bella-donna 83, 87, 439
Attagenus punctatus 137
Aulacomnium palustre 487
Aulagromyza populicola 177
Aulagromyza tridentata 175
Aulonium ruficorne 137
Aulonium trisulcum 137
Aurantioporus alborubescens 38
Auricularia auricula-judae 39
Aurigena lugubris 173
Austropotamobius torrentium 227
Axinopalpis gracilis 139
 azúrkék közfutó 359
 ázsiai lódarázs 350
- B**
- babérfűz 487
 bablevelű varjúháj 81
Bacillus thuringiensis 188, 189
Badister bullatus 359
Badister dorsiger 359
Badister lacertosus 359
Badister meridionalis 359
Badister peltatus 359
Badister sodalis 359
Badister unipustulatus 359
 bajszos denevér 315–317
 bakfű 79
 balkáni fakopáncs 281, 294, 295, 302
 balkáni keresztos vipera 254
Ballota nigra 82
 bálványfa 51, 254, 526, 597, 644
 bánáti bazsarózsa 87, 557
 bangiták 187
 bangó faj 627
 bánási mételykóró 474
 baracklevelű harangvirág 80
 barátcinege 110
 barátpapagáj 348
 barátposzáta 617
 barázdabillegető 116
Barbarea vulgaris 357
Barbastella barbastellus 313, 315, 317
Barbatula barbatula 228
Barbitistes serricauda 219
Barbus carpathicus 229
Barbus meridionalis petenyi 229
Barbus peloponnesius petenyi 229
 barkócaberkenye 583, 594, 598, 647, 650, 655
Barlia metlesicsiana 627
 barna álszú 136
 barna ásóbéka 274
 barna hosszúfülű-denevér 315–317
 barna juharcincér 137
 barna kánya 259, 265
 barna varangy 116
 barnamedve 116
 barnás kismadár 360, 368, 369, 377, 378
 bársonyos darázscincér 134
 bársonyos görvélyfű 470, 476, 478
 békabogyó 79, 86, 474
 békakonty 470, 478
 békalencse fajok 487
 békaliliom 487, 488
 békaszem 470, 478
 békasziattyó 81, 83, 84
 békászó sas 259, 272–274
Bembidion biguttatum 359
Bembidion dentellum 359
Bembidion femoratum 359, 362
Bembidion gilvipes 359, 361, 362, 376–378
Bembidion lampros 359
Bembidion properans 359
Bembidion quadrimaculatum 359
Bembidion semipunctatum 359
Bembidion tetracolum 359
Bembidion varium 359
 bengecincér 175
 bengék 175, 185, 187
 benge-karcsúdíszbogár 140
Berberis vulgaris 93, 590, 593, 635, 641
 berkenye 16, 635
 berkenyék 170, 171, 173
 berki szellőrózsa 76, 473, 475, 476
Betonica officinalis 79, 93
Betula 51, 117, 158, 163, 175, 182–184, 197
Betula alleghaniensis 435
Betula lenta 436
Betula pendula 163, 183, 197, 330, 435, 479, 487, 583, 598, 606
Betula pubescens 163, 334, 487
Betula spp. 163, 383, 425, 429
 betűzöszű 122, 132, 180
 betyárkóró 83
 bibircses kecskerágó 647
 bibircses nyír 62, 155, 158, 163, 187, 194, 197, 330, 487, 489, 583, 598, 606
 bíbor nebáncsvirág 75, 357, 465–467, 469–472, 478, 492, 563, 572
 bíborcincér 139
 bíboros kosbor 80
 bíboros virágdíszbogár 140
Bilderdykia dumetorum 82, 85
Biorhiza pallida 161
 birs 562
 birsalma 597
Biscogniauxia 35
Biston betularia 163, 167, 174, 175, 179
Biston strataria 167, 179
Bitoma crenata 137
Bjerkandera 37
Bjerkandera adusta 39
Blastophagus piniperda 632
Blemus discus 359, 363
Blennocampa pusilla 174
Boarmia punctinalis 158
 bóbitás bükkaszú 158
 bódító baraboly 87
 bodorka 238
 bodzák 178
 boglárka fajok 87
 bogláros szellőrózsa 76, 473, 476, 477
Bohemannia pulverosella 170
Bohemannia quadrimaculella 165
 bojtortján fajok 83
 bojtortjánaláta 561
 bojtos-békalencse 487
 bókoló fogasír 76, 79, 84
 bókoló gyöngyperje 475
 bókoló gyűrűvirág 475
 bokros koronafürt 635
Bolbelasmus unicornis 557
Boletus 39
Boletus reticulatus 42
Bolitophagus interruptus 145
Bolitophagus reticulatus 145
Bombina bombina 248
Bombina variegata 246, 248
Bombus 168
Bonasa bonasia 259, 260, 277
 borbolya 168
 bordás álszú 136
 bordás holttetetős-ormányos 143
 bordás taplóbogár 145
 bordó virágcincér 142
 boróka 133, 179, 181, 300, 590–592
 borókacincér 181
 borókaszerű 181
 boróka-tarkadiszbogár 133
 borostás egyrétűtapló 145
 borostás réteggomba 141
 borostás sás 470, 475, 476, 478
 borostyán 329, 474, 476
 borostyánfutó 360, 363, 369, 378
 borostyánlevelű veronika 76, 383
 borsómoly 179
 borsos keserűfű 462, 466
 borz 116, 125, 326, 377, 545
 borzas fűzike 85
Bostrichus capucinus 135
Bothriochloa ischaemum 80, 590
Botryobasidium botryosum 37
 Bouyon-pattanó 142
 bozontos árvalányhaj 569
 bődice fajok 116
Brachinus crepitans 359
Brachinus elegans 359
Brachinus explodens 359
Brachonyx pineti 180
Brachycaudus prunicola 116
Brachygonus megerlei 142
Brachypodium pinnatum 78, 83, 84, 93, 103, 220
Brachythecium velutinum 606
 Brandt-denevér 315–317
Brenthia daphne 174
Bromus erectus 78, 93
Bromus inermis 586
Bromus sterilis 82, 358
 bronzbogár 173
Brunchorstia destruens 632
Bryonia alba 82, 85
Bryonia dioica 85
Bryonia spp. 87
Bryum rubens 60
Bubo bubo 259, 276
 búbos banka 120
 búbos lonc 329
Bucculatrix bechsteinella 172
Bucculatrix thoracella 169
Bucephala clangula 288
 budai szakállasmoly 557
Bufo americanus 243
Bufo bufo 116
Buglossoides purpureocaerulea 93, 103
Buglossoporus quercinus 47
 buglyos tátorján 557
 bújkáló avarszöcske 220
Bulbocodium vernum 93, 99, 105
Bupalus piniarius 122, 179, 632
Bupleurum falcatum 93
Bupleurum praealtum 93
Buprestis novemmaculata 135
Buprestis octoguttata 135

- busa 267
 busafejű posványfutonc 359
Buteo buteo 272
 búza 477
 bükk 15, 17–19, 23, 62, 65, 66, 74, 76, 124, 133–136, 138, 139, 141–144, 150, 157, 158, 160, 162, 163, 179, 193, 194, 273, 278, 285, 287, 288, 290, 291, 313, 331, 383, 430, 431, 436, 438, 439, 446, 449, 490, 539, 582, 583, 593, 598, 606, 608–610, 614–616, 618, 619
 bükk bolhaormányos 158
 bükk gyapjas pajzstetű 158
 bükk kéregrák 123
 bükkfa díszbogár 173
 bükkfatapló 145
 bükklevél gyapjastetű 158
 bükkmakk moly 158
 bükkös díszbogár 136
 bükksás 81, 84, 439, 474, 475
 bürök 87
Byctiscus 177
Byctiscus betulae 164, 177
Byctiscus populi 164, 177
Byturus tomentosus 174
- C**
- Calamagrostis arundinacea* 78, 80, 81, 83
Calamagrostis canescens 487
Calamagrostis epigeios 82–84, 436, 590
Calamagrostis stricta 487
Calamagrostis varia 635
Calamintha menthifolia 93
Calaphis juglandis 117
Calathus fuscipes 360
Calathus melanocephalus 360
Calcophora mariana 135
Caliroa 173
Caliroa cerasi 173
Callidium violaceum 134
Calliergis ramosa 178
Callimorpha dominula 174
Callisto denticulella 170
Calliteara pudibunda 158
Calluna 184
Calluna vulgaris 78, 184
Calocalpe undulata 195
Calocasia coryli 158
Calocera viscosa 38
Caloptilia cuculipennela 169
Caloptilia hauderi 166
Caloptilia rufipennella 166
Caloptilia semifascia 166
Caloptilia syringella 168
Calosoma inquisitor 355, 360, 361, 363, 376, 380, 656
Calosoma sycophanta 355, 360, 361, 363, 376, 378, 380
Caltha palustris 79, 87, 486
Calystegia sepium 85, 87, 357, 464
Camarosporium 35
Cameraria ohridella 166
Campaea margaritata 168
Campanula bononiensis 93
Campanula cervicaria 93
Campanula macrostachya 93
Campanula persicifolia 80, 93
Campanula rapunculosa 93
Campanula rotundifolia 80, 86
Campanula sibirica 634
Camponotus 85, 122, 124, 162
Camponotus fallax 110
Camponotus herculeaneus 111
Camponotus herculeans 116
Camponotus ligniperda 111
Camponotus spp. 288, 541
Camponotus truncatus 110, 117
Camptorhinus simplex 143
Camptorhinus statua 143
Cantharellus 39
Capnodis tenebrionis 172, 182
Caprimulgus europaeus 296, 302, 557
Carabus convexus 656
Carabus granulatus 355, 360, 361, 363, 368, 369, 373, 376–378, 380
Carabus hampei 557
Carabus hortensis 656
Carabus hungaricus 557
Carabus intricatus 656
Carabus spp. 316
Carabus zawadzki 557
Carassius gibelio 267
Cardamine amara 466, 486
Cardamine bulbifera 474
Cardamine glandulosa 478
Cardamine impatiens 84
Cardamine waldsteinii 478
Cardaminopsis arenosa 93
Cardiophorus gramineus 143
Carduus collinus 93
Carduus crispus 469
Carex 194
Carex acuta 462, 486
Carex acutiformis 79, 84, 357, 486
Carex alba 77, 80, 84, 475
Carex appropinquata 487
Carex brevicollis 93
Carex brizoides 79, 83, 84, 194, 217, 473, 486
Carex digitata 80
Carex elata 79, 487
Carex elongata 79, 487
Carex flacca 78
Carex halleriana 93
Carex humilis 80, 93, 635
Carex michelii 78, 84, 93
Carex montana 78, 80, 93, 217
Carex pendula 79, 486
Carex pilosa 77, 78, 83, 84, 439, 474
Carex pilulifera 606
Carex pseudocyperus 487
Carex remota 79, 469, 486
Carex riparia 79, 463, 486
Carex rostrata 487
Carex spp. 217
Carex strigosa 470
Carex sylvatica 77, 79, 84
Carex vesicaria 463, 486
Cariderus aeneus 141
Carpesium abrotanoides 464
Carpesium cernuum 475
Carpinus 158, 183, 197
Carpinus betulus 158, 474, 485, 583, 594, 595, 598, 606
Carpinus orientalis 626
Carposina scirrhosella 174
Castanea 170, 182
Castanea sativa 163, 606
Castor canadensis 347, 403
Castor fiber 347, 403
Catinella olivacea 38
Catocala conversa 183
Catocala dilecta 184
Catocala diversa 184
Catocala electa 177
Catocala fraxini 184
Catocala fulminea 171
Catocala nupta 175
Catocala puerpera 177
Catocala sponosa 160
Celtis 184
Celtis occidentalis 41
Cenangium ferruginosum 637
Cenococcum geophilum 47
Centaurea scabiosa ssp. *sadleriana* 93
Centaurea spp. 561
Centaurea triumfetti 93, 634
Cephalanthera damasonium 478
Cephalanthera longifolia 478
Cephalanthera rubra 478
Cephalcia abietis 180
Cerambyx cerdo 111, 124, 132, 162, 182, 185, 557, 656
Cerambyx miles 182
Cerambyx scopolii 134
Cerambyx welensii 132, 182
Cerastium sylvaticum 473
Cerasus 169, 170, 172, 173, 184
Cerasus avium 173, 583, 595, 598
Cerasus fruticosa 93, 173
Cerasus mahaleb 93, 173
Cercopis 175
Cercopis sanguinolenta 175
Cercopis vulnerata 175
Ceriporiopsis gilvescens 38, 44
 cérnatippan 79, 80
Cerophytum elateroides 142
Ceroptres 161
Cerrena unicolor 39
Cerroneuroterus lanuginosus 157
Certhia familiaris 121
Cerura vinula 175
Cervus elaphus 636
Cervus nippon 348
Cetonischema aeruginosa 656
Chaerophyllum hirsutum 486
Chaerophyllum temulum 82, 87
Chalara fraxinea 479, 493
Chamaecytisus ratisbonensis 93
Chamaecytisus supinus 93
Chamaenerion angustifolium 80, 81
Chamaenerion dodonaei 461
Chelidonium majus 82, 86, 87
Chionaspis salicis 169
Chlaenius nigricornis 360
Chlaenius nitidulus 360
Chlorocyperus glomeratus 461
Choetocaula 323
Chondrostereum 35
Chondrostereum purpureum 35
Choristoneura hebenstreitella 160, 163
Chroogomphus 39
Chroogomphus rutilus 39
Chrysanthemum corymbosum 80
Chrysanthemum leucanthemum 383
Chrysanthemum serotinum 470
Chrysobothris affinis 134, 162
Chrysobothrys igniventris 135
Chrysomela cuprea 175, 177
Chrysomela vigintipunctata 175
Chrysosplenium alternifolium 79, 84, 476, 486
Cicada orni 182
 cickafark-virágdíszbogár 140
Ciconia nigra 259, 263
Cicuta virosa 487
 cifrarák 349
 ciliciai csillagvirág 627
Cimex luteus 175
 címeres gyorsfutó 359
Cinara 112
Cinara piceae 117
Cinara pinea 117

- cinegefűz-karcsúdíszbogár 140
 cinegék 121, 123, 296, 617
 cinőbervörös pattanó 138
Circaea lutetiana 77–79, 84, 220, 469, 486
Circaetus gallicus 259, 267, 557
Cirrhia gilvago 167
Cirrhia icteritia 175
Cirrhia ocellaris 177
Cirsium oleraceum 85, 486
Cirsium palustre 79
Cirsium pannonicum 93
Cirsium spp. 383
Cis 145
Cis boleti 145
Cis castaneus 145
Cis festivus 141
Cis jacquemarti 145
Cis micans 145
 citromkocsord 81
 citromlepke 175
Cladius grandis 177
Cladius pallipes 173
Cladius pectinicornis 174
Cladonia 60
Clanga pomarina 259, 272
Clematis recta 87, 93
Clematis vitalba 467, 561
Clepsidura ruginosa 165
Clerus mutillarius 135
Clethrionomys 286
Climacodon septentrionalis 38
Clinopodium vulgare 93
Clitocybe nebularis 40, 42
Clitocybe phaeophthalma 40
Clitocybe platyphylla 40
Clivina collaris 360
Clivina fossor 360
Closteria anastomosis 177
Clytra 119
Clytra laeviuscula 119
Clytra quadripunctata 119
Clytus arietis 134
Cnaemidophorus rhododactyla 174
Coccinella 116
Coenonympha oedippus 219
Coenorrhinus aequatus 170
Colchicum arenarium 93, 99, 103
Colchicum autumnale 86, 87
Coleophora alnifoliae 165
Coleophora anatipennella 163, 165, 171
Coleophora badiipennella 167, 172
Coleophora coracipennella 172
Coleophora currucipennella 159
Coleophora gryphipennella 174
Coleophora hemerobiella 171, 172
Coleophora laricella 180
Coleophora limosipnella 167
Coleophora lutipennella 163
Coleophora paripennella 172, 174
Coleophora potentillae 174
Coleophora prunifoliae 172
Coleophora siccifolia 172
Coleotechnites piceaella 180
Colias myrmidone 557
Colobicus hirtus 137
Colocasia coryli 165
Colopha compressa 167
Colotois pennaria 158, 163, 165, 167, 169, 173–175, 199
Coltricia perennis 45
Columba oenas 287
Columba spp. 269, 270
Colutea arborescens 93, 593
Colydium elongatum 137
Conistra vaccinii 158
Conium maculatum 87
Conopalpus testaceus 138
Contarinia aceriplans 166
Contarinia anthobia 173
Contarinia marchali 168
Contarinia petioli 177
Contarinia pyrivora 170
Contarinia quercina 161
Contarinia rhamnii 175
Contarinia rubicola 174
Contarinia sambuci 178
Convallaria majalis 77–80, 84, 87, 93, 104
Coprinellus 40
Coprinellus micaceus 37, 40, 44
Coprinopsis 40
Coprinus 40
Coracias garrulus 557
Coraeus fasciatus 133, 139
Coraeus floerentinus 162, 181, 182
Coraeus rubi 174
Coraeus undatus 162, 182
Cornus mas 93, 328, 336, 647
Cornus sanguinea 338, 357, 383, 405, 464, 486, 589, 592
Coronilla coronata 93, 634
Coronilla emerus 635
Corticeus fraxini 137
Corticeus unicolor 137
Cortinarius 34, 39, 40
Cortinarius delibutus 39
Corvus corone cornix 274
Corvus frugilegus 274
Corvus spp. 270
Corydalis 115, 194
Corydalis cava 473
Corydalis intermedia 478
Corydalis solida 473
Corydalis spp. 86, 217
Corylus 158, 183, 184, 197
Corylus avellana 328, 357, 473, 594
Corythuca arcuata 163
Cosmia affinis 168
Cosmia trapezina 158, 167, 175
Cossus cossus 163–166, 168, 169, 171, 173, 177
Cotinus coggygria 93, 633, 641
Cotoneaster integerrimus 635, 641
Cotoneaster tomentosus 635, 641
Crambe tatarica 557
Craniophora ligustri 168, 169
Crataegus × degenii 464
Crataegus 169, 170, 172, 182–184
Crataegus laevigata 172, 474, 597, 647
Crataegus monogyna 93, 172, 217, 338, 396, 464, 589, 592, 647
Crataegus nigra 172, 463
Crataegus oxyacantha 172
Crataegus spp. 172, 561
Craterellus 39
Craterellus cornucopioides 42
Crematogaster scutellaris 112
Crepidodera 177
Crepidophorus mutilatus 143
Crepidotus 37
Crepidotus applanatus 39
Crepis pannonica 93
Crepis praemorsa 94
Cricetus cricetus 273
Crocus hartmannianus 627
Crocus heuffelianus 473
Crocus reticulatus 94, 105
Crocus tommasinianus 476
Croesus septentrionalis 164
Crumenula abietina 632
Cryphaeus cornutus 138
Cryphonectria parasitica 42
Cryptarcha strigata 146
Cryptococcus fagisuga 158
Cryptodiaportha spp. 42
Cryptolestes duplicatus 137
Cryptorhynchus lapathi 133, 165, 177
Ctenopharyngodon idella 267
Ctesias serra 137
Cucubalus baccifer 469
Cucujus cinnaberinus 136, 656
Cucullia mixta loricata 557
 cukorjuhar 435
Curculio 162, 163
Curculio elephas 163
Curculio glandium 163
Curculio nucum 163
Curculio villosus 161
Cyathea smithii 435
Cyclamen purpurascens 476
Cyclophora linearia 158
Cyclophora ruficillaria 160
Cydia 162
Cydia amplana 163
Cydia fagiglandana 158, 163
Cydia funebrana 172
Cydia milleniana 180
Cydia pomonella 170, 171
Cydia pyrivora 170
Cydia servillana 176
Cydia sibilella 180
Cydia tenebrosana 174
Cydia triangulella 158, 163
Cydonia 171
Cydonia oblonga 597
Cylindrobasidium torrendii 37
Cyllodes ater 145
Cynips cornifex 185
Cyprinus carpio 267
Cypripedium calceolus 557
Cytospora 35
CS
 csaltjáró pocok 285
 csarab 607
 császármadár 259, 260, 263, 277, 278
 csavarttűsfenyő 425
 cseh óriáskeserűfű 478, 480
 csepleszmegegy 173, 561, 565, 569
 cser 16–19, 21, 160, 221, 273, 395, 397, 399, 506, 594, 595, 644, 653, 654, 657
 csere galagonya 474, 597, 647
 cseresznye 134, 138–140, 172, 562
 cseresznyék 173
 cseresznyelég 173
 cseresznyeszilva 597
 cseresznye-virágdíszbogár 134
 csermelyciprus 461, 465, 470
 cseresznyemörce 633, 635
 csertölgy 118, 157, 338, 396, 400, 539, 583, 591, 593–596, 598, 647, 648, 650, 654
 cser-tövisescincér 134
 csicsóka 478
 csigolyafű 460, 462, 464, 468
 csikos kecskerágó 464, 469, 647
 csikos medvelepke 557
 csinos pattanó 139
 csodás ibolya 475
 csomós ebír 81, 357
 csomós palka 461
 csonkafülű denevér 315

csőrös sás 487
 csuszka 116, 121, 296, 336,
 617
 csüngő sás 486

D

Dacne bipustulata 145
Dacne rufifrons 145
Dactylis glomerata 83, 220,
 357
Dactylorhiza viridis 635
Daedalea confragosa 145
Daedalea quercina 37, 39, 145
Daedaleopsis 37
 dalmáciai feketefenyő 627
 dám 390, 437
 dámszarvas 86, 525
Daphne cneorum 80, 635
Daphne mezereum 478, 486
 darázsölyv 259, 264
 dárdás nádtippán 487
Dasineura abietiperda 180
Dasineura acrophila 168
Dasineura crataegi 173
Dasineura frangulae 175
Dasineura fraxinea 168
Dasineura fraxini 168
Dasineura irregularis 166
Dasineura mali 170
Dasineura oxyacanthae 173
Dasineura plicatrix 174
Dasineura populeti 177
Dasineura pyri 170
Dasineura thomasiana 169
Dasineura tiliae 169
Dasineura tortrix 172
Dasineura tympani 166
Dasineura ulmicola 167
Datura 115
 debreceni csormolya 474
 Degen-galagonya 464, 470,
 475
Deileptenia ribeata 179, 181
 déli komorka 138
 délvidéki árvalányhaj 634
Dendrocopos leucotos 288, 302
Dendrocopos major 285, 295
Dendrocopos medius 295, 302
Dendrocopos syriacus 294, 302
Dendroctonus 180
Dendroctonus micans 180
Dendrolimus pini 179, 632
Dendrophilus punctatus 143
Dendrothele spp. 37
Dendrothrips ornatus 169
Denops albofasciatus 140
Dentaria enneaphyllos 79, 84
Denticollis linearis 138
Denticollis rubens 139
Deporaus betulae 164

deréce veronika 486
Dermestoides sanguinicollis
 136
Deroplia genei 139
Deschampsia caespitosa 78,
 79, 84
Deschampsia flexuosa 78, 80
Diaclina testudinea 137
Dianthus armeria 94
Dianthus collinus 94
Dianthus diutinus 105
Diaperis boleti 145
Diaporthe 35
Diastraphus rubi 174
Diatrype 35, 42
Diatrype disciformis 44
Dicerca 136
Dicerca aenea 136, 177
Dicerca alni 136, 165
Dicerca berolinensis 136, 159,
 173
Dichonia aeruginea 184
Dichonia aprilina 160
Dichonia convergens 160
Dichromeris ustalella 159
Dicksonia squarrosa 435
Dicranella heteromalla 60
Dicranum scoparium 60
Dicranum spp. 78
Dicranura ulmi 167, 183
Dictamnus albus 80, 94
Dicycla oo 160
Didymomyia tiliacea 169
Digitalis grandiflora 78, 87
Diloba caeruleocephala 170,
 173
 dinnye 477
 dió 587
 diófaccincér 142
Dioszeghyana schmidtii 160,
 184, 188, 395, 397, 399, 400,
 402, 557
Dioszeghyana schmidtii ssp.
pinkeri 395
Diplolepis 174
Diplolepis centifoliae 174
Diplolepis eglanteriae 174
Diplolepis fructuum 174
Diplolepis mayri 174
Diplolepis nervosa 174
Diplolepis rosae 174
Diplolepis spinonissimae 174
Diprion pini 180, 632
Diprion sertifer 631
Diprion similis 180
Dircaea australis 138
Discolhaspis 118
Discoloxia blomeri 183
Dissoleucas niveirostris 141
 díszes álszű 141
 díszes nyárfaccincér 134
 díszes taplósű 141
 díszes tarkalepke 168, 169,

194, 216, 381, 383–387, 389,
 390, 392, 557, 571
 díszes vesepáfrány 476, 478
Dolichoderus quadripunctatus
 110, 112
 dolmányos varjú 265, 274, 300
Doloploca punctulana 168,
 169
 domborúszemű gyászfutó
 360, 361, 369, 378
Dorcatoma 145
Dorcatoma dresdensis 145
Dorcatoma minor 145
Dorcatoma robusta 145
Dorcus parallelipedus 138
Doronicum austriacum 478,
 486
Doronicum hungaricum 94
Draba lasiocarpa 634
Drepana cultraria 158
Drepana curvatula 164, 195
Drepana lacertinaria 164, 195
 drezdai taplóálszű 145
Drisina glutinosa 166
Drymonia ruficornis 158
Dryocoetes alni 165
Dryocopus martius 285–287,
 294, 302
Dryocosmus 118
Dryocosmus cerripilus 118
Dryocosmus kuriphilus 163,
 350
Dryomyia circinnans 161, 162
Dryomys 323
Dryomys nitedula 323, 333,
 342
Dryopteris carthusiana 475,
 486, 487
Dryopteris cristata 487
Dryopteris dilatata 478, 487
Dryopteris expansa 478, 487
Dryopteris filix-mas 77, 84
Dryopteris pseudo-mas 478
 dunai csillagvirág 469, 470,
 474, 475, 477, 478
 dunai tarajosgöte 243, 246–
 248
 durvavitorlájú törpedenevér
 315, 317
 dülledtszemű pattanó 138
Dyoryctria abietella 180
Dysaphis 170
Dysaphis crataegi 173
Dysaphis rannunculi 173
Dysaphis pyri 170
Dyschirius globosus 360

E, É

ébenpattanó 139
Eblisia minor 135
 ebszékfű 460

ebszőlő csucsor 85, 87, 487
 ebtippán 81
Echinochloa crus-gallii 83
Echinocystis lobata 82, 85,
 470, 492
Echinodera hypocrita 141,
Echium maculatum 94, 99,
 557
Ectoedemia angulifasciella
 174
Ectoedemia argyropeza 177
Ectoedemia atricollis 170, 172
Ectoedemia decentella 166
Ectoedemia hannoverella 177
Ectoedemia klimeschi 177
Ectoedemia liebwerdella 158
Ectoedemia louisella 166
Ectoedemia mahalebella 173
Ectoedemia preisseckeri 167
Ectoedemia sericopeza 166
Ectoedemia spinosella 172,
 173
Ectoedemia turbidella 177
Ectropis bistortata 169, 175,
 179, 181
 édesgyökerű páfrány 81
 éger 27, 61, 146, 155, 163–
 165, 194, 197, 199, 331, 477,
 493, 494, 503
 éger-bíborbogár 146, 544
 égerék 164, 197
 egerészölyv 272
 égerfa-díszbogár 136
 egérfülű-denevérek 316
 égerkabóca 165
 egérszínű darázscincér 134
 egybibés galagonya 217, 338,
 396, 464, 469, 473, 476, 589,
 590, 592, 597, 647
 egynyári seprence 75, 471, 589
 egyszínű kéregbújó 137
 egyszínű vakondfutó 360
 egyvirágú gyöngyperje 81, 84
 éknyakú pattanó 143
Elasmucha fieberi 165
Elasmucha grisea 164, 165
Elater ferrugineus 143
Elatroides dermestoides 135
Elatobium abietinum 180
Eledona agricola 145
Eledonoprius armatus 145
 éles sás 462, 463, 466, 486
Eliomys 323
Eliomys quercinus 323
Elymus caninus 467
Elymus hispidus 94
Emmetia heinemanni 174
Emmetia marginea 174
Enys orbicularis 250, 267, 348
Enargia abluta 184
Enargia paleacea 194
Enarmonia formosana 173,
 170

- Endomychus coccineus* 138
Endophloeus markovichianus 137
Endromis versicolora 163, 183, 195
Ennomos alniaria 195
Ennomos quercarius 183
Ennomos quercinaria 158
Entoloma 40
Entomobryoides myrmecophilus 119
 enyvecske 80
 enyves éger 334
 enyves zsálya 473–475
Eonium 627
Epaphius secalis 360, 363, 369, 373, 378
 eper gyöngyike 478
Epiblema cynosbatella 174
Epiblema similana 164
Epierus comptus 137
Epilobium hirsutum 85
Epilobium montanum 80
Epinotia nisella 175, 177
Epinotia tedella 180
Epinotia tetraquetra 164
Epipactis atrorubens 634
Epipactis helleborine 470, 636
Epipactis latina 634
Epipactis leptochila 636
Epipactis voethii 636
Epirranthis diversata 177, 183, 195
Epirrita autumnata 122
Epirrita christyi 160
Epirrita dilutata 160
Eptesicus nilssonii 315
Eptesicus serotinus 315, 318
Equisetum arvense 80, 84
Equisetum hyemale 470
Equisetum spp. 87
Equisetum sylvaticum 79, 486
Equisetum telmateia 79, 84, 85, 486
Erannis 199
Erannis ankeraria 160, 183, 188, 218, 557
Erannis defoliaria 158, 160, 163, 165, 167, 169, 173, 175, 178
 erdei aggófű 81
 erdei angyalgökér 486
 erdei aranyvessző 80
 erdei béka 116
 erdei ciklámen 476, 478
 erdei csormolya 383
 erdei deréce 80, 81
 erdei füzike 80
 erdei gyorsfutó 359
 erdei gyömbérgökér 561
 erdei gyöngyköles 80, 85
 erdei here 561
 erdei hölgymál 80
 erdei iszalag 467, 561
 erdei káka 84
 erdei kányafű 460, 462
 erdei közfutó 359
 erdei kutyatej 474, 475
 erdei lórom 84
 erdei madárhúr 473, 474, 478
 erdei madársóska 79, 84, 87, 473, 475, 476, 486
 erdei málna 439
 erdei mogyorócincér 133
 erdei nádtippán 80, 81
 erdei nebáncsvirág 79, 84, 357, 469, 473, 474, 478, 486
 erdei pacsirta 281, 298, 299, 302, 557, 558
 erdei pajzsika 84
 erdei papucskosbor 557
 erdei pele 323–326, 333–336
 erdei posványfutonc 359
 erdei sás 84
 erdei sédbúza 80
 erdei szálkaperje 75
 erdei szamóca 432
 erdei szélfű 474–476, 486
 erdei szellőrózsa 80
 erdei tisztosfü 469, 486
 erdei turbolya 383
 erdei tündérfűt 486
 erdei varázslófű 79, 84, 486
 erdei varfű 475, 476
 erdei vöröshangya 115, 121, 123, 124
 erdei zsurló 79, 486
 erdeifenyő 23, 59, 62, 74, 134, 137, 138, 144, 179, 180, 194, 252, 273, 277, 334, 450, 479, 503, 518, 588, 606–610, 614–616, 618, 626, 629, 632
 erdélyi avarszöcske 220, 557
 erdélyi virágszöcske 221
 érdes hangyászholyla 119
 érdes taplóbogár 145
Erechtites hieracifolia 83
Ergates faber 144
Erica 184
Erica carnea 626
Erigeron canadensis 83
Erinaceus europaeus 120
Eriocampa ovata 164
Eriogaster catax 171, 172, 183, 217, 557
Eriogaster lanestris 171, 172, 183
Eriogaster ramicola 183
Eriogaster spp. 565
Eriophorum spp. 487
Eriophyes 169, 170
Eriosoma lanigerum 170
Eriosoma lanuginosum 167
Eriosoma ulmi 167
Erithacus rubecula 116
Ernobius 146
Ernobius abietis 146
Erysimum odoratum 94
Erysimum witmannii ssp. *pallidiflorum* 94, 99
Erythronium dens-canis 473
 esti pávaszem 175
 északi késeidenevér 315
Etiella zinckenella 179
Eucallipterus tiliae 169
Euchoeca nebulata 195
Eudemis profundana 160
Eudia pavonia 158, 174
Eudontomyzon danfordi 228
Eulecanium tiliae 169
Eulype hastata 195
Euonymus 173
Euonymus europaeus 464, 647
Euonymus verrucosus 647
Eupatorium cannabinum 82, 83, 85, 87
Euphorbia amygdaloides 474
Euphorbia canariensis 627
Euphorbia cyparissias 94
Euphorbia epithymoides 94
Euphorbia glareosa 94
Euphorbia lucida 463
Euphorbia palustris 463
Euphorbia spp. 86, 87
Euphorbia virgata 94
Euphydryas 383
Euphydryas aurinia 219
Euphydryas maturna 168, 169, 184, 194, 216, 381, 383, 394, 557, 571
Eupithecia abietaria 180
Eupithecia analoga 180
Eupithecia tripunctaria 178
Euplagia quadripunctaria 174, 183, 557
Euproctis chrysothoea 160, 171, 173–175
Euproctis similis 172, 173
Eupsilia trnasversa 158
 eurázsiai hód 347, 403, 404, 406
 eurázsiai rétisáska 557
 európai álpattanó 142
 európai falébogár 146, 540
 európai fogasállóbogár 138
 európai sün 120
Eurythyrea 136
Eurythyrea aurata 136, 177
Eurythyrea quercus 136
Eurytoma amygdalis 173
Eustrophus dermestoides 145
Euura amerinae 176
Euura testaceipes 176
Euzophera pinguis 168
 élő holdviola 85
 élő szélfű 79, 84
Evetria buoliana 632
Exidia glandulosa 44
Exocentrus 141
Exocentrus adspersus 141
Exocentrus lusitanus 141
Exocentrus punctipennis 141
Exocentrus stierlini 141
Exoteleia dodecella 180
 ezüst hárs 474–476
 ezüst juhar 165
 ezüstaszott 634
 ezüstkárász 238, 267
 ezüstsávós szénalepke 219
F
 fácán 270
Faerberia carbonaria 45
Fagus 123, 158, 182, 183
Fagus spp. 429
Fagus sylvatica 157, 331, 383, 583, 593, 598, 606
 fagyal 168, 169, 194, 338, 381, 383, 387, 632, 647, 649
 fagyal levéltetű 169
 fagyalaknázó keskenymoly 169
 fagyalbagoly 168
 fagyalszender 168, 169
 fagyaltripsz 169
 fagyöngyszű 146
 fakó zsákosmoly 159
 fakusz 121
Falcaria vulgaris 94
Falco peregrinus 259, 275
Falco vespertinus 259, 274, 557
 falgyom 81, 83
Fallopia × *bohemica* 82, 478, 492
Fallopia spp. 84, 85
 faodvasító hangyák 111
 farkas 411
 farkasalma 87
 farkasbogyó 87
 farkasboroszlán 478, 486
 farkasölő sisakvirág 478, 635
 farkasszőlő 79, 84, 87, 469
Farsus dubius 138
 fecsketarncs 486
 fehér acsalapu 76, 80
 fehér akác 41, 74, 75, 81, 254, 464, 579, 595–597, 599
 fehér eper 136, 150, 405
 fehér eperfa 464, 471
 fehér fagyöngy 146
 fehér földitök 85
 fehér fűz 133, 146, 357, 409, 460, 462–464, 466–469, 486, 491, 583, 588, 597, 598
 fehér gólya 545
 fehér madársisak 478
 fehér nyár 21, 136, 141, 176, 177, 197, 357, 387, 409, 464, 466, 467, 469, 471, 473, 474, 504, 523, 524, 583, 597, 598

- fehér perjeszittyó 80
 fehér sás 80, 84, 475
 fehér tippán 357, 462, 460
 fehér zászpa 85, 478, 486
 fehérfagyöngy-
 karcsúdíszbogár 146
 fehérfarkú szarvas 437
 fehérfarú orrosbogár 141
 fehérfoltos fenyőbogár 133, 631
 fehérfoltos orrosbogár 141
 fehérhátú fakopáncs 281, 288, 289, 302
 fehérszélű törpedenevér 315
 fehértorkú denevér 315
 fekete áfonya 383
 fekete bodza 178, 357, 405, 467, 476, 486, 556, 597
 fekete csuklyásszú 140
 fekete dió 41, 75, 81, 273, 390, 479, 492
 fekete fénybogár 145
 fekete galagonya 463–465, 470, 475
 fekete gólya 259, 262, 263
 fekete gyászfutó 360
 fekete gyökérfutó 360
 fekete harkály 281, 285–288, 294, 302, 541
 fekete karcsúcincér 139
 fekete kisfutó 359
 fekete közfutó 359
 fekete nadálytő 357, 464
 fekete nyár 136, 176, 357, 460, 466–469, 471, 523, 583, 598
 fekete pattanó 139
 fekete ribiszke 461, 465, 470, 478, 487, 488
 fekete szúfarkas 136
 fekete taplóbogár 137
 fekete virágdíszbogár 140
 fekete zászpa 85
 feketecsápú komorka 138
 feketefenyő 74, 134, 254, 268, 277, 424, 518, 588, 625–639, 641, 643, 644
 feketegyűrű 503
 feketehasú tarbogár 145
 feketehomlokú tarbogár 145
 feketemintás gesztcincér 141
 feketenyakú szúfarkas 135
 feketenyakú tarbogár 145
 feketenyár araszoló 177
 feketeöves pattanó 139
 feketeszörű szalagoscincér 137
 feketevégű karcsúcincér 141
 felálló iszalag 87
 felfutó sövényeszulák 357
 felhős sodromoly 170
Felis silvestris 326
 felpillantó küllő 231
 fémes álormányost 141
 fémes álszú 141
 fémes tarbogár 145
 fémkék taplóbogár 137
 fenékjáró küllő 230, 231
Fenusia dohrnii 165
Fenusia ulmi 167
Fenusella glaucopsis 177
Fenusella hortulana 177
Fenusella wuestneii 175
 fenyérfű 80, 590, 599
 fényes kutyatej 463, 473, 474, 477, 478
 fényes toptószú 145
 fénylő zsoltina 557
 fenyő bagolylepke 121, 122
 fenyőaraszoló 122
 fenyőilonca 632
 fenyőormányos 632
 fenyőrontó levéldarázs 632
 fenyőspárga 86
 fenyőtű ormányos 180
 fénytelen fémfutó 360
 fenyves-héjbogár 137
 fenyves-lapossutabogár 135
 fenyves-tövisescincér 134
Ferula sadleriana 557
 festő zsoltina 79, 81
Festuca amethystina 635
Festuca drymeia 77, 83, 84
Festuca gigantea 79
Festuca heterophylla 78, 94
Festuca rupicola 78, 94
Festuca tenuifolia 78
Festuca vaginata 78
 fésűs fenyődarázs 631, 632
 fésűscsápú álszú 136, 142
 fésűskarmú futó 360
Ficedula albicollis 292, 296, 302, 336
Ficedula hypoleuca 116, 292
Ficedula parva 290, 302
Filipendula ulmaria 486
Filipendula vulgaris 94
Fissidens taxifolius 60
Fistulina hepatica 37
Flammulaster limulatus 38
 fodros bogáncs 469
 fodroslevelű ligetmoha 486
 fogastorkú lisztbogár 143
 fogasvállú állásbogár 138
 fogasszélű lapbogár 137
 foltos árvacsáln 85, 467, 469
 foltos fürgedíszbogár 134
 foltos hárszcincér 138
 foltos kontyvirág 475
 foltos szalamandra 243, 251, 252, 538
 foltos virágcincér 139
 folyami rák 349
Fomes annosus 632
Fomes fomentarius 44, 47, 145
Fomitiporia robusta 41
Fomitopsis pinicola 37, 44, 47
 Formánék-díszbogár 135
Formica 85, 112, 113, 118, 119, 123–125
Formica aquilonia 114, 119
Formica execta 117, 124
Formica fusca 112, 115
Formica paralugubris 112
Formica polyctena 112, 113, 121, 122, 124
Formica pratensis 113, 115, 124
Formica pressilabris 124
Formica rubra 115
Formica rufa 110, 112, 115, 119, 121, 122, 124
Formica rufibarbis 117
Formica sanguinea 113
Formica truncorum 124
 földi bodza 83, 84
 földi szeder 439, 486, 597
 földi szedrek 83
 földitök fajok 87
 fővenylakó gyorsfutó 359, 362
Fragaria vesca 84, 432
 franciaperje 357
Frangula 175
Frangula alnus 79, 175, 182, 184, 464, 486
Frankia 81
Frankia alni 197
Frankia juglandi 75
Fraxinus 41, 182, 184, 381, 394
Fraxinus angustifolia ssp. *danubialis* 168, 383, 405, 464, 486
Fraxinus excelsior 168, 331, 383, 473, 485, 583, 594, 598
Fraxinus ornus 94, 168, 184, 218, 383, 583, 598, 626, 633, 641, 644, 647
Fraxinus pennsylvanica 51, 168, 387, 459, 464, 484
Fraxinus spp. 168, 216, 383, 429
Fritillaria meleagris 470
Fulica atra 267
Fumana procumbens 634
Furcula bicuspis 163, 183, 194
Furcula furcula 158
 füge-szegélyeslapbogár 146
 füles fűz 488
 fülesbaglyok 270
 fűrészescsápú
 karcsúdíszbogár 140
 fűrészescsápú pattanó 143
 fűrészescsápú rétbogár 146
 fürge cselle 229, 235, 238
 fürge darázscincér 139
 fűrtös bodza 178, 556
 fűrtös gyűrűvirág 464, 470, 475, 478
 fűrtösmeggyek 173
 füstös kisfutó 359, 361, 377
 fűz 133, 144, 177, 194, 329, 334, 377, 405, 470, 496, 588
 fűz fajok 41, 140, 330, 405, 460, 463, 487, 490, 588, 596, 597
 fűzek 27, 118, 119, 136, 142, 150, 155, 163, 164, 175–177, 410, 470, 494, 559
 fűzfapattanó 143
 fűzfa-rózsecincér 141
 fűz-gyászbogár 137
 fűzikék 617
 fűzlevelű gyöngyvessző 487, 488
 fűzlevelű őszirózsa 460, 462, 464–467, 470–472

G, GY

- Gagea lutea* 469
Gagea minima 473
Gagea spathacea 473
 galagonya 136, 173, 174, 300, 565, 592
 galagonya bagolylepke 172
 galagonya bordásmoly 172
 galagonya fajok 561, 562, 565
 galagonya karcsúdíszbogár 173
 galagonyák 139, 171–173, 185
 galagonya-magrágómoly 173
 galaj fajok 87
 galambok 269
 galambvirág 76, 79, 473–475, 477
Galanthus nivalis 86, 469
Galeobdolon luteum 77, 79, 85, 473, 486
Galeopsis speciosa 83
Galeopsis spp. 82
Galerina 37
Galerina marginata 38
Galerina sideroides 38
Galium aparine 82, 85, 357, 467
Galium glaucum 94
Galium mollugo 94
Galium odoratum 77–79, 84, 474, 606
Galium palustre 466
Galium rotundifolium 78, 606
Galium spp. 87
Ganoderma applanatum 44
Ganoderma cupreolaccatum 38, 47
Garrulus glandarius 120, 559
Gasterocercus depressirostris 135
Gastrallus laevigatus 146
Gastropacha populifolia 177
Gastropacha quercifolia 175

- gatyáskuvik 281, 285–288, 302
 Gebler-közfutó 359
Gelechia scotinella 172
Genista germanica 80
Genista ovata 78
Genista pilosa 78, 80
Genista tinctoria 94
Gennaria diphylla 627
Gentiana asclepiadea 486
Gentiana pneumonanthe 464
Geopyxis carbonaria 45
Geranium palustre 487
Geranium robertianum 82
Geranium sanguineum 80, 94
 gérbics 635
Geum urbanum 82, 561
Giardia lamblia 413
Gibberifera simplana 177
Gilpinia frutetorum 180
 gímzarvas 53, 86, 348, 437, 650, 651
Glaucidium passerinum 284, 302
Glechoma hederacea 85, 87, 464
Glirulus 323
Glis 323
Glis glis 323, 330, 342
Globicornis emarginata 137
Glomeromycota 41
Glyphina betulae 117
Glyphipterix loricatella 557
Glyptapantheles liparidis 172
Gnorimus nobilis 142
Gnorimus variabilis 139, 142
Gobio 231
Gobio albipinnatus 231,
Gobio gobio 230
Gobio kessleri 231
Gobio uranoscopus 231
 Godet-virágdíszbogár 140
 gólyahír 486
 gombos varjúkőröm 634
Gomphidius 39
Gonepteryx rhamni 175, 184
 gór habszegfű 569
 göcsös görvélyfű 87
 gömbtermésű sárma 478
Gracillaria syringella 169
Grammoptera ruficornis 139
Graphiurus 323
Grimmia 58
Grynocharis oblonga 138
 gubacsalakó zsuzsóka 161
 gumós nadálytő 469
 gurgolya 561
 gyalogakác 51, 405, 464, 466, 470–472, 480
 gyantás kérgestapló 145
 gyapjas boglárka 80
 gyapjaslepke 122, 160, 172, 175, 185, 186, 188, 363, 390, 631
 gyapjasszövő fajok 565
 gyapjúsások 487
 gyászincér 133, 656
 gyászlepke 163
 gyepes sédbúza 79, 84
 gyepi béka 116
 gyepűrőzsa 589, 590, 592, 632, 647
 gyertyán 16, 41, 42, 61–63, 66, 74, 76, 136, 139, 141, 142, 144, 157–159, 221, 289, 440, 450, 474, 490, 539, 594, 595, 606, 609, 614–616, 618, 619, 628
 gyilkos csomorika 487
Gymnopilus penetrans 38
Gymnopilus sapineus 38
Gymnopus dryophilus 40
Gymnopus fusipes 44
Gymnosporangium clavariiformae 181
 gyökérrontó tapló 632
 gyöngybagoly 326
 gyöngyperje fajok 86
 gyöngyvirág 80, 84, 87
Gypsonoma acerina 177
Gypsonoma dealbana 173
Gypsonoma oppressna 177
 gyűrűscsápú galagonyacincér 139
- H**
- Habenaria tridactylites* 627
 Hacker-virágdíszbogár 168
 hagyma fajok 87
 hagymás fogasír 76, 474, 475
 hajófürő bogár 136
Haliaaetus albicilla 259, 267
 halovány aszat 85, 486
Haltica quercetorum 185
 halványfoltú küllő 231
 hamvas éger 357, 468
 hamvas küllő 115, 281, 293, 294, 302
 hamvas szeder 83, 357, 358, 464, 467, 469, 471, 476, 486, 597
 hangyászpikkelyke 119
Hapalopilus croceus 38
Hapalopilus nidulans 39
 harangláb 478
 harlekin katica 349
Harmandia cavernosa 177
Harmandia globuli 177
Harmandia pustulans 177
 hármastevelű fogasír 478
 hármastevelű szellőrőzsa 476, 478
Harmonia 116
Harmonia axyridis 349
 háromfogfű 79
 háromujjú höcsik 285
Harpalus caspius 360
Harpalus latus 360
Harpalus luteicornis 360, 363
Harpalus progrediens 360, 363, 376
Harpalus pumilus 360
Harpalus rubripes 360
Harpalus rufipes 360, 361, 377
Harpalus tardus 360
Harpalus xanthopus winkleri 360, 363, 376
Harpya milhauseri 160
Harrisomyia vitrina 166
 hárs 133, 138, 163
 hársak 18, 76, 111, 134, 136, 139, 141, 157, 169, 194
 hársbodobács 169
 hársfa-rőzsecincér 141
 hársfa-tarkadíszbogár 133
 hársfűró alszú 141
 hárszender 169
Hartigiola annulipes 158
 Hartmann-sáfrány 627
 hatdudoros orrosbogár 141
 hatfogú szű 632
 hátfoltos kisfutó 359
 havasi cincér 135, 136, 142, 147
 havasi ikravirág 465
 havasi tisztesfű 478
 havasszépe 436
 hazai nyár 504, 514, 518, 522, 523
 hazai nyárak 409
 házi berkenye 562, 583, 598, 647, 650, 655
 házi cseresznye 597
 házi rozsdafarkú 116
 házi szilva 597
Hebeloma 39
Hebeloma birrus 45
Hedera helix 329, 474
Hedobia pubescens 146
Hedya nubiferana 159, 164
Hedya pruniana 171
Hedya salicella 175, 177
 hegedülő csercincér 144
 hegyesorrú denevér 315, 316
 hegyesszárnyú pattanó 143
 hegyi csenkesz 81, 84
 hegyi csipkeharaszt 465
 hegyi gamandor 635
 hegyi gombabogár 145
 hegyi here 81
 hegyi juhar 121, 136, 157, 165, 166, 475, 476, 583, 595, 598
 hegyi pajzsika 478, 487
 hegyi sás 80, 217
 hegyi szil 157, 166, 485, 583, 598
 hegyi ternye 635
 hegyi tönkincér 144
 hegyi veronika 475
 hegyi virágbogár 142
 hegyi virágcincér 136
 héja 274
Helianthemum canum 634
Helianthemum ovatum 85
Helianthus tuberosus 478
Helicoverpa armigera 179
Helleborus dumetorum 475
Helleborus odoratus 475
Helleborus spp. 86, 87
 helvét virágdíszbogár 140
Hemerocallis lilio-asphodelus 478
Hemichroa crocea 164
Hemicoelus costatus 141
Hemicoelus fulvicornis 141
 hengeres karcsúdíszbogár 140
 hengeres szűfarkas 136
 hengeresfészű peremizs 569
 henye boroszlán 80, 635
Hepatica nobilis 86, 478
Heracleum sphondylium 82, 85, 87, 383
Herichium cirrhatum 47
Herichium coralloides 38, 44
Herichium erinaceum 656
 hermelin 336
Herophila tristis 133, 182
Hesperis matronalis 470
Heteranthrus 166
Heterarthrus microcephalus 175
Heterarthrus ochropoda 177
Heterarthrus vagans 165
Heterobasidion annosum 37, 632
 hétpettyes karcsúcincér 139
 heverő iszapfű 465
Hieracium bauhinii 94
Hieracium cymosum 94
Hieracium sabaudum 80
Hieracium sylvaticum 80
Himantoglossum adriaticum 557, 634
Himantoglossum jankae 557
Hipparchus papilionaria 195
 Hjort-pattanó 143
 hód 404–415, 546
 holló 275
Hololepta plana 135
 hólyagos sás 463, 466, 486, 487
 homlokjegyes kisfutó 360, 366, 377
 homoki küllő 231
 homoki pimpó 635
Hoplocampa brevis 170
Hoplocampa flava 172
Hoplocampa minuta 172
Hoplocampa rutilicornis 172
Hoplocampa testudinea 170

Hordelymus europaeus 83
 horgasszórú denevér 315–317
 hosszúcsápú fogasnyakú-
 lapbogár 137
 hosszúcsápú vércincér 139
 hosszúfülű-denevérek 316
 hosszúkás korongbogár 138
 hosszúlevelű árvalányhaj 569
 hosszúlevelű fürtösveronika
 383
 hosszúsárnyú denevér 315,
 318
Hottonia palustris 79, 487
 hóvirág 76, 86, 469, 470, 473,
 477
 hölgy estike 470
 hölgypáfrány 79, 84, 475
 hörcsög 270, 273, 277
 hőscincérek 132
 hullámos szöcskebogár 142
Humulus lupulus 82, 85, 87,
 356, 464, 561
 hunyor fajok 76, 86, 87
 húsos som 328, 336, 565, 647
Hydnum 39
Hydrelia flammeolaria 195
Hydrelia sylvata 164, 183, 195
Hydria undulata 195, 196
Hydriomena coerulea 195
Hydrocotyle vulgaris 487
Hydopus subalpinus 44
Hygrophorus 39
Hylea fasciaria 179
Hylesinus crenatus 168
Hylesinus fraxini 179
Hylobius abietis 144, 632
Hyloicus pinastri 179
Hylolephium telephium ssp.
maximum 94
Hymenochaete carpatica 38
Hymenochaete rubiginosa
 39, 41
Hymenochaete ulmicola 38
Hymenopellis radicata 44
Hypericum perforatum 87
Hyperisus plumbeus 141
Hyphantria cunea 163, 165,
 178, 179
Hypholoma 37, 44
Hypholoma capnoides 38
Hypholoma fasciculare 38
Hypholoma spp. 44
Hypnum cupressiforme 606
Hypochoeris maculata 94
Hypophthalmichthys spp. 267
Hypoxylon 35
Hypoxylon fragiforme 44
Hypsiboas albomarginatus
 345
Hypsizygus ulmarius 656
Hypsugo savii 315
Hysterium pinastri 632

I, Í

Ibalia 180
Ibalia leucospoides 180
 ibolya fajok 76, 86
 ibolyák 115
Ichthyosaura alpestris 252
 ikrás fogasír 478
 illatos csengettyűvirág 557
 illatos hunyor 475, 476, 478
 illatos ibolya 85
 illír sáfrány 476, 478
 illír tarsza 220
 imádkozó sáska 113
 imola 561
Impatiens glandulifera 82,
 357, 467, 492, 563
Impatiens noli-tangere 77, 79,
 84, 357, 469, 486
Impatiens parviflora 82, 220,
 469
 indás ínfű 84, 86
 indás tippán 84
Inocybe 39
Inonotus 37, 142
Inonotus obliquus 47
Inula conyza 94
Inula ensifolia 94
Inula germanica 94, 569
Inula helenium 478
Inula hirta 94
Inula oculus-christi 94
Inula salicina 94
Inula spp. 561
Iphiclidea podalirius 172, 173,
 184
Ipomorpha subtusa 177
Ips 180
Ips amitinus 180
Ips cembrae 181
Ips duplicatus 180
Ips sexdentatus 180, 632
Ips typographus 122, 132, 180
Iris 103
Iris aphylla ssp. *hungarica* 94,
 99, 105, 557
Iris arenaria 94, 99
Iris graminea 94
Iris pseudacorus 79
Iris variegata 94
Ischnoderma resinosum 38,
 44, 145
Ischnodes sanguinicollis 143
Ischnomera caerulea 144
Isophya camptoxypha 220,
 222
Isophya costata 220, 223
Isophya modestior 220, 222
Isophya stysi 220, 222
Isopyrum thalictroides 79, 473
Isorhipis melasoides 136

J

Jaapia argillacea 37
 Janka-sallangvirág 557
 Janka-tarsóka 551, 557
Janus compressus 170
 japán komló 75
 japánkeserűfű 492
 jegenyefenyő 74, 146, 285,
 286, 628
 jegenyefenyő fajok 425
 jegenyefenyő-tobozálszű 146
 jerikói lonc 470, 475, 476, 478
Jodia croceago 160
Jovibarba hirta 634
Juglans 117, 170, 183
Juglans nigra 41, 459, 479, 484
Juglans regia 593
 juh 273, 566
 juhar 142, 143, 165, 496, 503
 juhar fajok 485
 juhar szövödarázs 166
 juhar-dízcincér 139
 juharok 16, 18, 23, 76, 136,
 138, 140, 142, 164–166, 168,
 169, 194, 396, 559
 juhsóska 80
Juncus effusus 83, 84
Juncus spp. 78, 79
Junghuhnia 37, 42
Juniperus 182
Juniperus communis 179, 181,
 182, 589, 591
Jynx torquilla 115

K

kakaslábfű 83
 kakasmandikó 473, 476–478
 kakicsvirág 80
 kakukkfűvek 115
Kaliofenusa ulmi 167
Kaltenbachia pallida 167
Kaltenbachiola strobi 180
 kanadai aranyvessző 75, 83,
 85, 297, 471
 kanadai hód 347, 403–406
 kanári feketefenyő 627
 kanári kutyatej 627
 kányabangita 383, 464, 469,
 473, 474, 476, 486–488
 kányazsombor 86
 kapcsos korpafű 80
 kapotnyak 76, 87, 473–475
 karcsú tövisnyakúbogár 136
 karcsútorú zártormányúbogár
 141
 kardinalispattanó 139
 kardos madársisak 478
 karélyos vesepáfrány 478
 kárpáti márna 229, 230, 235,
 238
 kárpáti sáfrány 473, 474
 kárpáti tarsza 220
 kartonépítő hangya 119
 karvalybagoly 285
 karvalyposzáta 281, 299, 300,
 302, 551, 557, 558
 kassai boglárka 474
 kaszás futó 360
 katáng-virágdíszbogár 140
 kaukázusi medvetalp 75
 kecske selymescincér 139
 kecske 566
 kecskefűz 18, 133, 155, 158,
 176, 185, 187, 194–196, 383,
 439, 564, 593
 kecskefűz gubacsmoly 176
 kecskefűzcincér 133
 kecskefűz-karcsúdíszbogár
 140
 kecskerágók 173, 336
 kék álormányos 141
 kék fürgedíszbogár 135
 kék galamb 287
 kék háncscincér 139
 kék korongcincér 134
 kék lapos futrinka 656
 kék pattanó 143, 540
 kék vércse 259, 274, 557
 kékes borkóró 635
 kékes őszibagoly 170
 kékeszöld facincér 133
 kékperje fajok 79
 kéküstökű csormolya 475
 keleti csillagvirág 474, 478
 keleti fémfutó 360
 keleti gyertyán 626
 keleti hemloklenyő 436, 437
 keleti kontyvirág 469, 475
 keleti lápi bagoly 175, 218, 557
 keleti martfutó 360, 365
 keleti mustárlepké 557
 keleti sünn 277
 keltike fajok 86, 217
 keltikék 115
 kerceréce 288
 kéreglakó laposutabogár 135
 kéregmoly 170
 kerek repkény 85, 87
 kereklevelű harangvirág 80, 86
 kereklevelű repkény 464, 467,
 469
 kereknyergű patkósdenevér
 315, 318
 kerekvállú állasbogár 138, 147
 keresztés álböde 138
 keresztés vipera 243, 251, 254,
 255
 kereszteltű gyorsfutó 359
 keresztlapu 75, 83
Kermes quercus 118, 162
Kermes roboris 118, 162
 kerti közfutó 359
 kerti pele 323, 325, 331

- kései meggy 118, 173, 435, 526, 529
keserű kakukktorma 466, 476, 486
keserűfű fajok 84, 87
keskeny tölgycincér 139
keskenylevelű ezüstfa 81
keskenylevelű gyékény 462
keskenylevelű keserűfű 462
keskenylevelű perje 81, 84
kétalakú púposszú 134
kétfogú fogasnyakú-lapbogár 137
kétfoltos gyorsfutó 359
kétlevelű csillagvirág 80
kétlevelű sarkvirág 478
kétöves karcsúcincér 139
kétpettyes karcsúdíszbogár 134
kétszalagos porva 137
kétszínű karcsúdíszbogár 140
kétszínű nyárfacincér 142
kétszínű vakondfutó 360
kéttövise ecsetcincér 141, 146
kétvonalas szegélyeslapbogár 137
kígyászölyv 259, 267, 557
kígyónyelv páfrány 464, 470, 475
kínai mamutfenyő 405
kínai razbóra 238
kis apollólepke 194, 217, 571
kis bábrabló 355, 360, 361, 363, 656
kis bíborbogár 136
kis éjjelipávaszem 174
kis farontó 163, 169, 171, 178, 179
kis fehérsávós lepke 157, 179
kis fémesszarvasbogár 138
kis héja 259, 266
kis hőscincér 134
kis légykapó 281, 290–292, 302
kis lucfenyő levéldarázs 122
kis málnabogár 174
kis martfutó 365
kis nyárfacincér 133, 177
kis őrgébics 557
kis pajzsosfutonc 360, 361, 365, 370, 378
kis párlófű 476, 478
kis patkósdenevér 315, 318, 319
kis posványfutonc 359
kis poszáta 300
kis pöfögőfutrinka 359
kis rágványbogár 138
kis sándorpapagáj 348
kis szarvasbogár 138
kis színjátszólepke 175
kis szöcskebogár 142
kis taplóalszú 145
kis taplóbogár 145
kis téliaraszoló 121, 185
Kisanthobia ariasi 136
kislevelű hárs 473, 583, 595, 598
kisvirágú hunyor 475, 476, 478
kisvirágú nebáncsvirág 75, 465, 466, 469–472, 478, 480
kisvirágú őszirózsa 357
kisvirágú rózsa 635
Knautia drymeia 475
kockásliliom 470, 473, 475, 478
kocsányos tölgy 15, 62, 76, 118, 157, 160, 162, 185, 331, 334, 338, 387, 390, 396, 409, 450, 464, 470, 473, 474, 477, 479, 480, 486, 490, 504, 506, 508, 509, 514, 520, 524, 525, 527, 583, 595, 598, 599, 606, 608, 610, 653
kocsánytalan tölgy 15, 16, 41, 62, 66, 76, 157, 185, 273, 338, 405, 440, 490, 506, 583, 591, 593–596, 598, 606, 608, 647–650, 653, 654, 657
kocsord 561, 565
komló 85, 87, 356, 358, 464, 467, 469, 561
komlógertyán 626
komor alkonybogár 137
komor gyászfutó 360
kontyvirág fajok 87
korai juhar 136, 157, 475, 583, 595, 598
korai sodrómoly 170
koraidenevérek 313
korhópattanó 143
kormos légykapó 116, 292
kornis tárnics 464
korzikai fenyő 626
kosárkötő fűz 462, 466
kosborok 634
ködfoltos cincér 139
kökény 133, 140, 171–174, 217, 300, 328, 330, 396, 464, 561, 562, 565, 589, 592, 597, 647
kökény-övesbagoly 171
kökény-tükrösdíszbogár 172
kökényvirág aranymoly 172
kőrís 168, 169, 186, 194, 216, 383, 387, 430, 470, 490, 497, 503, 628
kőrís faj 168, 383, 387, 390
kőrís fajok 350, 383, 479, 493, 497
kőrís gömbormányos 168
kőrís karcsúdíszbogár 169, 350
kőrísbogár 168
kőrisek 16, 18, 23, 138–140, 168, 194, 381, 383, 390, 488, 491, 493
kőrís-karcsúdíszbogár 140
kőrisszú 179
körte 140, 141, 562
körte gyümölcsdarázs 170
körteeszeleny 170
körtemoly 170
körteke fajok 80, 84
kövér daravirág 634
kövi csík 228, 229, 238, 239
kövi rák 227, 228, 233, 236
közép fakopáncs 281, 295, 296, 302
közép-bíborbogár 136
közepes keltike 478
középfoltos pattanó 139
közönséges borbálfű 357
közönséges boróka 179, 181, 589, 591
közönséges búzfutó 360
közönséges darázscincér 134
közönséges denevér 315, 316
közönséges dió 593, 597
közönséges fagyal 383, 565, 567, 589, 590, 592, 593, 597
közönséges fémfutó 366
közönséges fürgefutonc 360, 370, 378
közönséges gyászfutó 360, 361, 368–370, 377, 378
közönséges gyertyán 485, 496, 583, 595, 598
közönséges karcsúdíszbogár 140
közönséges késeidenevér 315, 318
közönséges kisfutó 359, 361, 368, 377
közönséges közfutó 359, 377
közönséges laposutabogár 135
közönséges ligetmoha 487
közönséges lizinka 487
közönséges luc 334
közönséges mogoró 357, 594
közönséges mókusz 347
közönséges napvirág 85
közönséges négyszeműcincért 146
közönséges nyír 334, 479, 564, 606
közönséges parányfutó 360
közönséges posványfutonc 359
közönséges rence 487
közönséges sárfutó 359
közönséges szúfarkas 140
közönséges taplósú 145
közönséges tarackbúza 564
közönséges tarajosgöte 243, 246, 248, 274, 545
közönséges törpedenevér 315, 317
közönséges vadszőlő 492
közönséges virágdíszbogár 140
Kretzschmaria deusta 47
kucsmagomba 113
kúszó boglárka 79, 85
kutya 297
kutya-benge 79, 133, 219, 464, 473, 474, 486–488
kutya-tej fajok 86, 87
küllő-faj 231
- L**
- labirintustapló 145
Laccaria 34, 39
Laccaria amethystina 39, 47
Laccaria laccata 39
Lachnus pallipes 123
Lachnus roboris 117, 162
Lacon quercus 143
Lactarius 39
Lactarius deliciosus 42
Lactarius quietus 40
Lactarius subdulcis 39
Lactuca quercina 94
Laetiporus sulphureus 37, 145
Lamelloccossus terebrus 177, 183
Lamia textor 144, 176
Lamium maculatum 82, 85, 467
Lamium orvala 476
Lamium purpureum 82
Lampra dives 165, 182
Lampra mirifica 168, 182
Lampra rutilans 169, 182
Lamprodila decipiens 133, 182
Lamprodila festiva 133, 182
Lamprodila mirifica 182
Lamprodila rutilans 133, 182
láncos taplóbogár 145
láncszás útifű 216, 383
Langermannia gigantea 40
Lanius collurio 299, 300, 302, 557
Lanius minor 557
lapátos nyír levéldarázs 164
lápi csalán 486–488
lápi gázló 487
lápi kisfutó 359, 361, 377
lápi moha 487, 488
lápi nádtippán 487
lápi tarkalepke 219
lapos sárkánybogár 137
lapolslábú tövisnyakúbogár 136
laposorrú ormányos 135
lappangó sás 80, 635

- lappantyú 281, 296, 297, 302, 557
Lapsana communis 82, 561
 lapulevelű keserűfű 460
Laricifomes officinalis 38
Larix decidua 41, 179, 180, 424
Larix kaempferi 207
Laser trilobum 80, 94
Lasiocampa quercus 174
Lasioptera populnea 177
Lasioptera rubi 174
Lasius brunneus 110, 111, 117
Lasius emarginatus 110, 113, 122
Lasius flavus 115
Lasius fuliginosus 110, 113, 115, 117, 119
Lasius niger 113, 115, 117, 118
Lasius platythorax 110
 laskagomba 145
 laskapereszke 656
Lathraea populi 168, 177
Lathraea squamaria 473
Lathyrus 157, 179
Lathyrus lacteus 94
Lathyrus latifolius 94
Lathyrus niger 78, 95, 104
Lathyrus palustris 464
Lathyrus pisiformis 95
Lathyrus venetus 476
Leccinum 39
 lecsüngő sás 79
 légybangó 634
 legyezős tövisnyakúbogár 136
 légykapók 617
Leioderes kollari 134
Leiopus femoratus 141
Leiopus nebulosus 141
Leiopus punctulatus 141
Lembotropis nigricans 95
 lemez-sutabogár 135
Lemna spp. 487
Lentinellus vulpinus 38
Lenzites betulina 39
Leontodon incanus 635
Lepersinus varius 168
Lepista 40
Lepista nuda 42
 lepkebabóca 167, 181
 lepketapló 145
Leptidea morsei major 557
Leptoglossus occidentalis 180
Leptophloeus hypobori 146
Leptophyes discoidalis 221
Leptothorax 162
Leptura aurulenta 137
Leptura quadrifasciata 137
Lepus europeus 270
 létracincér 134, 165, 173
Leucanthemella serotina 487
Leucobryum glaucum 78
Leucodonta bicoloria 163, 164, 183, 194
Leucojum aestivum 357, 463
Leucojum spp. 86
Leucojum vernum 79, 473, 486
Leucoma salicis 175, 177, 199
Leucoptera sinuella 177
Libanotis pyrenaica 95
Libythea celtis 184
Lichenophanes varius 135
Licinus depressus 360, 361, 365, 370, 378
 ligeti fémfutó 360
 ligeti gyászfutó 360
 ligeti gyorsfutó 359, 361, 362, 377, 378
 ligeti kisfutó 359, 361, 368, 377
 ligeti perje 81
 ligeti szőlő 356, 464, 470–472, 478, 480
 ligeti tűzmoly 159
Lignyodes enucleator 168
Ligustrum 184, 381, 394
Ligustrum ovalifolium 567
Ligustrum spp. 383
Ligustrum vulgare 168, 216, 338, 383
Ligustrum vulgare 589, 592, 632, 647
 lila csenkesz 635
Lilium bulbiferum 475
Lilium martagon 474
Limenitis camilla 178, 184
Limenitis populi 177, 184, 195
Limenitis reducta 178, 184
Limodorum abortivum 635
Limoniscus violaceus 143
Linaria genistifolia 95
Lindernia procumbens 465
Linum dolomiticum 629
Linum flavum 95
Lioderina linearis 139
Liometopum microcephalum 110, 111, 117
Liparthrum bartschti 146
Liriomyza amoena 178
Lissodema denticolle 141
Listera ovata 470
Lithobates catesbeianus 345, 348
Lithobates sylvaticus 243
Lithophane furcifera 195
Lithospermum officinale 95
Lithospermum purpureo-coeruleum 78, 80, 85
 ló 273
Locusta migratoria 182
 lóhangya 116, 288, 541
 lonc 381, 383
 lonc apróbagoly 178
 lonc karcsúdíszbogár 178
 loncok 178, 185, 187
Lonicera 184, 381, 394
Lonicera caprifolium 178, 470
Lonicera nigra 178
Lonicera peryclimenum 329
Lonicera spp. 178, 383
Lonicera xylosteum 178, 383, 475
 lónyelvű csodabogyó 476, 478
Lophodermium pinastri 632
Lophodermium seditiosum 632
Lophyrus rufus 631
Lopinga achine 194, 216
Loricera pilicornis 360
 lórom fajok 87
 luc 59, 123, 144, 146, 179, 180, 606, 618
Lucanus cervus 144, 147, 303, 656
 lucfenyő 74, 132, 134, 180, 273, 278, 285, 286, 335, 424, 492, 588, 628
 lucfenyő fajok 425
 lucfenyő-leveldarázs 121
Lullula arborea 298, 302, 557
Lunaria rediviva 85
Luzula campestris 81
Luzula luzuloides 78, 80, 606
Luzula pilosa 474
Luzula spp. 86
Lycæna dispar 218, 219
Lychnis coronaria 95, 105
Lychnis viscaria 95
Lycia hirtaria 167
Lycoperdon molle 40
Lycophotia porphyrea 184
Lycopodium clavatum 80
Lycopus europæus 486
Lymantria dispar 122, 157, 158, 160, 163, 165, 167, 169, 171, 173–175, 177, 179, 185, 199, 390, 631
Lymantria monacha 158, 163, 179, 632
Lymexylon navale 136
Lyonetia prunifoliella 172
Lyophyllum anthracophilum 45
Lysimachia nummularia 79, 84, 463
Lysimachia punctata 78, 79
Lythophane consocia 195
Lythrum salicaria 85, 462
Lytta vesicatoria 168
 LY
 lyukaslevelű orbáncfű 87
M
Macrolepiota mastoidea 40
Macronychus quadrituberculatus 146
Macrophya punctumalbum 169
Macrosaccus robinella 178
Macrosiphum rosae 174
Macrothylacia rubi 174
Maculinea 119
Maculineaalcon 119, 219
Maculinea nausithous 119, 219
Maculinea teleius 119, 219
 macska 297
 macskabagoly 285–287, 323, 326, 336
 macskatalp 86
 madárberkenye 334
 madárbirsek 635
 madárcseresznye 173, 299, 336, 338, 583, 595, 598, 606
 madárfészek kosbor 478
 magas aranyvessző 75, 81, 83–85, 357, 465, 466, 470–472, 478, 480
 magas csukóka 475, 476
 magas kőrís 23, 62, 136, 157, 168, 331, 383, 387, 390–392, 409, 473–475, 479, 485, 486, 488, 490, 493, 497, 583, 594, 595, 598
 magas kúpvirág 75
 magas zsombor 85
 magasszárú kocsord 470
 magyal tölgy 468
 magyar futrinka 557
 magyar gurgolya 634
 magyar kőrís 22, 62, 168, 383, 405, 464, 473–477, 479, 486, 488, 490, 491, 493, 494
 magyar márna 229
 magyar nőszírom 551, 557
 magyar színjászólepke 175
 magyar tavaszi-fésűsbagoly 395, 396, 557
 magyar tölgy 159, 405
 magyar virágdíszbogár 140
 magyarföldi husáng 557
Maianthemum bifolium 78, 84, 87, 473
 majomkosbor 625
 májvirág 76, 86, 478
 makkmoly 650
 makkormányos 650
Malacosoma americanum 118
Malacosoma neustria 160, 171, 173, 174
 málna 83, 174
Malus 169–171, 182, 183
Malus domestica 597

- Malus* sp. 405
Malus sylvestris 170, 338, 464, 486, 583, 594, 598
 mandula 139, 173
 mandula magdarázs 173
 mandulacincér 139
 mandulalevelű fűz 462, 466
Mantis religiosa 113
Margarinotus merdarius 144
Martes foina 326
 Martes martes 286, 287, 326
 martilapu 80, 84
Marumba quercus 160, 183
 márványos virágbogár 142
 márványrákok 349
Massalongia betulifolia 164
Massalongia rubra 164
 maszlagok 115
Matricaria maritima 460
Matteuccia struthiopteris 470, 486
Meconema thalassinum 219
 meddő rozsnok 358
 medvehagyma 76, 473–476
 medvetalp 85, 87, 383
Megapenthes lugens 143
Megarhyssa emarginatoria 180
Megatoma undata 137
 Megerle-pattanó 142
 meggyek 173
 meggyfűró ormányos 173
Melampsora spp. 42
Melampyrum cristatum 95
Melampyrum nemorosum 95, 475
Melampyrum nemorosum ssp. *debreceniense* 474
Melampyrum pratense 78, 80, 383
Melampyrum sylvaticum 383
Melanaphis pyri 170
Melasis buprestoides 136
Melasoma aenea 164
Melasoma populi 177
Melasoma tremulae 177
Meles meles 116, 326
Melica altissima 95
Melica nutans 475
Melica picta 95, 474
Melica spp. 86
Melica uniflora 77, 78, 83, 84
Melittis carpatica 95
Menyanthes trifoliata 487
 menyét 293
Meoecus paradoxus 656
Mercurialis ovata 80, 84, 95
Mercurialis perennis 77–79, 84, 474, 486
Mercurialis spp. 86, 87
 méreggyilok 81, 87
Meripilus giganteus 48, 145
Mesoneura opaca 160, 162
Mesosa curculionoides 139
Mesosa nebulosa 139
Mesotype didymata 183
Messa nana 164
Metallus pumilus 174
Metarhizium anisopliae 112
Metasequoia glyptostroboides 405
Metcalfa pruinosa 163, 167, 181
 mezei futrinka 355, 360, 361, 363, 368, 369, 377, 378
 mezei juhar 134, 136, 165, 473, 476, 396, 583, 590, 591, 594–599, 632, 647, 653, 655
 mezei közfutó 359, 369, 378
 mezei nyúl 270
 mezei pacsirta 120
 mezei perjeszittyó 81
 mezei pocok 273
 mezei poszáta 300
 mezei pöfögőfutrinka 359
 mezei szil 166, 464, 467, 468, 473, 474, 476, 583, 594, 595, 598, 599
 mezei zsuruló 80, 84
 mézesbödön hangya 118
 mézgás éger 16, 21, 22, 81, 134, 144, 194, 195, 197, 289, 357, 405, 466, 476, 477, 485–491, 493–498, 583, 588, 596, 598
Microdon 120
Microlestes maurus 360
Microlestes minutulus 360
Micronematus monogyniae 172
Microsphaera quercina 42
Microtus 286
Microtus arvalis 273
Mielophyllus piniperda 632
Mikiola fagi 158
Milium effusum 77, 474
Milvus migrans 259, 265
Milvus milvus 259, 265
Mimas tiliae 169
Miniopterus schreibersii 315, 318
Miramella alpina 219
Mnium cuspidatum 487
 mocsári aggófű 464, 470
 mocsári aszat 79
 mocsári galaj 466
 mocsári gólyahír 87
 mocsári gólyaorr 487
 mocsári kocsord 383, 487
 mocsári kutyatej 463, 464
 mocsári lednek 464
 mocsári nefelejcs 462, 466
 mocsári páfrány 84
 mocsári perje 460, 466, 467
 mocsári sás 486, 487
 mocsári teknős 243, 250, 267, 348, 538, 544
 mocsári tisztosfü 463, 466, 487
 mogyoró 144, 150, 159, 162–164, 328, 329, 333, 336, 338, 473, 476, 503
 mogyorós hólyagfa 475, 476, 486
 mogyorós pele 323–331, 334, 336
Molinia spp. 78, 79
 molyhos hőscincér 132
 molyhos nyír 163, 334, 487, 489
 molyhos tölgy 62, 136, 140, 185, 218, 338, 396, 397, 399, 506, 514, 527, 557, 569, 583, 595, 598, 599, 633, 647, 649, 653, 654
 mór parányfutó 360
Morchella esculenta 113
Morimus funereus 133, 656
Mormo maura 172
Morus alba 405, 464
 mosómedve 347
Motacilla alba 116
 muflon 53, 86, 437, 636
Muscardinus 323
Muscardinus avellanarius 323, 327, 342
Muscari botryoides 95, 478
Mustela nivalis 293
Mustella erminea 336
Mutinus caninus 40
Mycelis muralis 80
Mycena 37
Mycetina cruciata 138
Mycetoma suturale 145
Mycetophagus quadripustulatus 145
Mycetophagus salicis 145
Mycosphaerella pini 637
Myiopsitta monachus 348
Myomimus 323
Myosotis palustris 79, 462
Myosoton aquaticum 469
Myotis 316
Myotis alcathoe 315–317
Myotis bechsteini 313, 315–317
Myotis blythii 315, 316
Myotis brandtii 315–317
Myotis dasycneme 315–317
Myotis daubentonii 315–317
Myotis emarginatus 315
Myotis myotis 315, 316
Myotis mystacinus 315–317
Myotis nattereri 315–317
Myotis spp. 313, 316
Myricaria germanica 461
Myrmecophilus acervorum 119
Myrmica 85, 116, 119, 219
Myrmica rubra 113
Myzus ligustri 169
N
 nád 84, 460, 462, 463, 466, 467, 486
 nádi boglárka 487, 488
 nádképző pántlikafű 357
 nadragulya 83, 87, 439
 nagy álszú 136
 nagy bíborbogár 136
 nagy csalán 81, 83, 84, 357, 358, 439, 462, 464, 467, 469, 471, 478
 nagy daliáscincér 134
 nagy fadarázs 180
 nagy fakopáncs 285, 295
 nagy fanedvsutabogár 143
 nagy farontó 163–165, 169, 171, 177
 nagy fehérsávospetke 218
 nagy fémesszarvasbogár 138
 nagy fenyőhancsszú 632
 nagy fenyvesdíszbogár 135
 nagy fenyvesormányos 144
 nagy földitömjén 473, 475
 nagy fürkészcincér 136
 nagy gyümölcsfakéreg szú 170
 nagy hőscincér 111, 124, 132, 142, 146, 162, 185, 557, 656
 nagy karmosbogár 146
 nagy nyárfacincér 133, 177
 nagy nyárfalepke 177, 195, 200
 nagy patkósdenevér 315, 318, 319
 nagy pattanó 135
 nagy pávaszem 170
 nagy pele 323–325, 330–333, 335–337
 nagy posványfutonc 359
 nagy pöfögőfutrinka 359
 nagy rágványbogár 138
 nagy selymesfutó 360, 361, 377
 nagy sertéstaplószú 145
 nagy szarvasbogár 144, 146, 147, 151, 557
 nagy szilkéregszú 132
 nagy színjátzólepke 175, 196
 nagy taplóalszú 145,
 nagy téliaraszó 363
 nagy tűzlepke 219
 nagycsápú kéregporva 137
 nagyzezerjófű 80
 nagyfejű szúfarkas 140
 nagyfülű denevér 313, 315–317
 nagylevelű hárs 157, 583, 594, 595, 598
 nagytüskés csuklyásszú 140
 naprózsa 634
 narancssárga redősgomba 145
 narancsszínű keneslepke 557
Neatus picipes 137

- Neckera pennata* 64
Nectria 35, 158
Nectria ditissima 123
Necydalis major 136
Necydalis ulmi 142
 négyfoltos álormányos
 négyfoltos gombabogár 145
 négyfoltos gyorsfutó 359
 négyfoltos gyökérfutó 360
 négyfoltos pattanó 139
 négy pettyes álböde 138
 négy pettyes sajkabogár 138
 négy púpú karmosbogár 146
 négy púpú zártormányú bogár 141
 négytővises ecsetcincér 141
Nematodes filum 136
Nematus pavidus 175
Nematus tibialis 178
 nemes alma 597
 nemes füzek 41
 nemes körte 597
 nemes nyár 409, 472, 479, 503, 504, 518, 523
 nemes nyárak 41, 470, 471, 479, 492
 nemes szilva 593, 597
Neobulgaria pura 44
Neodiprion sertifer 180, 632
Neomida haemorrhoidalis 145
Neosphaleroptera nubilana 170, 172
Neottia nidus-avis 478
Neottinea ditrichiana 634
Neottinea tridentata 634
Neottinea ustulata 634
Neozephyrus quercus 184
Nepeta pannonica 95
Neptis rivularis 184, 218
Neptis sappho 157, 179, 184
Neuroterus albipes 161
Neuroterus quercusbaccarum 161, 185
Neurotoma nemoralis 173
Neurotoma saltuum 170
 Nikolski vipera 254
 nimfadenevér 315–317
Nosodendron fasciculare 146, 540
Nothofagus 436
Nothofagus spp. 405
Notocelia aquana 170, 174
Notocelia cynosbatella 159
Notocelia incarnatana 174
Notocelia trimaculana 172
Notodonta torva 177, 183, 195
Notodonta ziczac 175, 177
 nőszőfűk 634, 635
- NY**
 nyaktekerecs 115
 nyár 16, 22, 133, 135, 136, 140, 142, 144, 177, 194, 335, 377, 391, 405, 470, 496, 521, 525, 588
 nyár fajok 41, 597
 nyár gyapjaslepke 175
 nyárak 23, 27, 111, 136, 155, 163, 164, 175, 176, 178, 196, 285, 559
 nyárfa-púposzövő 177
 nyárfa-díszbogár 136
 nyárfa-karcsúdíszbogár 133
 nyárfaszender 168
 nyári laskagomba 145
 nyári taplószú 145
 nyári tóziike 357, 463–466, 470, 478
 nyár-kéregfekély 42
 nyárlevél sarlósmoly 177
 nyár-levéltrozsda 42
Nyctalus 313
Nyctalus lasiopterus 313, 315, 317
Nyctalus leisleri 313, 315, 317
Nyctalus noctula 312, 313, 315, 317
Nyctalus spp. 313
Nycteola asiatica 177
Nyctereutes proconoides 347
 nyest 301, 326, 336, 559
 nyestkutya 347
 nyír 27, 117, 122, 155, 164, 165, 169, 185, 187, 194, 195, 197, 199, 435, 436, 503
 nyír fajok 383, 487
 nyírek 163, 197, 285
 nyírfa-kérgestapló 200
 nyírfa-tarkadíszbogár 133
 nyírfűró tükrösmoly 164
Nymphalis antiopa 163, 175, 184, 196
Nymphalis c-album 175, 184
Nymphalis polychloros 173, 175, 184, 196
Nymphalis vau-album 175, 184
Nymphalis xanthomelas 175, 184, 196
 nyolcfoltos díszbogár 135
 nyolc pettyes hársfacincér 169
 nyolc pettyes virágbogár 139, 142
 nyolcpontos cincér 134
 nyugati csillagvirág 470, 473, 475, 477, 478
 nyugati ostorfa 41, 142, 529
 nyugati piszedenevér 313, 315, 317, 320
 nyugati sárfutó 355, 359, 361, 362, 377
- nyúlánk nyárikomorka 138
 nyúlánk sás 487
 nyúlaláta 80
 nyurga kisfutó 359, 361
 nyuszt 286, 287, 326, 336
- O, Ó**
Oberea 133
Oberea linearis 133
Oberea oculata 133, 176
Oberea pedemontana 133, 175, 182
Oberea pupillata 133
Obolodiplosis robiniae 178
Octotemnus glabriculus 145
Odocoileus virginianus 437
Odontognophos dumetatus 183
Odontopodisma rubripes 221, 557
Odontosia carmelita 164, 183, 194
 odúlakó pattanó 143
 odúlakó sutabogár 144
 odvas keltike 76, 473, 474, 476, 477
Oenanthe aquatica 487
Oenanthe banatica 474
 olajzöld virágbogár 142
 olasz hölgymál 80
 olasz müge 476, 478
Olethreutes lacunana 169
Oligomerus brunneus 136
Oligotrophus juniperus 181
Oligotrophus panteli 181
Oligotrophus szépligetii 166
 ólmosfényű karcsúdíszbogár 140
 olocsán csillaghúr 84
 olümposzi virágdíszbogár 140
Omoglymmius germari 138
Omphalodes scorpioides 470
Onchorinchus mykiss 239
Onosma tornense 557
Oodes helioides 360
Operophtera brumata 157, 158, 160, 163, 165, 167, 169, 173, 175, 179, 185, 199
Operophtera fagata 158
Ophioglossum vulgatum 464
Ophiostoma 162, 168
Ophiostoma novo-ulmi 132
Ophiostoma spp. 42
Ophiostoma ulmi 132
Ophrys insectifera 634
Ophrys lesbis 627
Opilo mollis 140
Opilo pallidus 140
Opilo taeniatius 140
Oplosia cinerea 138
Oporinia autumnata 195
Orbona fragariae 184
- Orchesia minor* 142
Orchesia undulata 142
Orchestes 160
Orchestes alni 165
Orchestes fagi 158
Orchestes jota 165
Orchestes rusci 164
Orchis purpurea 80, 95
Orchis simia 625
Orchis trodii 627
Orconectes limosus 349
 orgona 168, 169
 orgona keskenymoly 169
Orgyia antiqua 158, 167, 169, 173
 óriás bocskoros gomba 656
 óriás csenkesz 79
 óriás koraidenevér 313, 315, 317
 óriás likacsosgomba 145
 óriás zsurló 79, 84, 85, 486
 óriás keserűfű fajok 75, 84, 85
Origanum vulgare 95
Ornithogalum sphaerocarpon 478
 orosz tarbogár 145
 orrszarvú bogár 144
Orthocis alni 141
Orthosi cerasi 158
Orthosi gothica 158
Orthosi munda 158
Orthosia 158, 169
Orthosia cerasi 160, 165 167, 173–175
Orthosia cruda 160, 163, 173
Orthosia gothica 165
Orthosia incerta 163, 165, 167
Orthosia miniosa 160, 174
Orthosia munda 160, 165, 168, 175, 178
Orthotomicus 180
Orthotrichum 62, 539, 615
 orvosi salamonpecsét 81, 84
 orvosi tüdőfű 76, 486
 orvosi veronika 80
 orvosi zsálya 627
Oryctes nasicornis 144
Oryzopsis virescens 78
Osmoderma barnabita 142, 147, 151
Osmoderma eremita 152
 ostorfa 51
 ostormémbangita 635
 ostorménya 328, 338
Ostrya 197
Ostrya carpinifolia 626
Ostryopsis 197
 osztrák ökörfarkkóró 439
 osztrák zergevirág 478, 486
Ourapteryx sambucaria 178
 ovális közfutó 359
Ovis aries orientalis 636
Oxalis 432

- Oxalis acetosella* 77, 79, 84, 87, 473, 486, 606
Oxycarenus lavaterae 169
Oxypselaphus obscurus 360, 368, 369, 377, 378
- Ö, Ő**
- ördögharaptafú 79
 örménygyökér 478
 örvös légykapó 281, 292, 293, 296, 302, 336
 őszi kikerics 86, 87
 őszibarack 597
 őszirózsa 561, 565
 ösztövé hékibogár 137
 öves ecsetcincér 141
 öves gesztcincér 141
 őz 53, 86, 272, 348, 437, 479, 525
 őzsaláta 87
- P**
- Pacifastacus leniusculus* 349
Padus 169, 173
Padus avium 173, 469, 486, 583, 598
Padus serotina 173, 529
Padus spp. 173
Paeonia banatica 557
Paeonia officinalis ssp. *banatica* 87, 95, 99
Palmar festiva 182
Pammene 162
Pammene agnotana 173
Pammene amygdalana 162
Pammene fasciana 158, 163
Pammene gallicolana 162
Pammene querceti 181, 183
Pammene regiana 166
Pammene rhediella 173, 173
Pammene spiniana 172, 173
Pammene splendidulana 160
Pamphilius neglectus 166
Pandemis cerasana 158, 159, 165, 167, 169, 173, 175
Pandemis corylana 158, 164, 168
Pandemis heparana 158, 164, 167, 168, 173, 175, 178
Panellus stipticus 39
 pannongyík 243, 251, 253, 254
Panolis flammea 121, 122, 179, 632
Panthea coenobita 180
 pántlikafű 460, 462–464, 466, 467, 469
Paraboarmia viertlii 183
Paracaloptenus caloptenoides 557
Paradarisa consonaria 181
Parallelodiplosis galliperda 161
Paranthrene 177
Paranthrene tabaniformis 177
Paraphytomyza hendeliana 178
Paraphytomyza loniceræ 178
Paratachys micros 365
Paratachys turkestanicus 360, 365
 parázstapló 145
 párduccincér 176
 párducfoltos darázscincér 133
Parectopa robinella 178
Parietaria officinalis 77, 82, 83
Paris quadrifolia 79, 84, 87, 469
 parlagfű 83, 465, 466, 642
 parlagi gyorsfutó 359
 parlagi rózsa 569
 parlagi sas 259, 262, 270, 272
 parlagivipera-fajcsoport 251
Parna tenella 169
Parnassius mnemosyne 194, 217, 571
Paronychia cephalotes 634
Parornix betulæ 164
Parornix fagivora 158
Parornix finitimella 172
Parornix petiolella 170
Parornix scoticella 171
Parornix tenella 159
Parornix torquilella 172
Parthenocissus inserta 492
Parthenolecanium corni 173, 178, 181
Parthenolecanium persicæ 178
Parthenolecanium pomeranicum 181
Parthenolecanium rufulum 118
 parti fűz 461, 465, 468, 470
 parti sás 463, 466, 486
 parti szőlő 465, 466, 470–472, 480
Parus major 110, 116, 292, 330
Parus spp. 296
Pasteurella tularensis 412
Patchiella reaumurii 169
 patkósdenevérek 318, 319
Patrobus atrorufus 360
Paxillus 39
Paxillus involutus 39, 40
Pediopsis aceris 166
Pelecotoma fennica 136
Pella bumeralis 119
Pelobates fuscus 274
 pelyvás pajzsika 478
Pemphigus bursarius 177
Pemphigus gairi 177
Pemphigus populi 177
Pemphigus populinigrae 177
Pemphigus protospiræe 177
Pemphigus spyrothecæe 177
Pemphigus vesicarius 177
 penésztenyészto fabogár 135, 136, 544
Peniophora quercina 38
 pénzlevelű lizinka 79, 84, 463
 peremizs 561
Peribatodes rhomboidaria 176, 178, 181
Peribatodes umbraria 183
Pericallia matronula 183
Periphyllus 166
 perjeszittyó fajok 86
Pernis apivorus 259, 264
Persicaria dubia 460
Persicaria hydropiper 462
Persicaria lapathifolia 460
Persicaria minor 462
Peryclista 160
Petasites albus 80
Petasites hybridus 85, 486
Petasites spp. 486
 Petényi-márna 229
 pettyegedett fénybogár 146
 pettyegedett lizinka 79
 pettyegedett tündőfű 216, 473, 475
 pettyes szilcincér 134, 168
Peucedanum alsaticum 95
Peucedanum carvifolia 95
Peucedanum cervaria 81, 95
Peucedanum officinale 95
Peucedanum oreoselinum 81, 95
Peucedanum palustre 383, 487
Peucedanum spp. 561, 565
Peucedanum verticillare 470
Peziza micropus 40
 pézsmaboglár 76, 469, 473, 475, 476
 pézsmacincér 133, 176
Phaenops cyanea 135
Phaenops formaneki 135
Phaeolus schweinitzii 37
Phalaris arundinacea 357
Phalaris arundinacea 460
Phalera bucephala 158, 163, 165, 167, 169
Phalera bucephaloides 160, 183
Phallus impudicus 40
Phaneta pauperana 174
Phasianus colchicus 270
Phellinus 37, 42
Phellinus ignarius 145
Phellinus robustus 41, 145
Pheosia gnoma 163, 183, 194
Pheosia tremula 177
Phigalia pilosaria 175
Phlebia 37
Phlebia radiata 46, 145
Phlebia rufa 46
Phloiophilus edwardsi 145, 146
Phloiotrypa tenuis 138
Phlomis tuberosa 95
Phlyctaenia coronata 178
Phoenicurus ochruros 116
Pholidoptera fallax 219
Pholidoptera griseoaptera 219
Pholidoptera littoralis 220
Pholidoptera transsylvanica 220, 557
Pholiota 37
Pholiota gummosa 38
Pholiota highlandensis 45
Pholiota spumosa 38
Pholiota squarrosoides 47
Phoma 35
Phoxinus phoxinus 229
Phragmites australis 460, 486
Phragmites australis 79, 84
Phratora 177
Phratora vulgatissima 175
Phyllaphis fagi 158
Phyllobius 158, 159, 163, 165, 173
Phyllocnistis suffusella 177
Phyllocnistis xenia 177
Phyllocnistis saligna 175
Phyllocoptes 170
Phylloidesma ilicifolia 183, 195
Phyllonorycter 158, 160, 164
Phyllonorycter acerifoliella 166
Phyllonorycter blancardella 170
Phyllonorycter cavella 164
Phyllonorycter cerasicolella 173
Phyllonorycter comparella 177
Phyllonorycter corylifoliella 164, 170, 173
Phyllonorycter cydoniella 171
Phyllonorycter froelichiella 164
Phyllonorycter geniculella 166
Phyllonorycter issikii 169
Phyllonorycter mespilella 170, 171
Phyllonorycter messaniella 163
Phyllonorycter oxyacanthæe 173
Phyllonorycter platanoidella 166
Phyllonorycter populifoliella 177
Phyllonorycter quinnata 159
Phyllonorycter rajella 164
Phyllonorycter robinella 178

- Phyllonorycter sagitella* 177
Phyllonorycter salicicolella 175
Phyllonorycter sorbi 171, 173
Phyllonorycter spinicolella 172
Phyllonorycter tenerella 159
Phyllonorycter tristrigella 167
Phyllonorycter ulmiella 164
Phyllonorycter ulmifoliella 164
Phymatodes testaceus 134
Physemocercis ulmi 167
Physokermes 118, 123, 180
Phyteuma orbiculare 634
Phytolacca americana 82, 87
Phytomyza aprilina 178
Phytophthora alni 493
Phytoptus 169
Pica pica 270, 274
Picea 117, 118, 123
Picea abies 179, 180, 331, 424, 588, 606
Picea engelmanni 425
Picea sitchensis 157
Picoides tridactylus 285
Picus canus 115, 293, 302
Picus viridis 115, 293
 pilisi len 629
 pillás perjeszityó 474, 475
 pilláscsápú futonc 360, 361, 365, 368, 373, 377
Pimpinella major 473
Pinus 49, 117, 122, 146, 180, 286, 625, 637
Pinus canariensis 627
Pinus contorta 425
Pinus glauca 425
Pinus halepensis 627
Pinus nigra 179, 424, 588, 625–628, 630, 632, 633, 646
Pinus nigra ssp. *dalmatica* 626
Pinus nigra ssp. *laricio* 626
Pinus nigra ssp. *nigra* 625
Pinus nigra ssp. *pallasiana* 625
Pinus nigra ssp. *salzmannii* 626
Pinus spp. 180
Pinus sylvestris 179, 180, 331, 479, 588, 606, 626
Pipistrellus 313
Pipistrellus kuhlii 315
Pipistrellus nathusii 315, 317
Pipistrellus pipistrellus 315, 317
Pipistrellus pygmaeus 315, 317
Pipistrellus spp. 312, 317
Piptatherum virescens 95
Piptoporus betulinus 27, 200
 piritógyökér 85, 470, 475, 476, 478
 piros csuklyásszű 135
 piros földitök 85
 piros kígyószisz 557
 piros madársisak 478
 piros mécsvirág 478
 piros övesbagoly 175
 pirosló gólyaorr 80
 pirosnyakú szivespattanó 143
 pirosszárnyú eszelény 170
Pissodes castaneus 133
Pissodes notatus 631
Pissodes validirostris 146, 180
 pisztráng 228, 238
Pityogenes 180
Pityogenes chalcographus 180, 181
Pityophthorus pityographus 180, 181
Placochela ligustri 169
Placochela nigripes 178
Placonotus testaceus 137
Plagiomnium undulatum 486
Plagionotus arcuatus 134
Plagionotus detritus 134
Plagiothecium cavifolium 486
Plagodis pulveraria 168
Plantago lanceolata 216, 383
Platanthera bifolia 478
Platanthera chlorantha 478
Platycerus caprea 138
Platycerus caraboides 138
Platydemia dejeanii 137
Platydemia violacea 137
Platygaster robiniae 178
Platynus livens 360, 366, 377
Platynus longiventris 360, 366, 376–378
Platysoma compressum 135
Platysoma lineare 135
Plecotus auritus 315–317
Plecotus austriacus 315, 316
Plecotus spp. 316
Plemyria rubiginata 195
Pleurotus 37, 44
Pleurotus pulmonarius 39, 145
Pleurotus spp. 48
Pleurozium schreberi 60, 606
Plicaturopsis crispa 37
Ploeosinus aubei 181
Pluteus 37, 44
Pluteus cervinus 38
Pluteus umbrosus 38, 47
Poa angustifolia 78, 83, 84, 95
Poa badensis 634
Poa compressa 95
Poa nemoralis 77, 78, 83
Poa palustris 460
Poa trivialis 462
 podagrafű 79, 84, 467, 469, 474, 476, 486
Podeonius acuticornis 143
 podóliai virágdíszbogár 140
Poecile palustris 110
Poecilium alni 139, 146
Poecilium pusillum 139, 146
Poecilium rufipes 139
Poecilonota variolosa 133, 177
Poecilus cupreus 360, 361, 373
Poecilus versicolor 360, 369, 378
 pofók árvacsalan 476, 478
Pogonocherus fasciculatus 141
Pogonocherus hispidulus 141, 146
Pogonocherus hispidus 141
Pohlia nutans 60
 poloskaszagú almadarázs 170
Polydrosus 158, 159, 163, 165, 173
Polygala major 95
Polygonatum 103
Polygonatum latifolium 78, 84
Polygonatum odoratum 78, 81, 84, 95
Polygonatum spp. 87
Polygonia c-album 167
Polygonum spp. 84, 87
Polyploca flavicornis 195
Polypodium vulgare 81
Polyporus 37
Polyporus alveolaris 42
Polyporus arcularius 42
Polyporus squamosus 44, 48
Polystichum aculeatum 478
Polystichum setiferum 476
Polytrichum formosum 60, 606
Polytrichum spp. 78
 pompás virágbogár 142, 656
 pongyola harangvirág 634
Pontania proxima 176
Pontania triandrae 176
Pontania tuberculata 176
Pontania vesicator 176
Pontania viminalis 176
 pontsoros fémfutó 360
 ponty 267
Populus × *canescens* 504
Populus × *euramericana* 459, 470, 484
Populus 51, 175, 177, 183, 184
Populus alba 176, 177, 183, 357, 387, 464, 583, 597, 598
Populus nigra 176, 177, 184, 357, 460, 583, 598
Populus spp. 176, 405, 425, 429, 588
Populus tremula 176, 177, 183, 184, 330, 334, 383, 439, 485, 583, 593, 598, 606
Porthesia similis 172
 porvaalakú komorka 145
Postia spp. 37
Postia stiptica 38
 posványsás 84, 357
 poszáták 121
 poszogó taplóbogár 145
Potamophilus acuminatus 146
Potentilla alba 95
Potentilla arenaria 635
Potentilla argentea 95
Potentilla erecta 78, 79
Potentilla palustris 487
Potentilla recta 95
Potosia cuprea 119
Prays fraxinella 168
Prenanthes purpurea 78, 80
Prenolepis nitens 117, 118
Primula veris 95
Primula vulgaris 86, 475
Prionocyphon serricornis 146
Prionus coriarius 144
Prionychus ater 137
Prionychus melanarius 137
Priophorus pallipes 173
Pristiphora abietina 122, 180
Pristiphora compressicornis 177
Pristiphora laricis 180
Procambarus spp. 349
Prociphilus bumeliae 168
Prociphilus fraxinifolii 168
Procaerus tibialis 143
Procyon lotor 347
Proferusa pygmaea 160, 163
Prostomis mandibularis 138
Protaetia 142
Protaetia affinis 142
Protaetia cuprea 142
Protaetia fieberi 142
Protaetia marmorata 142
Protaetia speciosissima 142
Prunella grandiflora 95
Prunus 116, 118, 169–173, 183, 184
Prunus avium 182, 338, 597, 606
Prunus cerasifera 597
Prunus domestica 182, 593
Prunus fruticosa 561
Prunus mahaleb 182
Prunus persica 597
Prunus serotina 118, 435
Prunus spinosa 95, 171, 182, 217, 328, 396, 464, 561, 589, 592, 647
Prunus spp. 336
Prunus tenella 561, 569
Psathyrella 40
Psathyrella pennata 45
Psathyrella piluliformis 38
Pseudacteon 120
Pseudargyrotoza conwagana 168
Pseudeuparius sepicola 141
Pseudocraterellus undulatus 40

- Pseudohydnum gelatinosum* 38
Pseudoips prasinana 158
Pseudolysimachion longifolium 383
Pseudolysimachion spurium 95
Pseudomerulius aureus 37
Pseudoptilinus fissicollis 141
Pseudosciaphila barnederiana 177
Pseudoscleropodium purum 60
Pseudoswammerdamia combinella 172
Psittacula krameri 348
Psylla alni 165
Psylla pyri 170
Psylla pyricola 170
Psylla pyrisuga 170
Pteridium aquilinum 80, 81, 83, 84, 87
Pterocomma salicis 118
Pterostichus 366
Pterostichus anthracinus 360
Pterostichus melanarius 360, 361, 366, 368–370, 373, 377, 378
Pterostichus niger 360, 370, 373
Pterostichus strenuus 360, 361, 369, 370, 373, 378
Pterostichus vernalis 360
Ptilinus fuscus 136
Ptilinus pectinicornis 136, 142
Ptilodon capucina 158
Ptilophora plumigera 165
Ptinomorphus imperialis 141
Ptosima flavoguttata 173
Ptosima undecimmaculata 133
Ptycholoma lecheana 165
Puengeleria capreolaria 179
 pukkanó dudafürt 593, 599
Pulmonaria mollissima 95
Pulmonaria officinalis 77, 78, 216, 473, 486
Pulmonaria spp. 86
Pulsatilla 105
Pulsatilla grandis 95, 99
Pulsatilla nigricans 95
Pulsatilla patens 96, 99
Pulsatilla zimmermannii 96
 púpostapló 145
Purpuricenus budensis 139, 182
Purpuricenus globulicollis 182
Purpuricenus kaehleri 139, 182
 pusztai árvalányhaj 627
pusztai szélfű 80, 84
Putoniella pruni 172
Pyrochroa coccinea 136
Pyrochroa serraticornis 136
Pyrola spp. 80, 84
Pyrrhidium sanguineum 134
Pyrrorchoris apterus 169
Pyrus 169–171, 182–184
Pyrus communis 597
Pyrus pyraeaster 96, 170, 217, 338, 396, 464, 583, 590, 591, 598, 647
Pytho depressus 137
- Q**
- Quadraspidiotus marani* 170
Quadraspidiotus pyri 170
Quercua 117
Quercus 157–159, 162, 182–184
Quercus castaneifolia 162
Quercus cerris 96, 157, 159–161, 183, 184, 338, 396, 583, 593, 595, 598, 647
Quercus coccinea 162
Quercus dalechampii 185
Quercus dentata 162
Quercus frainetto 159, 405
Quercus hartwissiana 162
Quercus ilex 468
Quercus ithaburensis 157
Quercus libani 157, 162
Quercus macranthera 162
Quercus palustris 162
Quercus petraea 96, 159, 161, 162, 185, 338, 405, 583, 593, 595, 598, 606, 647
Quercus polycarpa 185
Quercus pontica 162
Quercus pubescens 96, 159, 160, 182–184, 218, 338, 396, 583, 595, 598, 633, 641, 647
Quercus robur 96, 159, 161, 162, 182, 331, 338, 396, 464, 486, 503, 583, 595, 598, 606
Quercus robur ssp. *slavonica* 480
Quercus rubra 41, 159, 162, 459, 479, 484
Quercus spp. 159, 329, 429
Quercus virgiliana 159
- R**
- Rabdophaga heterobia* 175
Rabdophaga rosaria 175
Rabdophaga saliciperda 175
 rabszolga hangya 115
Racomitrium 58
Raculomyces molaris 38
 ragadós galaj 85, 357, 358, 467, 469, 471, 478
 ragyogó virágdíszbogár 140
 rajzos gyorsfutó 359
 rajzos nedvbogár 146
 rákosi vipera 243, 251
Ramaria fennica 39
Rana dalmatina 116
Rana temporaria 116
Ranunculus cassubicus 474
Ranunculus ficaria 464, 486
Ranunculus illyricus 96
Ranunculus lanuginosus 80
Ranunculus lingua 487
Ranunculus polyanthemus 96
Ranunculus repens 79, 85
Ranunculus spp. 87
 redős díszbogár 173
 redős virágdíszbogár 140
 redősgombabogár 145
Reitterelater bouyoni 142
 rekettyefűz 218, 462, 486–488, 491, 497, 588, 597
 remetebogár 142, 143, 147, 148, 151, 152, 540
Resseliella betulicola 164
 réti angyalgöyökér 557
 réti csormolya 80, 383
 réti ecsetpázsit 357
 réti fémfutó 360, 363
 réti füzény 85, 462, 463
 réti legyezőfü 486
 réti margitvirág 383
 rétisás 259, 267
 rezes füzlevelész 177
 rezes gyászfutó 360, 361
 rezes virágbogár 119, 142
 rezes virágdíszbogár 140
 rezgő nyár 18, 62, 134, 141, 155, 157, 176, 177, 185, 187, 194, 195, 197, 199, 289, 330, 334, 383, 439, 485–488, 491, 564, 583, 593, 598, 606
 rezgő sás 217, 473–475, 486
Rhagium inquisitor 134
Rhagium mordax 134
Rhagium sycophanta 134
Rhagoletis cerasi 173
Rhamnus 175
Rhamnus catharticus 96, 174, 175, 182–184, 338, 464, 647
Rhamnusium bicolor 142
Rheumaptera undulata 183
Rhiacionia buoliana 632
Rhinolophus euryale 315, 318
Rhinolophus ferrumequinum 315, 318
Rhinolophus hipposideros 315, 318
Rhinolophus spp. 313, 318
Rhizina undulata 45
Rhizobium 81
Rhizobium leguminosarum ssp. *acaciae* 75
Rhododendron maximum 436
Rhyacionia buoliana 180
Rhyacionia duplana 180
Rhynchaenus fagi 158
Rhynchnites giganteus 170
Rhysodes sulcatus 138, 147
Ribes nigrum 461, 487
Ribes rubrum 473, 486
Rileyana fovea 184
 ritkás sás 79, 469, 473, 474, 476, 478, 486
Robinia 184
Robinia pseudoacacia 41, 178, 405, 459, 464, 484, 579, 596, 644
 róka 263, 272, 277, 278, 297, 326, 545
 romboló fenyőcincér 134
 rombusznyakú pattanó 135
Ropalodontus perforatus 145
Ropalopus insubricus 133, 182
Ropalopus ungaricus 168, 182
Ropalopus varini 182
Rorippa amphibia 462
Rorippa sylvestris 460
Rosa 174, 183
Rosa agrestis 96
Rosa canina 96, 174, 336, 589, 592, 632, 647
Rosa elliptica 96
Rosa gallica 96
Rosa gizellae 96
Rosa hungarica 96
Rosa jundzillii 96
Rosa micrantha 96, 635
Rosa polyacantha 96
Rosa scabriuscula 96
Rosa spinosissima 96
Rosa spp. 173, 325, 561
Rosa zalana 96
Rosalia alpina 135, 142, 147
 rostostövű sás 487
 rozs 477
 rózsza 174, 328
 rózsák 185, 325
 rózsarügy-tükrösmoly 170
 rózsaszínes egyrétűtáplón 145
 rozsdás fogasnyakú-lapbogár 137
 rozsdás pattanó 138
 rőt koraidenevér 312, 313, 315, 317
 rőtörös pattanó 139
 rövidszőrű táplószű 141
Rubus 184
Rubus caesius 43, 79, 82, 83, 357, 464, 486, 597
Rubus fruticosus 43, 82, 83, 220, 328, 439, 486, 597
Rubus idaeus 83, 439
Rubus sp. 428
Rubus spp. 174
Rudbeckia spp. 82
Rumex acetosella 80
Rumex pseudonatronatus 96

- Rumex sanguineus* 84
Rumex spp. 87
Ruscus aculeatus 475, 641
Ruscus hypoglossum 476
Russula 34, 39, 40
Russula cyanoxantha 39
Russula nigricans 39, 40
Rusticoclytus pantherinus 133
Rusticoclytus rusticus 134
Rutpela maculata 137
- S**
- Sacciphantes* 180
Sacodes flavicollis 146
 sáfrányok 76
 sajmeggy 133, 134, 150, 173
Salamandra salamandra 251
 salamonpecsét fajok 87
 salátaboglárka 76, 464, 469, 473, 474, 476, 477, 486
Salix 51, 158, 182–184
Salix alba 175, 176, 184, 357, 380, 460, 486, 583, 588, 598
Salix aurita 176, 488
Salix babylonica 405
Salix caprea 175, 176, 182–184, 383, 439, 593
Salix cinerea 175, 176, 183, 462, 486, 588
Salix daphnoides 405
Salix elaeagnos 461
Salix erythroxiflexuosa 405
Salix fragilis 175, 176, 357, 462, 486, 583, 588, 598
Salix integra 405
Salix pentandra 176, 487
Salix purpurea 176, 405, 460
Salix spp. 175, 329, 330, 405, 429, 460, 463, 588
Salix triandra 175, 176, 462
Salix viminalis 176, 462
Salmo trutta 235
Salpingus planirostris 141
Salvia glutinosa 78, 220, 473
Salvia officinalis 627
Salvia pratensis 96
 Salzmann-feketefenyő 626
Sambucus 117, 118
Sambucus ebulus 83, 84
Sambucus nigra 178, 357, 405, 467, 486, 597
Sambucus racemosa 178
Sambucus spp. 178
 sápadt éjicincér 134
 sápadt szemeslepke 194, 216
 sápadt szúfarkas 140
Saperda 134, 177
Saperda carcharias 133, 177
Saperda octopunctata 134, 169, 182
Saperda perforata 134
Saperda populnea 133, 177
Saperda punctata 134, 168, 182
Saperda scalaris 134, 165, 173, 182
Saperda similis 133, 182
Saphanus piceus 144
Saphonecrus 161
 sárga árvacsálné 79, 85, 473–476, 486
 sárga fagyöngy 146
 sárga gévagomba 145
 sárga gyapjasszövő 217, 551, 557
 sárga gyűszűvirág 87
 sárga koronafürt 634
 sárga kövirózsa 634
 sárga tyúktaréj 76, 469, 473, 477
 sárgacsápú kopogóbogár 141
 sárgafagyöngy-karcsúdíszbogár 146
 sárgafarú darázscincér 134
 sárgafoltos díszbogár 133, 173
 sárgafoltos zömökdíszbogár 136
 sárgahasú unka 243, 246, 248–250, 538, 542, 543
 sárgalábú gyökérfutó 360, 361, 370, 377, 378
 sárgalábú Winkler-fémfutó 360, 363
 sárgaliliom 478
 sárganyakú rétbogár 146
 sárgás sás 84
 sárgaszalagos gyorsfutó 359
 sárgaszőrű karcsúcincér 137
 sárgavállú posványfutonc 359
 sás fajok 217
Sasa spp. 434, 436
 sasharaszt 80, 81, 84, 87
 sátoros margitvirág 80
Saturnia pavonia 172–175, 183
Saturnia pyri 170, 173, 183
Saturnia spini 183
Satyrium ilicis 184
Satyrium pruni 184
Satyrium spini 184
Satyrium w-album 184
 sávós álkomorka 145
 sávós kopogóbogár 141
 sávós tölgybogár 162
 sávós zártormányűbogár 141
 sávosnyakú virágdíszbogár 140, 168
Scabiosa canescens 96
Scaphidium quadrimaculatum 138
Schizophyllum commune 37, 42, 44
Schizopora 37, 42
Schizopora paradoxa 38
Schizotus pectinicornis 136
Scilla bifolia 80
Scilla cilicica 627
Scilla drunensis 470
Scilla kladnii 474
Scilla vindobonensis 469
Scirpus sylvaticus 84
Sciurus carolinensis 120, 347
Sciurus vulgaris 347
Scleroderma citrinum 39
Sclerophoma pithyophila 637
Scolioneura nigricans 164
Scoliopterix libatrix 175
Scolytus carpini 159
Scolytus laevis 168
Scolytus mali 170, 173
Scolytus multistriatus 162, 168
Scolytus ratzeburgi 164
Scolytus rogulosus 173
Scolytus scolytus 132, 168
Scopolia carniolica 87
Scorzonera hispanica 96
Scorzonera purpurea 96
Scotochrosta pulla 184
Scrophularia nodosa 87
Scrophularia scopolii 470
Scrophularia vernalis 478
Scutellaria altissima 475
Scymnus 116
 sebes pisztráng 235
 sédkender 83, 85, 87
Sedum maximum 81
Selaginella helvetica 465
Selenia 173
Selenia tetralunaria 168
 selyemkóró 75, 83, 84, 87, 572
 selyemsás 79, 81, 84
 selymes alkonycincér 133
 selymes futrinka
 selymes rekettye 80
Semanotus ruscicus 181, 182
Semiothisa liturata 179
Semiothisa signaria 179
Semudobia betulae 164
Senecio paludosus 464
Senecio spp. 87
Senecio sylvaticus 81
 seprence 83
 seregély 120, 269, 275
Serratula lycopifolia 96, 99, 557
Serratula radiata 96
Serratula tinctoria 79, 81, 96
Serviformica 115
Seseli leucospermum 634
Seseli osseum 96
Seseli peucedanoides 96
Seseli spp. 561
Seseli varium 96
Sesia 177
Sesia apiformis 177
Sesia bembeciformis 176
Sesia melanocephala 177
Sesia pimplaeformis 177
Sesleria variegata 626
Sieglingia decumbens 78, 79
Silene bupleuroides 569
Silene dioica 478
Silene nemoralis 96
Silene nutans 96
Silene viridiflora 96
Silvanus bidentatus 137
Silvanus unidentatus 137
 sima holtttetős-ormányos 143
 sima taplószerű 145
 simított álszű 146
Sinodendron cylindricum 138
Sinoxylon perforans 140
Sirex 180
Sirex juvencus 180
Sirex noctilio 180
 sisakvirág fajok 85
 siska nádtippan 81, 83, 84, 297, 436, 599
Sisymbrium strictissimum 85
Sitonia 179
Sitta europaea 116, 296, 336
 skarlátbogár 131, 136, 137, 656
Skeletocutis 37, 42
Skeletocutis carneogrisea 39
 smaragd gyászfutó 360, 369, 378
 smaragd zöld virágbogár 142
Smerinthus ocellata 175
Smyrnum perfoliatum 82, 87
 sokbordás futrinka 557
 sokpettyes szűcsbogár 137
 sokpontos tarfutó 360
 sokvirágú salamonpecsét 84
Solanum dulcamara 85, 87
Solidago canadensis 82, 83, 85, 471
Solidago gigantea 82–85, 357, 470
Solidago spp. 87, 492, 563
Solidago virga-aurea 80, 96
 som 330, 593
Sorbus 51, 158, 169, 170, 184
Sorbus aria 170, 171, 635, 641
Sorbus aucuparia 170, 171, 334
Sorbus domestica 96, 170, 583, 598, 647
Sorbus spp. 170
Sorbus torminalis 96, 170, 171, 583, 594, 598, 635, 641, 647
Soronia grisea 146
 sóskaborbolya 590, 593, 599, 635
 sovány perje 462, 467, 469
 sömörös sisakkosbor 634
 sötét alkonymbogár 137

- sötét hangyaboglárka 219
sötét kéregporva 137
sötétcsápú búzfutó 360
sötétnyakú álormányos 141
sötétnyakú karcsúdíszbogár 140
sövénykeserűfű 85
sövényszulák 85, 87, 464, 467
spanyol csupaszcsga 625
Sparassis crispa 37
Spatalistis bifasciana 169, 175
Sphaeropsis sapinea 637
Sphagnum fimbriatum 488
Sphagnum spp. 78, 79, 487
Sphagnum squarrosum 488
Sphinx ligustri 168, 169
Spilonota lariciana 180
Spilosoma lubricipeda 178
Spiraea 184
Spiraea media 96
Spiraea salicifolia 487
Spirodela polyrrhiza 487
Spongipellis delectans 38
Stachys alpina 478
Stachys palustris 463, 487
Stachys recta 96
Stachys sylvatica 77–79, 220, 469, 486
Staphylea pinnata 475, 486
Stauropus fagi 158, 160
Steccherinum 37
Steccherinum ochraceum 46
Stegania dilectaria 177
Stellaria holostea 77, 84
Stellaria media 82, 358, 464
Stenactis annua 83, 471, 589
Stenagostus rhombeus 135
Stenagostus rufus 135
Stenobothrus eurasius 557
Stenurella bifasciata 139
Stenurella melanura 141
Stenurella nigra 139
Stenurella septempunctata 139
Stephanitis pyri 170
Stereonychus fraxini 168
Stereum 35, 42, 46
Stereum hirsutum 35, 141
Stictoleptura erythroptera 142
Stictoleptura scutellata 136
Stigmella 158, 160, 164, 167
Stigmella aceris 165
Stigmella anomalella 174
Stigmella assimilella 177
Stigmella aurella 174
Stigmella auromarginella 174
Stigmella betulicola 164
Stigmella carpinella 159
Stigmella catharticella 175
Stigmella centifoliella 174
Stigmella continuella 164
Stigmella crataegella 172
Stigmella desperatella 170
Stigmella floscatella 159
Stigmella glutinosae 164
Stigmella hahniella 170
Stigmella hybernella 172
Stigmella incognitella 170
Stigmella lapponica 164
Stigmella lemniscella 167
Stigmella magdalenae 170
Stigmella malella 170
Stigmella mespilicola 170
Stigmella microtheriella 159
Stigmella minusculella 170
Stigmella oxyacanthella 172
Stigmella paradoxa 172
Stigmella perpygmaeella 172
Stigmella plagicolella 172, 173
Stigmella prunetorum 172, 173
Stigmella pyri 170
Stigmella regiella 172
Stigmella rhamnella 175
Stigmella rolandi 174
Stigmella salicis 175
Stigmella sorbi 170
Stigmella speciosa 165
Stigmella splendidissima 174
Stigmella tiliae 169
Stigmella torminalis 170
Stigmella trimaculella 177
Stigmella ulmiphaga 167
Stigmella ulmivora 167
Stigmella viscerella 167
Stipa dasyphylla 97, 569
Stipa eriocaulis 634
Stipa pennata 97, 627
Stipa pulcherrima 97
Stipa tirsia 97, 569
Stomaphis quercus 117
Stomis pumicatus 360
Streptopelia spp. 270
Strix aluco 285–287, 326
Strix uralensis 259, 276, 288
struccpáfrány 470, 478, 486
Sturnus vulgaris 120, 269
Stys-tarsza 220
Succisa pratensis 79
Suillus 34, 39
Suillus bovinus 39
Suillus variegatus 40
sujtár 80
sujtásos küsz 231
Sulcaxis affinis 145
Sulcaxis fronticornis 145
sulyoktáska 635
Surnia ulula 285
Sus scrofa 116, 326, 636
suska gubacsdarázs 161
süger 238
sün 297
süngomba 656
süntök 75, 85, 465, 466, 470–472, 480, 492
sváb rekettye 80
Sylvia 299
Sylvia communis 300
Sylvia curruca 300
Sylvia nisoria 299, 302, 557
Symidobius oblongus 117
Symphytum officinale 79, 357, 464
Symphytum tuberosum 469
Symptomaspis druparum 171
Synanthedon culiciformis 165
Synanthedon flaviventris 176
Synanthedon formicaeformis 176
Synanthedon melliniformis 177
Synanthedon myopaeformis 171
Synanthedon soffneri 178
Synanthedon soliaeformis 164
Synanthedon spheciformis 165
Synanthedon spuleri 164, 166, 181
Synanthedon stomoxiformis 171
Synanthedon vespiformis 163, 181
Syndemis musculana 158
Synergus 161
Syntomus obscurouguttatus 360
Syntomus pallipes 360, 361, 370, 377, 378
Syntomus truncatellus 360
Synuchus vivalis 360
SZ
szagos müge 84, 474
szajkó 120, 300, 301, 559
szalagos díszbogár 133, 139
szalagos fűrgefutonc 359, 363
szalagos héjbogár 137
szalagos szűfarkas 140
szalakóta 557
szalamandra 245
szálkás pajzsika 475, 478, 486, 487
szálkás tarackbúza 467, 469
szárcsa 267
szarka 266, 274, 300
szárnyatlan posványfutonc 359
szártalan kankalin 76, 86, 475, 476, 478
szarvas 479, 636
szarvas álganjtúró 557
szarvas gyászbogár 138
szarvas taplóbogár 145
szarvasbogár 147, 148, 303, 656
szarvashomlokú taplósú 145
szarvaskocsord 81
szarvasmarha 273
szeder 299, 328, 428, 440
szeder fajok 43, 50, 556
szederatka 174
szedrek 174
szegélyes hangyászfénybogár 119
szegélyes héjbogár 137
szegfűbogó 469
széles merülőfutó 360
széles pajzsika 478, 487
szélescsápú karcsúdíszbogár 140
szélesfejű fémfutó 360
széleslevelű gyékény 462
széleslevelű nőszőfű 470, 478
széleslevelű salamonpecsét 75, 84
szélesnyakú kéregbújót 137
szélesnyakú kistutó 359, 362, 377
szélfű fajok 86, 87
szelíd keserűfű 460, 466, 467
szelídgesztenye 132, 134, 137, 162, 163, 606
szelídgesztenye gubacsdarázs 163, 350
szelídgesztenye kéregrák 42
szellőrőzsa fajok 86, 87
szellőrőzsák 486
szemfoltos cincér 139
széncinege 110, 116, 292, 330
szepőlős díszbogár 133
szikaszarvas 348
sziklai perje 634
szil 132, 136, 186, 470, 496, 503
szilek 16, 23, 76, 134, 140, 164, 166, 167, 178, 185, 194, 488, 490, 559
szilfa púposzövő 167
szilfacincér 144
szilfa-rözsecincér 141
szilfa-tarkadíszbogár 168
szilfavész 42, 168
szil-karcsúdíszbogár 140
szilva 140, 173, 587
szil-virágdíszbogár 140, 168
színpompás kilencfoltos díszbogár 135
szirti sas 259, 272
szitkafenyő 179
szittyó fajok 79
szivárványos pisztráng 238
szlávón tölgy 480
szoprán törpedenevér 315, 317
szőke oroszlánfog 635
szőlő-szűfarkas 140
szőrös álkomorka 141
szőrös alszú 146
szőrös baraboly 486
szőrös cincér 142
szőrös kenderkefű 83
szőrös nyír 488

szőrös szarvasbogár 138, 139
szőröskarú koraidenevér 313, 315, 317
szurkos kisfutó 359, 361, 362, 377
szurkos ligetfutó 360
szűrös csodabogyó 475, 476, 478
szürke hosszúfülű-denevér 315, 316
szürke mókus 120, 347, 348
szürke nyár 504
szürkés hangyabogláka 219

T

Taeniothrips laricivorus 180
takáscincér 144, 176
Tamus communis 85, 470
Tanacetum corymbosum 97, 104
Taphrorychus alni 165
Taphrorychus bicolor 158, 159
Tapinella atrotomentosa 39
Tapinella spp. 37
tarackbúza 84
tarackos tippán 84
tarajos götte 246
tarajos pajzsika 487
tarajosgötte fajcsoport 246
tarajosgötte fajok 248
tarajosgöték 249, 542, 543
tarka csuklyásszú 135
tarka égerormányos 165, 177
tarka füzermányos 133
tarka gyöngyperje 474
tarka imola 634
tarka lednek 476, 478
tarka nádtippán 635
tarka nyúlfarkfű 626
tarka pikkelyespattanó 143
tarka sisakoskosbor 634
tarkacsápú karcsúcincér 137
tatárjuhar 383, 396, 464, 581, 583, 591, 595, 598, 599
tavaszi csillagvirág 76
tavaszi görvélyfű 478
tavaszi tőzike 76, 79, 473, 474, 476–478, 486
tavi denevér 315–317
Taxomyia taxi 181
Taxus baccata 179, 181
T-betűs pávaszem 158
teknős gyászbogár 137
téli zsruló 470, 478
télizöld fagyal 567
télizöld meténg 85, 87
Temnothorax 112
Tenebrio opacus 143
Tephrosia integrifolia 97
termetes kisfutó 360, 366, 377, 378

Tethea duplaris 195
Tethea ocularis 177
Tethea or 177
Tetheella fluctuosa 194
Tetramorium 116
Tetraneura ulmi 167
Tetratoma desmaresti 141
Tetratoma fungorum 145
Tetropium castaneum 134
Tetropium gabrieli 181
Tetrops praeustus 146
Teucrium chamaedrys 97
Teucrium montanum 635
Thalictrum aquilegifolium 97
Thalictrum minus 97
Thalictrum minus ssp. *minus* 635
Thalictrum simplex 97
Thanasimus formicarius 135
Thaumetopoea processionea 160
Thecabius affinis 177
Thecla betulae 172, 184
Theclini 565
Thecodiplosis brachyntera 180
Thelaxes 117
Thelephora terrestris 39
Thelypteris palustris 79, 84, 478, 486
Thera stragulata 179
Theronia laevigata
Thlaspi jankae 97, 99, 557
Thymus 115
Tibicina haematodes 182
Tilia 182, 183
Tilia cordata 169, 473, 583, 595, 598
Tilia platyphyllos 169, 583, 594, 598
Tilia spp. 169, 429
Tilia tomentosa 169, 474
Tilloidea unifasciata 140
Tillus elongatus 136
tintagomba fajok 40
Tischeria 160
Tischeria angusticolella 174
Tischeria ekebladella 160, 162, 163
tiszafa 179, 181
tiszai ingola 228
tiszaparti margitvirág 470, 487
tobozevő fenyőbogár 146
tojásdad erdei-sutabogár 137
tollas csápú darászbogár 656
tollas szálkaperje 81, 84
Tomicus minor 180
Tomicus piniperda 180
Tomostethus nigrinus 168
Tordylium maximum 97
Torilis japonica 82
tornai vértő 557
Tortricodes alternella 159, 169, 175

Tortrix viridana 159, 160, 163, 165, 169, 173
tőkés réce 267
tölgy 16, 17, 103, 124, 133, 138, 143, 157, 159, 193, 198, 295, 329, 335, 503, 514, 524–526, 539, 595, 609, 614–616, 618, 647, 653
tölgy aknászdarázs 160, 163
tölgy búcsújáró lepke 160
tölgy csipkésposolka 163
tölgy fajok 134, 184, 185, 330, 518, 525, 541, 593
tölgy földibolha 185
tölgy kéregszú 162
tölgy selyemlepke 163
tölgy-díszbogár 136
tölgyek 18, 19, 21, 23, 39, 41, 62, 74, 117–119, 132–137, 139–142, 144, 146, 149, 150, 155, 158–164, 172, 175, 179, 188, 194, 198, 268, 277, 285, 338, 527, 539, 541, 596
tölgyes-tővisescincér 134
tölgyfahangya 111, 120
tölgyfalisztharmat 42
tölgyfa-rőzsecincér 141
tölgy-gyökércincérnek 144
tölgyilonca 121
tölgy-szegélyeslapbogár 137
törekeny fűz 357, 462, 466, 467, 486, 583, 588, 597, 598
törpe bambusz fajok 434, 436
törpe fémfutó 360
törpe mandula 561, 569
törpedenevérek 312, 317
törpekuvik 281, 284, 285, 302
törpesas 259, 269
tövisszűrő gébics 281, 299, 300–302, 551, 557, 558
tőzegeper 487, 488
tőzegmoha fajok 487, 488
tőzegmohák 538, 540
tőzegpáfrány 478, 486, 487
tőzike fajok 86
Tracheliodes varus 120
Trachemys scripta elegans 348
Trachypteris picta 134
Trachys minutus 167, 169
Trametes 37, 145
Trametes gibbosa 39, 145
Trametes hirsuta 145
Trametes versicolor 145
Trametopsis cervina 44
Trechus quadristriatus 360, 370, 373, 378
Tremex fuscicornis 164
Trichaptum 37
Trichochermes walkeri 175
Trichoferus pallidus 134, 182
Tricholoma 39
Tricholoma saponaceum 39
Tricholoma ustale 39

Tricholomopsis rutilans 38, 44
Trichopterapion holosericeum 159
Trifolium alpestre 97
Trifolium aureum 97
Trifolium diffusum 97
Trifolium medium 561
Trifolium montanum 81, 97
Trifolium ochroleucum 97
Trifolium pannonicum 97
Trifolium rubens 97
Trioza rhamni 175
Triplax aenea 145
Triplax rufipes 145
Triplax russica 145
Triplax scutellaris 145
Tritoma bipustulata 145
Triturus carnifex 246
Triturus cristatus 246
Triturus dobrogicus 246
tródoszi kosbor 627
Trollius europaeus 487
Tropideres albirostris 141
Tsuga canadensis 436, 437
Tuber 39
Tuberolachnus salignus 175, turbánliliom 474, 478
turkesztáni szil 166, 167
Tussilago farfara 80, 84
tüdőfű fajok 86
tűhüvely gubacsleány 180
tűkarcgomba 632
tülkös szarvasbogár 138
tündérfűt 79, 478
tüskés lábú közfutó 359
tüzes lilium 475, 478
tüzeshasú díszbogár 135
tűzpiros facincér 134
Typha angustifolia 462
Typha latifolia 462
Typhoides arundinacea 79
Tyto alba 326

TY

tyúkhúr 76, 358, 464

U

uhu 259, 276
ujjas keltike 76, 473, 477
ujjas sás 80
Uleiota planatum 137
Ulmus 41, 51, 175, 182–184
Ulmus glabra 166, 485, 583, 598
Ulmus laevis 166, 182, 357, 464, 486, 583, 598
Ulmus minor 97, 166, 182, 464, 583, 594, 598
Ulmus pumila 166, 167

- Ulmus* spp. 166, 429
Ulloma culinaris 138
Ulloma rufo 138
Ullota 62, 539, 615
unka 249, 250
unka fajok 249
unkák 250
Upupa epops 120
uráli bagoly 259, 276, 288
Urocerus 180
Urocerus gigas 180
Ursus arctos 116
Urtica dioica 82–85, 220, 357, 439, 462
Urtica kioviensis 486
Utricularia vulgaris 487
- Ü**
- ükörke lonc 383, 475
ürge 270
- V**
- Vaccinium* 183
Vaccinium myrtillus 78, 383
Vaccinium spp. 435
vadalma 140, 170, 338, 464, 486, 583, 594, 598
vaddisznó 45, 50, 53, 86, 116, 125, 263, 278, 297, 326, 377, 437, 448, 479, 525, 530, 544, 636, 650, 651
vadgesztenye 111, 142, 166
vadkörte 136, 170, 171, 217, 338, 396, 464, 569, 583, 590, 591, 595, 598, 647, 650, 655
vadmacska 326, 336
vadmeggy 503
vadrózsa 300, 336
vadrózsa fajok 338, 561, 562, 565
vadrózsák 173
Valeriana officinalis 97
vállfoltos háncscincér 139, 146
vállfoltos tarbogár 145
változékony karcsúdiszbogár 140
változékony korongcincér 134
vándorpatkány 277
vándorsólyom 259, 275
varázslófű 469
varjútövis 338, 464, 647
varjútöviscincér 133
vastagcombú gesztcincér 141
vastagtapló 145
vénic szil 166, 357, 464, 466–468, 473, 474, 476, 477, 486, 487, 583, 598
Veratrum album 85, 478, 486
Veratrum nigrum 85, 97
Veratrum spp. 87
Verbascum austriacum 439
Verbascum chaixii 97
Verbascum phoeniceum 97
vérehulló fecskéfű 86, 87
veresgyűrű-som 157, 338, 357, 383, 405, 464, 467, 469, 473, 476, 486, 565, 589, 590, 592, 593, 597
vérfű hangyaboglárka 219
Veronica austriaca 97
Veronica beccabunga 486
Veronica hederifolia 82, 383
Veronica jacquinii 97
Veronica montana 475
Veronica officinalis 80
Veronica prostrata 97
Veronica spp. 216
veronika 216
vérontófü 79
verőköltő bodobács 169
vértési csuklyásbagoly 557
vértetű 170
vérvörös pattanó 139
Vespa velutina 350
Vespertilio murinus 315
vesszős fagyal 216
vetési varjú 274
Viburnum lantana 97, 328, 635, 641
Viburnum opulus 383, 464, 486
Vicia cassubica 97
Vicia narbonensis ssp. *serratifolia* 97
Vicia oroboides 476
Vicia pisiformis 97
Vicia sparsiflora 97
Vicia tenuifolia 97
vicsorgó 473–475, 477
vidrafű 487
villás sás 487
Vinca herbacea 97
Vinca minor 77, 85, 87
Vincetoxicum hirsutifolium 81, 87, 97
Vinzenzellus ruficollis 141
Viola 115
Viola hirta 97
Viola mirabilis 475
Viola odorata 85
Viola spp. 86
Vipera berus 254
Vipera berus berus 254
Vipera berus bosniensis 254
Vipera berus nikolskii 254
Vipera ursinii rakosiensis 251
Vipera ursinii 251
virágos kőrös 218, 383, 583, 598, 626, 633, 635, 644, 647–650, 653, 655
virágrúgó kakukktorma 84
Viscaria vulgaris 80
Vitis riparia 465
Vitis sylvestris 356, 464
vízi csillaghúr 469
vízi denevér 315–317
vízi kányafű 462, 466
vízi metyekóró 487
vízi peszérce 486, 487
vízparti deréce 461, 465
Volvariella bombycina 656
völgycsillag 478
vörös acsalapu 85, 486
vörös bodza 178
vörös csipkésbagoly 175
vörös juhar 430
vörös kánya 259, 265
vörös ribiszke 473, 474, 486
vörös tölgy 41, 75, 159, 479
vörösbarna héjbogár 137
vörösbegy 116
vörössárga facincér 134
vörösfenyő 180, 207, 273, 424, 628
vörösfülű ékszerteknős 348
vöröshangyák 109, 110, 112
vöröshasú unka 243, 248, 249, 542, 543
vöröskék álkomorka 145
vöröslábú hegyisáska 221, 557
vöröslábú kistutó 360, 361, 365, 368, 377
vöröslábú virágcincér 139
vörösmellű tarbogár 145
vörösnakú füzcincér 133, 176
vörösnakú lonccincér 133
vörösnakú szúfarkas 135
vörösnakú tarfutó 360
vörösszárnyú pattanó 138
Vuilleminia comedens 38
Vulpes vulpes 326
- W**
- Wachiatella rosarum* 174
Waldsteinia geoides 97
- X**
- Xanthium* spp. 82
Xenodiplosis laeviusculi 161
Xeris spectrum 180
Xerocomus 34, 39
Xerocomus chrysenteron 39
Xestobium rufovillosum 136
Xylaria 37
Xylaria polymorpha 48
Xylobolus frustulatus 39, 41
Xylopertha retusa 140
Xylotrechus antilope 139
Xylotrechus pantherinus 176, 183
- Y**
- Yponomeuta cganagella* 173
Yponomeuta evonymella 173
Yponomeuta padella 172, 173
Yponomeuta plumbella 173
Ypsolopha dentella 178
Ypsolopha horidella 171
- Z**
- zalai bükköny 476, 478
zászpa fajok 87
Zeiraphera griseana 180
Zeiraphera isertana 167
zempléni futrinka 557
zergeboglár 487
Zeugophora flavicollis 175
Zeuzera pyrina 163, 166, 168, 169, 171, 173, 178, 179
zilált kásafű 474, 475
zöld juhar 51, 165, 262, 405, 464–466, 470–472, 479, 480, 490–492, 494, 529
zöld karcsúdiszbogár 158
zöld küllő 115, 293
zöldes sarkvirág 478
zöldeskék álcincér 144
zöldike ujjaskosbor 635
zömök tövisnyakúbogár 138
Zygiobea carpini 159
- ZS**
- zselnice 173
zselnicemeggy 173, 469, 473, 474, 476, 486, 487, 490, 491, 496, 583, 598
zsombéksás 487
zsurló fajok 87
Zsuzsanna-virágdiszbogár 140



Továbbfejlesztett kommunikáció, együttműködés és kapacitásbővítés a Natura 2000 erdők biodiverzitásának megőrzése érdekében



Készült a „Továbbfejlesztett kommunikáció, együttműködés és kapacitásbővítés a Natura 2000 erdők biodiverzitása megőrzése érdekében” című, (LIFE 13 INF/HU/001163) azonosítójú projekt keretében, az Európai Unió LIFE programja, a Földművelésügyi Minisztérium és a projektet megvalósító szervezetek finanszírozásával. A projekt célja, hogy a Natura 2000 erdők védelme terén előrelépést érjünk el a gazdasági és a természetvédelmi szempontok összehangolásával.

