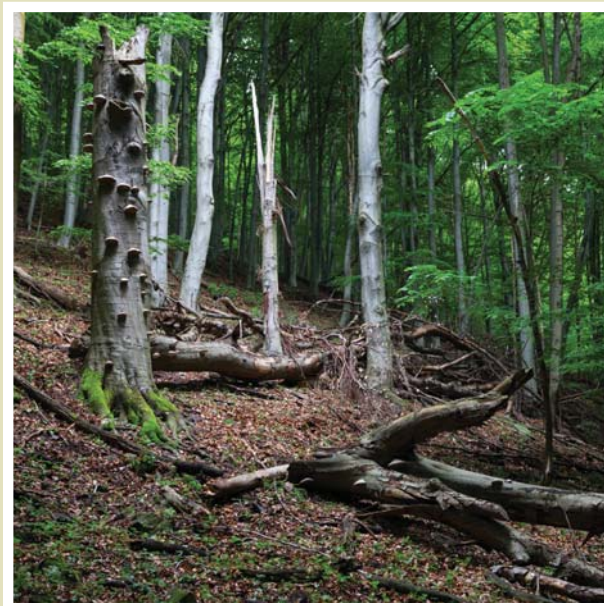


**ROSALIA**  
A Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság  
tanulmánykötetei

**9. kötet**

# Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben Forest state assessment in submontane woodlands



Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság

ROSALIA 9

ERDŐÁLLAPOT-ÉRTÉKELÉS  
KÖZÉPHEGYSÉGI ERDEINKBEN

Tanulmánygyűjtemény

FOREST STATE ASSESSMENT IN  
SUBMONTANE WOODLANDS

## ROSALIA

### A Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság tanulmánykötetei

1. BARINA ZOLTÁN (2006): A Gerecse hegység flórája. (Flora of the Gerecse Mountains.) – Magyar Természettudományi Múzeum és Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 612 pp. ISBN 963 7093 91 5
2. NAGY JÓZSEF (2007): A Börzsöny hegység edényes flórája. (Vascular flora of the Börzsöny Mountains.) – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 378 pp. ISBN 978 963 87687 0 4
3. HALPERN BÁLINT (szerk.) (2007): A rákosi vipera védelme. Tanulmány gyűjtemény. (Studies on the conservation of the Hungarian Meadow Viper.) – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 194 pp. ISBN 978 963 87687 3 5
4. DOBOLYI KONSTANTIN és KÉZDY PÁL (szerk.) (2008): Természetvédelem és kutatás a Szénás-hegycsoporton. Tanulmánygyűjtemény. (Nature conservation and researches on the Szénás Hills.) – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 431 pp. ISBN 978 963 88013 0 2
5. PINTÉR BALÁZS és TÍMÁR GÁBOR (szerk.) (2010): A Naszály természetrajza. Tanulmány gyűjtemény. (A natural history of Mt Naszály, Hungary.) – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 817 pp. ISBN 978 963 88013 6 4
6. VERŐ GYÖRGY (szerk.) (2011): Természetvédelem és kutatás a Duna-Tisza közti homokhátságon. (Nature conservation and researches on the Sandridge of the Danube-Tisza Interfluve.) – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 521 pp. ISBN 978 615 5241 00 0
7. VIDRA TAMÁS (szerk.) (2012): Természetvédelem és kutatás a Tápió-vidéken. (Nature conservation and research in the Tápió region.) – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 656 pp. ISBN 978 615 5241 03 1
8. KÉZDY PÁL és TÓTH ZOLTÁN (szerk.) (2012): Természetvédelem és kutatás a budai Sas-hegyen. (Nature conservation and research in Mt Sas-hegy.) – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 592 pp. ISBN 978 615 5241 04 8
9. STANDOVÁR TIBOR, BÁN MIKLÓS és KÉZDY PÁL (szerk.) (2017): Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben. (Forest state assessment in submontane woodlands.) – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 616 pp. ISBN 978 615 5241 20 8

ERDŐÁLLAPOT-ÉRTÉKELÉS  
KÖZÉPHEGYSÉGI ERDEINKBEN

Tanulmánygyűjtemény

FOREST STATE ASSESSMENT IN  
SUBMONTANE WOODLANDS

Szerkesztette

STANDOVÁR TIBOR, BÁN MIKLÓS és KÉZDY PÁL

Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság  
Budapest, 2017



A kézirat lezárva / Manuscript closed: 2017. február 20.

Angol fordítás / English translation: szerzők, Csóka Ágnes

Borító terv / Cover design: Németh János

Címlap fotó / Cover photo: Selmeczi Kovács Ádám

A kötet az „Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban” című, SH/4/13 azonosítószámú projekt keretében, a Svájci-Magyar Együttműködési Program társfinanszírozásával valósult meg.

ISBN 978 615 5241 20 8

ISSN 1787-825X

© A szerzők

© Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság

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

Nyomdai előkészítés / Typeset: Kiss Maja

Nyomás / Printed by: Szó-Kép Nyomdaipari Kft., Budapest

## TARTALOMJEGYZÉK

FÜRI ANDRÁS: Előszó . . . . .	10
-------------------------------	----

### Első rész – Az erdőállapot leírást szolgáló módszertan és az 50 000 hektár erdő felmérési eredményeinek bemutatása, értékelése

Összefoglaló / Summary	15
I. STANDOVÁR TIBOR: Elmélet módszertani felvezetés . . . . .	21
I.1 Az erdőtermészetesség, „erdőjóság” fogalma, értelmezési módjai az északi mérsékelt öv üde lomberdeinek tükrében . . . . .	22
I.2 Az erdőtermészetesség értékelése . . . . .	26
I.2.1 TERMERD projekt: A magyarországi erdők természetességének vizsgálata . . . . .	27
I.2.2 Az erdőállapot-felmérés projektünkben kitűzött céljait és alapvető módszertani kereteit meghatározó tapasztalatok és megfontolások . . . . .	32
II. TANÁCS ESZTER, BARTON IVÁN, BELÉNYESI MÁRTA, BURAI PÉTER, CZIMBER KORNÉL, KIRÁLY GÉZA és KRISTÓF DÁNIEL: Távérzékelte adattípusok felhasználásának lehetőségei az erdőállapot-értékelésben . . . . .	37
Bevezetés . . . . .	38
II.1 Különböző forrású távérzékelte adattípusok és erdészeti felhasználásuk . . . . .	39
II.1.1 Passzív szenzorok . . . . .	40
II.1.2 Aktív szenzorok . . . . .	50
II.2 A távérzékelte felvételek feldolgozásának és elemzésének alapvető módszerei . . . . .	53
II.2.1 Előfeldolgozás . . . . .	54
II.2.2 Távérzékelte felvételek elemzése . . . . .	57
II.2.3 Különböző adattípusok együttes használata, adatfúzió . . . . .	64
II.3 Egyes faállomány-jellemzők meghatározása távérzékelte adatok segítségével . . . . .	65
II.3.1 Tematikus térképezés . . . . .	65
II.3.2 Állományjellemzők meghatározása . . . . .	69
II.4 Esettanulmányok . . . . .	78
II.4.1 Fafajszintű képosztályozás és szárazság okozta erdőpusztulás . . . . .	79
térképezése légi hiperspektrális és lézerszkennelt adatok alkalmazásával . . . . .	
II.4.2 Bolygatottság, zavarások és kor térképezése Landsat űrfelvétel-idősor alapján . . . . .	87
II.4.3 Lékek térképezése a Mogyorós-lapason. . . . .	93
II.5 Következtetések, összefoglalás . . . . .	98

III. STANDOVÁR TIBOR, KELEMEN KRISTÓF, SZMORAD FERENC, KOVÁCS BENCE, KENDERES KATA és PATAKI ZSOLT: Az erdőállapot-felmérés módszertana . . . . .	109
Bevezetés . . . . .	110
III.1 A módszertan kialakításának előzményei . . . . .	111
III.2 Mintavételi elrendezés, alkalmazott eszközök . . . . .	115
III.2.1 Mintavételi elrendezés . . . . .	115
III.2.2 Az adafelvétel eszközei . . . . .	117
III.3 A terepi adatfelvételezés . . . . .	118
III.3.1 A mintavételi szakaszra vonatkozó adatrögzítés . . . . .	118
III.3.2 A mintavételi területre (plot) vonatkozó adatrögzítés . . . . .	120
III.3.3 A részmintaterületre (szubplot) vonatkozó adatrögzítés . . . . .	126
III.3.4 Dokumentáció és megjegyzés . . . . .	128
III.3.5 Fiatalosok és felújulási területek leírásának specifikumai . . . . .	128
III.4 Az adatkezelési rendszer vázlatos bemutatása . . . . .	129
III.5 Minőségbiztosítás, minőség-ellenőrzés . . . . .	137
III.6 Az adatelemzés módszerei . . . . .	141
Függelék: A terepi adatfelvételezés protokollja . . . . .	144
F.1 A mintavételi pont felkeresése, döntés a mintavételi szakasz és mintavételi pont felvehetőségéről . . . . .	144
F.1.1 Döntés a mintavételi szakasz felvételezhetőségéről. . . . .	145
F.1.2 Döntés a mintavételi pont (plot) felvételezhetőségéről . . . . .	145
F.2 A mintavételi szakaszra vonatkozó adatrögzítés . . . . .	146
F.2.1 Termőhelyi vonatkozású mikrohabitatok jelenléte . . . . .	146
F.2.2 Friss faállomány-bolygatás jelenléte . . . . .	148
F.2.3 Kiugró méretű fák jelenléte . . . . .	149
F.2.4 Agresszíven terjedő idegenhonos fajok jelenléte . . . . .	150
F.2.5 Életnyomok és jelölőfajok jelenléte . . . . .	151
F.3 A mintavételi területre (plot) vonatkozó adatrögzítés . . . . .	152
F.3.1 Az állománykép jellemzőinek felvétele . . . . .	153
F.3.2 A faállomány-jellemzők felvételezése . . . . .	157
F.3.3 Az álló holtfa és facsonk felvételezése . . . . .	159
F.3.4 A fekvő holtfa felvételezése . . . . .	162
F.3.5 Lágyszárúak felvételezése . . . . .	165
F.3.6 Mikrohabitatok felvételezése . . . . .	168
F.3.7 A talaj bolygatottságának felvételezése . . . . .	172
F.3.8 Az aljzat kövességének felvételezése . . . . .	173
F.3.9 Az idegenhonos cserjék és újulat jelenlétének/hiányának felvételezése .	174

F.4 A részmintaterületre (szubplot) vonatkozó adatrögzítés . . . . .	175
F.4.1 A cserjék felvétele . . . . .	175
F.4.2 Az újulat felvétele . . . . .	177
F.5 Dokumentáció . . . . .	180
F.6 Megjegyzés rovat . . . . .	181
F.1. Melléklet: A Magyarországon előforduló fafajok jegyzéke . . . . .	181
F.2. Melléklet: A Magyarországon előforduló cserjefajok jegyzéke . . . . .	183
F.3. Melléklet: A protokoll alkalmazásához felismerendő lágyszárú fajok jegyzéke . . . . .	184
IV. STANDOVÁR TIBOR, SZMORAD FERENC, KELEMEN KRISTÓF és KENDERES KATA:	
Az erdőállapot-felmérés eredményei . . . . .	189
Bevezetés . . . . .	190
IV.1 A Börzsöny erdeinek állapotértékelése . . . . .	193
IV.1.1 A tájegység általános jellemzése . . . . .	193
IV.1.2 A Börzsöny erdei az Országos Erdőállomány Adattár alapján . . . . .	194
IV.1.3 A Börzsöny erdei az erdőállapot-felmérés alapján . . . . .	203
IV.2 A Mátra erdeinek állapotértékelése . . . . .	259
IV.2.1 A tájegység általános jellemzése . . . . .	259
IV.2.2 A Mátra erdei az Országos Erdőállomány Adattár alapján . . . . .	260
IV.2.3 A Mátra erdei az erdőállapot-felmérés alapján . . . . .	269
IV.3 Az Aggteleki-karszt erdeinek állapotértékelése . . . . .	317
IV.3.1 A tájegység általános jellemzése . . . . .	317
IV.3.2 Az Aggteleki-karszt erdei az Országos Erdőállomány Adattár alapján . . . . .	318
IV.3.3 Az Aggteleki-karszt erdei az erdőállapot-felmérés alapján . . . . .	327
IV.4 A vizsgált tájegységek erdeinek összehasonlító állapot-értékelése . . . . .	377
IV.4.1 A tájegységek általános összetétele . . . . .	377
IV.4.2 A tájegységek összetétele az Országos Erdőállomány Adattár alapján . . . . .	378
IV.4.3 Összetétel az erdőállapot-felmérés alapján . . . . .	380
IV.5 Az erdőállapot-felmérés eredményeinek felhasználási lehetőségei . . . . .	433
IV.5.1 További adatelemzési lehetőségek . . . . .	434
IV.5.2 Az eredmények gyakorlati felhasználásának lehetőségei . . . . .	435

Második rész – A Börzsöny erdőállapot felméréséssel  
egyidejűen végzett madártani és szaproxilofág bogártani  
felmérésekből származó zoológiai adatok elemzése

Összefoglaló / Summary . . . . .	443
I. BÁN MIKLÓS: Előszó a zoológiai elemzésekhez . . . . .	446
II. BÁN MIKLÓS, BARTA ZOLTÁN, NAGY GERGÓ GÁBOR és VÉGVÁRI ZSOLT: Madarak elterjedésének modellezése a Börzsöny erdőállapot változóinak függvé- nyében . . . . .	449
Bevezetés . . . . .	449
II.1 Módszertan . . . . .	452
II.1.1 Madártani adatok gyűjtése . . . . .	452
II.1.2 Felmérési módszer . . . . .	453
II.1.3 Statisztikai elemzések . . . . .	458
II.1.4 Vizsgált madárfajok . . . . .	462
II.2 Eredmények . . . . .	467
II.2.1 Madártani adatok statisztikai elemzése . . . . .	467
II.2.2 Ábrák . . . . .	487
II.3 Diskusszió . . . . .	501
II.3.1 Ábrák . . . . .	513
III. TÓTH JÁNOS PÁL és VÉGVÁRI ZSOLT: Szaproxilofág bogarak elterjedésének modellezése a Börzsöny erdőállapot változóinak függvényében . . . . .	545
Bevezetés . . . . .	545
III.1 Módszertan . . . . .	548
III.1.1 Statisztikai elemzések . . . . .	548
III.1.2 Vizsgált szaproxilofág bogárfajok . . . . .	550
III.2 Eredmények . . . . .	553
III.2.1 Nagy szarvasbogár . . . . .	553
III.2.2 Nagy hőscincér . . . . .	554
III.2.3 Havasi cincér . . . . .	556
III.2.4 Skarlátbogár . . . . .	557
III.2.5 Ábrák . . . . .	559
III.3 Diskusszió . . . . .	601
III.3.1 Szaproxilofág bogarakkal kapcsolatos eredmények diskussziója . . . . .	601
III.3.2 A vizsgált bogár fajok diszperziós képessége . . . . .	606
Függelék: Változónevek és használt rövidítései . . . . .	610

## ELŐSZÓ

A ROSALIA tanulmánykötet sorozat legújabb tagja a Svájci-Magyar Együttműködési Program keretében támogatott „*Az erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban*” című kutatási pályázat eredményeiből mutat be szemelvényeket. A 2012 és 2017 között megvalósult projekt az Északi-középhegység, ezen belül a Börzsöny, a Mátra, a Bükk és az Aggteleki-karszt Natura 2000 erdei élőhelyeinek és a hozzájuk kötődő néhány élőlénycsoport (erdőlakó madarak, denevérek és xilofág rovarok) állományainak megőrzését elősegítő kutatásokat hajtott végre.

Az erdei életközösségek növény- és állatfajainak hatékony megőrzéséhez a legelemibb lépés az erdők állapotának megfelelő leírása, értelmezése. Ez adhatja az alapot az egyes védett, veszélyeztetett fajok élőhelyi igényeinek feltárásához és a megőrzésüket célzó kezelések kidolgozásához. A projekt megkezdése előtt nemhogy a fenti célokat kiszolgáló erdőállapot-leíró adatokkal nem rendelkezünk, de a céljainknak megfelelő erdőállapot-felmérési módszertan sem állt rendelkezésünkre. A feladat tehát kettős volt, az első a módszertan kidolgozása volt, ezután pedig nagy területen történő alkalmazása következett. Az itt olvasható tanulmányok is tükrözik, hogy a célok elérése óriási szervezőmunkát igényelt a résztvevő partnerektől, hiszen a folyamat a módszertan kidolgozásától és tesztelésétől az adatfelvételezők kiképzésén, vizsgáztatásán és munkájuk irányításán keresztül a begyűjtött adatok feldolgozásáig és a vizsgált erdők állapotának leírásáig, értékeléséig tartott. A kötet első részében e hatalmas munka eredményeit mutatjuk be.

A kötet második része a Börzsönyben végzett zoológiai felmérések adatainak elemzéséből született tanulmányokat tartalmazza. E tanulmányok az erdőlakó madarak és a holtfához kötődő Natura 2000 bogárfajok felmérési adatainak és az erdőállapot-felmérés során született háttéradatoknak összefüggéseit vizsgálják.

A kötetben közölt tanulmányok új, széleskörűen felhasználható eredményekkel járulnak hozzá a Natura 2000 erdők természetvédelmi kezelésének és az itt élő fajok védelmének megalapozásához. Ilyen eredményeknek tekinthetjük az erdőállapot-leírás új módszertanát és az erdei madár- és rovarfajok, illetve az erdőállapot-jellemzők közötti összefüggések kimutatását. Emellett a vizsgált területek egyedülállóan részletes feltárása is

meg történt. Ezek az eredmények egyetemi kutatók, nemzeti parki szakemberek, civil szervezetek és erdőgazdálkodók összefogásával születhettek meg. Mindez reményt ad arra, hogy a Natura 2000 erdők természetvédelmi kezeléséért és az erdőgazdálkodásért felelős szervezetek közös alapról kiindulva foghassanak hozzá a további munkához.

*Füri András*  
igazgató  
Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság

## ELSŐ RÉSZ

Az erdőállapot-leírást szolgáló módszertan  
és az 50 000 hektár erdő felmérési eredményeinek  
bemutatása, értékelése

Introduction of forest state assessment methodology and presentation  
of the survey results for the 50 000 hectares mapped woodland

Szerkesztette: Standovár Tibor





## AZ ERDŐÁLLAPOT-LEÍRÁST SZOLGÁLÓ MÓDSZERTAN ÉS AZ 50 000 HEKTÁR ERDŐ FELMÉRÉSI EREDMÉNYEINEK BEMUTATÁSA, ÉRTÉKELÉSE

### Összefoglaló

A kötet első része a Svájci-Magyar Együttműködési Program keretében támogatott „Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban” című kutatási pályázat céljait szolgáló erdőállapot-értékelés módszertani megalapozásával és a három terepidény során végrehajtott térképezés eredményeinek bemutatásával foglalkozik. Az első fejezetben egy rövid összefoglalását adjuk az erdőtermészetesség, „erdőjóság” fogalmának lehetséges értelmezésével, mérésének/értékelésének néhány elvi és gyakorlati problémájával kapcsolatos ismereteknek. Röviden bemutatjuk a projekt során kidolgozott és alkalmazott módszertan hazai előzményei közül legfontosabb TERMERD projekt módszerát és az annak alkalmazásából leszűrt néhány fontos tapasztalatot.

A második fejezet a távérzékelt adatok erdészeti alkalmazásainak lehetőségeit foglalja össze. A hazai gyakorlatban csak korlátozottan kiaknázott eszköztár nemzetközi szakirodalmának áttekintése alapján nyújt áttekintést a távérzékeléssel jelenleg előállítható adattípusok jellemzőiről, az adatok feldolgozási lehetőségeiről, módszereiről és a kinyerhető információk köréről. A tárgyalás kifejezetten az erdészeti célú felhasználásra fókuszálva ismerteti azokat a szenzorokat, amelyekre érdemes odafigyelni az alapadatok körének kiválasztása során, valamint rendszerezett áttekintést ad arról, hogy az egyes felvétel-típusok milyen feladatokhoz alkalmazhatóak. A tárgyalás kitér a nagyfelbontású légifelvételek, a passzív űrfelvételek, a hiperspektrális felvételek, a lézeres letapogatás és a radar technológia alkalmazásának lehetőségeire. A fejezet végigvezet a távérzékelt felvételek feldolgozásának és elemzésének alapvető lépésein, s bemutat néhány, az erdészeti alkalmazások szempontjából releváns elemzési módszert is. Külön fejezetrész tárgyalja egyes faállomány-jellemzők távérzékelt adatok segítségével történő meghatározásának lehetőségeit. Kitér az erdőborítás és az erdőtípusok tematikus térképezésének lehetőségeire éppúgy, mint néhány releváns állományjellemző (fafaj, biofizikai paraméterek, egészségi állapot, koronaméret, törzsszám, mellmagassági átmérő, fatérfog, biomassa, kor) meghatározásának módszereire. A fejezet végén olvasható rövid esettanulmányok hazai példákon keresztül mutatnak be konkrét alkalmazási területeteket.

A projektben végzett munkánk egyik kiemelt feladata volt egy olyan új erdőállapot-leíró módszertan kidolgozása, amely lehetővé teszi a felmért területek erdeinek sok szempont szerinti, finom térleptékű értékelését. A harmadik fejezet e módszertan részletes ismertetését tartalmazza. A bemutatott módszertan sok – korábbi adatgyűjtésekben nem jellemzett –

változót érint, ezzel biztosítja a sokoldalú, biológiai szempontból is releváns értékelés lehetőségeit. A Natura 2000 területekre eső, jellemzően természetközeli állapotú erdők ilyen részletes állapotleírása támogatja az erdészeti-természetvédelmi tervezési és ellenőrzési feladatok elvégzését. A bemutatott módszer alapja, hogy terepi térképezés helyett egy szisztematikus pontháló mentén kihelyezett mintaterületekben végrehajtott, sok változóra kiterjedő adatgyűjtéssel teremti meg a későbbi, sok szempontot és igényt kielégítő adatelemzés, térképezés lehetőségét. Az alkalmazott háló 100×100 méterenként elhelyezkedő pontjai a teljes vizsgálati területet lefedik, ami hektáronként 1 mintapont felvételét jelenti. Egyes részterületeken (korábban jelentősebb bolygatással érintett tömbök, egyes fokozottan védett területek, erdőrezervátumok) a mintavételi hálónk sűrítésével 70,71×70,71 és 50×50 méteres hálósűrűséggel (2 és 4 pont/ha) is dolgoztunk. A hálópontokon egy 500 m<sup>2</sup>-es mintavételi terület a faállomány (élő és holt fák minőségi és mennyiségi viszonyai), a légyszárú szint, a termőhely és a kiemelt biológiai jelentőséggel bíró mikroélelőhelyek leírásnak helyszíne. A plot közepén koncentrikusan elhelyezkedő 30 m<sup>2</sup> nagyságú szubplotban a cserjék és a fatermetű fászfárúak újulatának felvételezése történik. Két szomszédos mintavételi pont közötti útvonal környezete jelentette a mintavételi szakaszt, ahol többek között termőhelyi vonatkozású mikrohabitatok, valamint a friss természetes bolygatások jelenlétét, illetve agresszíven terjedő idegenhonos fafajok jelenlétét rögzítettük. A fejezetben bemutatjuk a digitális terepi adatrögzítés, az adatkezelés, az adatminőség-ellenőrzés és adatelemzés kereteit biztosító rendszert is. A fejezetet a mintavételi protokollt teljes egészében tartalmazó függelék zárja.

A projekt egyik fő feladata volt a kidolgozott erdőállapot-felmérési módszertan gyakorlatban történő alkalmazása. Három északi-középhegységi tájban (Börzsöny, Mátra, Aggteleki-karszt) összesen 50 000 hektár erdő felmérése történt meg. A negyedik fejezet az erdőállapot-felmérés során gyűjtött adatokból lesűrhető alapvető információkat mutatja be. A fejezet alapvetően öt részből áll. Külön-külön bemutatásra kerül a három tájegység. Minden tájegységet leíró alfejezet tartalmaz egy rövid természetföldrajzi leírást és egy átfogó rövid jellemzést az erdőállományról az Országos Erdőállomány Adattár információi alapján. Ezt követi a saját felmérésből származó adatokra alapozott részletes leírás, ami kiterjed a faállomány összetételére, szerkezetére, az álló és fekvő holt mennyiségére, méreteloszlására és korhadtsági állapotára, a faállományoz köthető mikrohabitatokra, az újulat mennyiségére, összetételére és vadfajok általi rágottságának jellemzésére, s végül az adventív fajok elterjedtségére. A bemutatást egyrészt a tájegységi adatokat összefoglaló táblázatok és grafikonok, valamint a térbeli elterjedést mutató térképek támogatják. A negyedik alfejezet a három vizsgált tájegység erdeinek összehasonlító értékelését tartalmazza, míg az ötödik alfejezet az erdőállapot-felmérés eredményeinek jövőbeni felhasználási lehetőségeit tárgyalja.

Az elemzésbe három terepidény alatt felmért összesen 59 616 mintapont adatai kerültek felhasználásra. Elemzéseink során egyebek közt megállapítottuk, hogy a faállomány elegyfaj-gazdagsága szempontjából mintaterületeink különböznek, aminek háttérében a természeti adottságokban a korábbi tájhasználatban és az erdőgazdálkodás jelenkori hatásaiban meglévő különbségek állnak. Az előzetes elvárásoknak megfelelően az Aggteleki-karszt erdei a leggazdagabbak. A másik végletet a Mátra erdei mutatták, ahol a mintapontok 44%-án egyáltalán nem került rögzítésre elegyfaj (vagyis a gazdálkodás szempontjából nagy jelentőséggel bíró fafajokon (bükk, gyertyán, kocsánytalan tölgy és csertölgy) felüli őshonos fafaj).

A faállomány-szerkezet változatosságát a záródásviszonyokkal és a különböző vastagságú törzsek reprezentáltságával írtuk le. Adataink alapján kimutatható mind az intenzív erdőgazdálkodás hiányának (pl. Aggteleki-karszt egyes részei), mind a kiterjedt intenzív természetes bolygatásoknak (Börzsöny, Mátra), valamint a folyamatos erdőborítás kialakítására törekvő erdőgazdálkodásnak (Királyréti Erdészet) a szerkezeti változatosságot növelő hatásai. Fontos megjegyezni, hogy 50 cm-nél nagyobb átmérőjű, idős törzsek összességében mindhárom tájegységénél hiányoznak a mintapontok kb. kétharmadából, és főként a kultúrhatásokkal fokozottabban érintett hegységperemi területeken találhatóak igen kis mennyiségben. Míg az álló holtfa és facsonk szempontjából a Börzsöny szegényebbnek mutatkozott, fekvő holtfa ellátottságban markáns eltérések nem mutathatók ki a vizsgált területek közt. Azonban lényeges, hogy az 50 cm feletti vastag álló holtfák és facsonkok mindenhol egyformán hiányoznak. Az élőfán és holtfán elhelyezkedő, a másodlagos odúlakók számára kiemelten fontos faodvak gyakorisága mindhárom tájegységben rendkívül alacsony, hasonlóan a xilofil élőlénycsoportok szempontjából fontos mikrohabitatok számához, ami erősen függ az egyes állománytípusoknak a zonális erdők rendszerében való elhelyezkedésétől, illetve az egyes állományok peremterületektől, településektől vett távolságától. Az újulat vizsgálatának talán legfontosabb eredménye annak kimutatása, hogy a területek nagyon nagy részéről (Börzsöny 37%, Mátra 44%, Aggteleki-karszt 49%) szinte teljesen hiányzik mind az alacsony (50 cm-nél alacsonyabb, mind a magas (50 cm feletti) újulat, s a hol van ott is jelentős vadhatással érintett. Az adventív fajok vizsgálata azt mutatta, hogy az akác mindhárom mintaterületen, a közönséges dió Aggteleken, a bálványfa pedig a Börzsönyben követel magának kiemelt figyelmet.

Végezetül fontos kiemelni, hogy ilyen volumenű és minőségű erdőállapot-felmérést nem lehetett volna elvégezni a terepmunkát sokszor nagyon nehéz körülmények között végző terepi felmérők áldozatos munkája nélkül, akiket ezért ezen a helyen is külön köszönet illet.

## Summary

The first part of the book focuses on the results of the mapping carried out during three field seasons through the implementation of the forest state assessment methodology facilitating the research project “Multi-purpose assessment serving biodiversity conservation in the Carpathian region of Hungary”, supported within the framework of the Swiss-Hungarian Cooperation Programme.

The first chapter provides a short summary of the possible interpretation of forest naturalness and “forest merit” and some of the conceptual and practical problems of their assessment/evaluation. We give a brief introduction of the methodology of the “TER-MERD” project, the most important antecedent of the methodology developed and used during the project, in addition to some important conclusions drawn from it.

The second chapter focuses on the potential use of data obtained by remote sensing in forestry. It provides an overview of the properties of data created via remote sensing, the possibilities and methods of processing and the types of information gained through reviewing the international literature on the set of devices only used in a limited extent in the

domestic practice. The main part specifically focuses on its use in forestry while introducing the sensors worth examining when choosing the types of basic data, and it provides a structured overview on what tasks each type of recording can serve. The main part also discusses the potential use of high resolution aerial photos, passive satellite imagery, hyperspectral images, laser scanning and radar technology.

The chapter introduces the basic steps of processing and analysing the data obtained by remote sensing and reviews a few analytic methods relevant from the aspect of forestry application. A subchapter is dedicated to the possibilities of determination of certain stand properties via remote sensed data. The possibilities of thematic mapping of canopy closure and forest types are also mentioned, as well as methods for determining some relevant stand characteristics (tree species, biophysical parameters, state of health, canopy size, stem number, DBH (diameter at breast height), timber volume, biomass, age). The brief case studies at the end of the chapter demonstrate the actual areas of use through domestic examples.

One of the main tasks of our project was to develop a new forest state assessment methodology that facilitates an extensive and accurate assessment of the surveyed areas' forests. The third chapter provides a detailed introduction of said methodology. The methodology touches upon several, variables not been analysed in previous surveys, hence it is able to provide opportunities for versatile and biologically relevant assessment. The state assessment of mostly natural forests in Natura 2000 areas supports the execution of planning and monitoring in forestry and nature conservation.

The basis of the methodology presented is that instead of on-site mapping, it uses a systematic grid to assign the sampling areas in order to conduct data collection covering many variables and therefore enables the execution of an extensive data analysis and mapping in the future, satisfying various needs. The grid with a node every 100x100 meters covers the whole area surveyed, resulting in one sampling plot on each hectare. On certain parts of the study area (units with severe disturbance in the past, certain specially protected areas, forest reserves) we condensed the grid to 70.71x70.71 m and 50x50 m (2 and 4 plot/ha). A 500 m<sup>2</sup> sampling area (12.62 m diameter) on the grid nodes serves as the plot of the description of the stand (qualitative and quantitative properties of living and dead trees), the herb level, the site and the microhabitats with outstanding biological significance. Regrowth of shrubs and trees is recorded in the 30 m<sup>2</sup> subplot, a concentric circle in the middle of the plot. The environmental conditions of the route between two sampling plots was identified as the sampling transect, where among other factors, the site-related microhabitats, recent natural disturbances and the presence of aggressively spreading invasive species were recorded. The chapter introduces system facilitating digital field data recording, data processing and data analysis. The chapter ends with an annex containing the sampling protocol in its entirety.

One of the main objectives of the project was the application of the forest assessment methodology in practice. 50 000 ha of forest was surveyed in three mountains (Börszőny, Mátra, Aggtelek karst) of the Chain of the Northern Medium Mountains. Chapter 4 describes the basic information gained from the data collected during the forest state assessment. The chapter is basically divided into five parts. All three regions are introduced separately. Subchapters describing the areas include a brief geographical description and a

short and comprehensive description of the forests, based on information available in the National Forestry Database. This is followed by a detailed description based on data from own surveys, covering the composition and structure of the tree stands, the quantity of standing and lying dead trees, size distribution and the extent of decay, microhabitats relying on the tree stand, the amount and composition of regrowth, browsing effect of game and the incidence of adventive species. The description is supported with charts and graphs summarizing the data on each region and the maps representing spatial distribution. Part 4 gives a comparative evaluation of the forests of the three examined regions, whereas Part 5 briefly summarizes the possible future applications of the collected data.

Data from 59 616 sampling plots were surveyed during three field seasons and used for the analysis. During our analysis we concluded that the sampling areas differed in the amount of admixed tree species which could be explained by the differences in natural properties, previous land use and forest management. As previously expected, the forests of the Aggtelek karst were the most diverse. The forests of the Mátra hills were on the other end of the scale, where no admixed species (in other words, native tree species other than the most significant species from a management-perspective (beech, hornbeam, sessile oak, Turkey oak)) were recorded on 44% of the sampling plots. Diversity of the stand structure was described through the extent of canopy closure and the representation of tree stems with different diameter. Our data reveals the effects of the lack of intensive forest management (i.e. certain parts of the Aggtelek karst), extensive and intensive natural disturbance (Börzsöny, Mátra) and forest management aiming for continuous cover forestry (Királyrét Forest Directorate) on structural diversity. It is important to mention that older trees with an above 50 cm diameter are basically missing in all three areas from two thirds of the sampling plots and are only present in very small amounts in mountain periphery largely affected by cultural effects. While the Börzsöny area turned out to be poor in standing dead trees and snags, there is no significant difference between the surveyed areas regarding FWD and CWD.

However, it is important to mention that both standing dead with diameter above 50 cm and snags are equally absent from every area. The frequency of hollows on living and dead trees, extremely important for secondary cavity dwelling species is remarkably low in all three areas, similarly to the number of microhabitats important for xylophilous groups, which mainly depends on the position of each stand type within the frame of zonal forests and their distance from peripheral areas and settlements. Probably the most important result from the examination of regrowth is the realization that both short (below 50 cm) and high (above 50 cm) regrowth is mostly missing from the majority of the examined areas (Börzsöny 37%, Mátra 44%, Aggtelek karst 49%) and even if it is present, it is affected by game. The survey of the adventive species revealed that black locust (*Robinia pseudoacacia*) in all three areas, common walnut (*Juglans regia*) in Aggtelek and tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Börzsöny need to be examined with special attention.

Finally, we have to emphasize that forest state assessment of this volume and quality could not have been accomplished without the assistance of the field surveyors often having to perform fieldwork in extremely difficult circumstances, so we owe a special thanks to them.

## I. ELMÉLETI, MÓDSZERTANI FELVEZETÉS

STANDOVÁR TIBOR<sup>1</sup>, SZMORAD FERENC<sup>1</sup>,  
KELEMEN KRISTÓF<sup>1</sup>, KENDERES KATA<sup>1</sup>

*<sup>1</sup> Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet, Növényrendszertani, Ökológiai és  
Elméleti Biológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c.*

Ebben a fejezetben elsőként az erdőállapot-felmérést megalapozó fogalmakról, módszertani előzményekről adunk rövid áttekintést. Tárgyaljuk az erdőtermészetesség értelmezésének nehézségeit, illetve bemutatjuk a továbbiakban követett megközelítést. A projekt előzményei közül bemutatjuk és röviden értékeljük a TERMERD projekt módszertanát.

Kulcsszavak: természetesség, eredetiség, természetes bolygatás, TERMERD projekt

## I.1 AZ ERDŐTERMÉSZETESSÉG, „ERDŐJÓSÁG” FOGALMA, ÉRTELMEZÉSI MÓDJAI AZ ÉSZAKI MÉRSÉKELT ÖV ÜDE LOMBERDEINEK TÜKRÉBEN

Hétköznapi megfogalmazásban mondhatjuk, hogy mérsékelt övi lombhullató erdeink természeti értékeit úgy tudjuk a legjobbban megvédeni, ha megőrizzük, illetve minél teljesebben helyreállítjuk az érintett erdők természetességét. Egy felületes olvasó akár meg is nyugodhatna ebben, de aki kicsit is kritikusabban gondolkodik, az feltenne egy-két ártatlannak tűnő kérdést: *Pontosan milyen is a természetes erdő? Mik a természetesség kritériumai? Hogyan viszonyul a természetesség a természetszerűséghez?* És még hosszan sorolhatnánk a hasonló kérdéseket.

Tudományos igényű választ nagyon nehéz adni. Először nézzük a nehézség néhány forrását, majd a továbbiakban követett gondolati keretet.

Akár ökológusról, akár erdőmérnökről, akár természetvédelmi szakemberről van szó, a természetes erdőről alkotott elképzelést számos tényező befolyásolja:

- ismereteink döntő része sok évszázada, esetenként pár évezrede több-kevesebb emberi hatás alatt álló erdőkből származik, vagyis hiányzik a természetes referencia, hiszen nincs vagy csak alig van olyan maradvány előfordulás, ahol a természeti folyamatok érvényesülését valamikor a történelem során ne írta volna felül valamilyen – gyakran drasztikus – emberi beavatkozás;
- erdőszemléletünk szakmafüggő, vagyis előképzettségünk, tapasztalataink és ellátott feladatunk mind befolyásolják, hogy mit is tartunk fontosnak: van aki elsősorban csak a fásszárúakat és például a nagytestű növényevőket látja, míg másoknak a ritka, veszélyeztetett növény- és állatfajok előfordulási helyeire élesedett a látása;
- napjainkig ható az a korábban az ökológia tudományában is meghatározó – a természetes életközösségekről elég statikus képet festő – felfogás, aminek legközismertebb, metafora-szerű megfogalmazása a „biológia egyensúly”, miszerint egy területre jellemző környezeti (klimatikus, geológiai, talajtani) feltételrendszer mellett „...*a helyi adottságoknak megfelelő állat- és növényvilág ezen belül a fajoknak és egyedeknek bizonyos egyensúlya alakul ki, melyet az egyensúlyt meghatározó erők véletlen változása megbonthat, de amely ilyen esetben magától helyreáll*” (Biológiai lexikon I. 286. o.).

Induljunk ki abból, hogy a lehető legjobb, legtermészetesebb referenciánk az őserdő. De mit is jelent pontosan az, hogy őserdő? Abszolút értelemben vett őserdő, vagyis minden közvetlen és közvetett emberi hatástól mentes erdő már nem létezik a Földön. De fontos felismernünk, hogy kérdéseink, feladataink



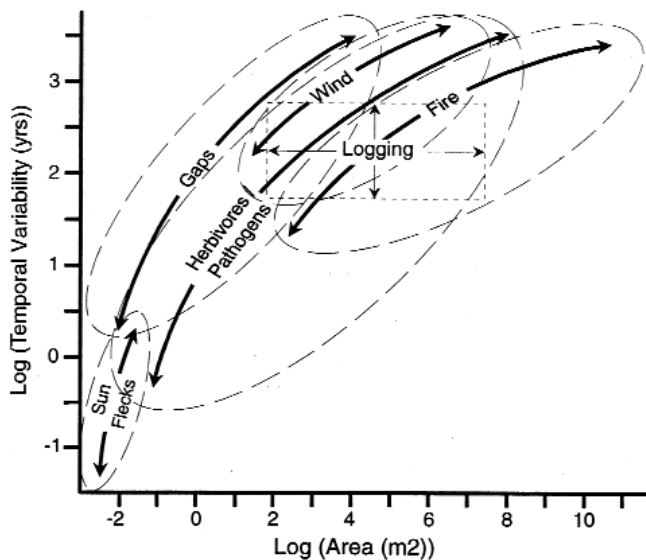
szempontjából ennek nincs is olyan nagy jelentősége. Mert nem az lényeges, hogy végeláthatatlan terminológiai vitákat folytassunk a nemzetközi szakirodalomból ismert „*virgin forest*”, „*urwald*”, „*primeval forest*” fogalmak pontos definíciójáról. Az sem igazán perdöntő, hogy egy-egy esetben az adott erdőre melyik címke milyen mértékben „húzható rá”. Sokkal fontosabb, hogy olyan erdőt tekintsünk referenciának, amelyik: *i*) elsődleges, vagyis a modern kori intenzív emberi tájhasználat megjelenésekor és azóta folyamatosan dokumentáltan erdő volt (ancient woodland); *ii*) a természeti folyamatok hosszú ideje szabadon működhetnek benne, így kialakulhatott az őserdő-szerű szerkezet (old-growth forest); *iii*) felépítésében döntően őshonos fajok játszanak szerepet.

Ugyanakkor fontos tisztáznunk, hogy miképp határozhatjuk meg a természetesség fogalmát, hiszen ideális esetben ezen alapulnak olyan állandóan használt fogalmaink mint a „természetközeli állapotú erdők” vagy a „természetközeli erdőgazdálkodás”. Sajnos el kell ismerni, hogy nincsen szakmai konszenzussal elfogadott definíció, erre vezethetők vissza az erdész szakmán belül az utóbbi két évtizedben a magyarországi erdők természetességi állapotáról lezajlott, esetenként több érzelmi, mint szakmai muníciót felvonultató, gyakran meddő viták, de az ökológusok elképzelése is hasonlóan diverz. A továbbiakban a természetességi állapotot biológiai – s azon belül az ökológia tudományának ismeretein alapuló – kritériumok szerint értelmezzük, követve George Peterken híres könyvének (PETERKEN 1996) megközelítésmódját. Ő az emberi hatások hiányán keresztül ragadja meg az erdők természetességét, tehát a zavartalan fejlődés hatására kialakult erdőt tekinti természetesnek. Eszerint a természetesség nem feltétlen jár együtt az „őserdőséggel”, mert egy hosszú ideje közvetlen emberi hatásoktól mentesen fejlődő, akár másodlagos erdő a természetesség több jegyét hordozhatja, mint egy elsődleges, de rendszeresen – és a természeti folyamatokkal kevésbé együttműködő módon – kezelt erdő. Azt is hangsúlyozni kell, hogy a természetesség sokkal többet jelent a faállomány összetételének természetességénél. Hiába áll kizárólag termőhelyén álló őshonos fafajokból egy erdő, természetességi állapota akkor is lehet nagyon rossz, ha nem tudnak kialakulni a természeti folyamatok uralta erdőre jellemző szerkezeti elemek, s ha mindezek miatt a természetes erdőre jellemző folyamatok nem megfelelően működnek.

Mások – a természetesség fogalmának értelmezési nehézségei miatt – bevezették az „autenticitás” (eredetiség) fogalmát (DUDLEY és mtsai 1993, DUDLEY 1996). Ennek négy fontos eleme van: összetétel, térbeli mintázatok, funkciók és folyamatok.

Látható, hogy mindkét megközelítés a természet folyamatainak szabad érvényesülését és az e folyamatok által kialakított jellemzők meglétét tekinti a





I.1. ábra: Bolygatások a tér- és időbeli skálán (SPIES és TURNER 1999)

természetesség kritériumának. A továbbiakban mi is ezt követjük. A fentiek elfogadásából az is következik, hogy a természetesség egy folytonos változóként fogható fel a 0% természetességtől a 100% természetességig, bár mindkét véglet szinte elérhetetlen.

A természeti folyamataiban nem zavart erdők egyik jellegzetessége az ún. természetes bolygatások érvényesülése. A téma úttörő kutatóinak meghatározása szerint: „*Bolygatásnak nevezünk minden olyan térben és időben viszonylag elkülöníthető eseményt, ami szétrombolja az ökoszisztéma, a társulás vagy a populáció szerkezetét, megváltoztatja a tápanyagforrások és megtelepedési helyek hozzáférhetőségét vagy a fizikai környezetet.*” (WHITE és PICKETT 1985). A bolygatás eredete szerint egyaránt lehet abiotikus (pl. szél, hó, jég, tűz, árvíz, földrengés, vulkánkitörés) és biotikus (pl. gomba- és rovarkártevő vagy ökoszisztéma mérnök állatfaj). Kiterjedését tekintve, amint az I.1. ábra mutatja, a természetes bolygatások különböző formái az idő- és térbeli skála rendkívül széles tartományában jelentkezhetnek. Minden egyes területre a természetes bolygatások egy sajátos együttese (féleség, súlyosság, gyakoriság, térbeli kiterjedés), egy **bolygatási rendszer** jellemző, ami függ az éghajlati, geológiai, domborzati és talajtani viszonyoktól ugyanúgy, mint az adott helyen éppen jellemző társulás állapotától.

Az erdőt érő bolygatásra, legyen az egyetlen fa kidőlése, vagy több száz hektár leégése, a természet megfelelő válaszokkal rendelkezik. A nagy területet érintő súlyos bolygatás az eredeti faállományt jórészt megsemmisíti. Ilyen ese-

tekben beszélhetünk a másodlagos szukcesszió megindulásáról, ami erdő klímazónában előbb vagy utóbb, de zárt erdő kialakulásához vezet, méghozzá jól érzékelhetően eltérő állapotokon keresztül. Ha egy erdőállományt hosszú ideig nem ér komolyabb külső bolygatás, akkor az uralkodó fák egyéni élete (növekedése, öregedése és elhalása) lesz a változások motorja, a társulások mintázatát, összetételét a domináns életformák egyedeinek regenerációs ciklusa határozza meg (STANDOVÁR 1996). A különböző intenzitású és térbeli kiterjedésű bolygatások után más-más biológiai tulajdonság-együttessel rendelkező fajok tudnak sikerrel megtelepedni vagy jutnak versenyelőnyhöz. Éppen ezért az erdei biodiverzitás megőrzése iránt elkötelezett szereplők – legyenek kutatók, természetvédelmi szakemberek vagy erdőgazdálkodók – tevékenységét az adott térségben jellemző bolygatási rendszerek és természetes társulásdinamikai folyamatok ismeretére alapozva kellene megtervezni és végrehajtani. Ez jelentené a szakirodalomban elterjedt **természetes bolygatás paradigma** (HUNTER 1999, LINDENMAYER és FRANKLIN 2002, ANGELSTAM és mtsai 2004) következetes érvényesítését: *„Az erdei biodiverzitás eredeti elemei a természetes bolygatások kialakította élőhelyszerkezeti elemekhez, s ezek több léptékben jellemző mintázataihoz adaptálódtak. Sikeres megőrzésük e szerkezeti elemek és mintázatok minél teljesebb megőrzésén és/vagy rekonstrukcióján kell alapuljon. Ehhez minél több szempontból és minél teljesebben a természet folyamatait kell „leutánozni”.”*

A fentiekből egyértelműen következik, hogy alapos tudással kell/kellene rendelkezni az érdeklődésünk tárgyát képező erdőterületek erdeinek természetes összetételéről, szerkezetéről működéséről, a jellemző bolygatási rendszerről. E látszólag egyszerű kíváncságnak ugyanakkor csak nagyon korlátozottan tudunk megfelelni, éppen a fent említett, szemléletünket befolyásoló tényezők miatt. Az évezredekre visszanyúló emberi tájhasználat az igazi referenciákat megszüntette, a túl statikus leíró tudományos megközelítés miatt pedig épp a kritikus működésről tudunk keveset, illetve a közösségek összetételéről alkotott elképzelésünk potenciálisan nagyon merev keretek közé szorítja az erdei életközösségről való ismereteinket. Mindezek miatt kiemelt jelentősége van minden olyan kutatásnak, ami ezeket a hiányosságokat igyekszik orvosolni.

Közép-Európa, s azon belül a Kárpát-medence domb- és hegyvidéki erdei közül a bükkösökre vonatkozóan rendelkezünk még a legjobb ismeretekkel, részben azért, mert itt a legkevésbé „elrontott” a természetes referencia. A bükkösök természetes dinamikájára vonatkozó kutatások (STANDOVÁR és KENDERES 2003) eredményei azt mutatják, hogy ezen üde lomberdők jellemző bolygatási rendszerében döntő szerepe van az általában egyszerre nem túl nagy területeket érintő, szél, jég, esetenként biotikus hatások (pl. gomba) okozta nem túl intenzív

bolygatásoknak. Ezek eredményeképp egy finom térléptékben mozaikos, a néhány fa kidőlésével keletkezett foltokon kialakuló erdőfejlődési fázisok sajátos dinamikus egyensúlyban levő mozaikjaként írták le ezeket az erdőket. Újabb, dendrokronológiai elemzéseket is alkalmazó vizsgálatokkal ugyanakkor azt is kimutatták, hogy a néhány évtizedes vizsgálatok alapján kvázi egyensúlyban levő erdők múltjában rendszeresen felléptek közepes erősségű és a finom léptékű, a lékdinamika foltméretét meghaladó területeket érintő bolygatások (NAGEL és mtsai 2014). Az alacsonyabb térszínnek régebb óta és intenzívebben használt – inkább tölgyek dominanciájával jellemezhető – erdeivel kapcsolatos tudásunk sokkal korlátosabb.

Mindezek alapján érthető, hogy nincs könnyű dolga annak, akinek egy-egy terület erdeinek természetességével, „jóságával” kapcsolatban kell véleményt nyilvánítania, illetve annak se, aki felelős döntéshozóként meg kell határozza az erdők biológiai szempontokat is figyelembe vevő kezelésével kapcsolatos célokat, szabályozókat.

## I.2 AZ ERDŐTERMÉSZETESSÉG ÉRTÉKELÉSE

Ennek a bevezető fejezetnek nem célja, hogy részletes áttekintést adjon az erdőtermészetesség eddigi hazai és külföldi vizsgálatairól. Röviden annyit azért itt is meg kell említeni, hogy az erdőtermészetesség vizsgálatára eddig ismert próbálkozások alapvetően két csoportba sorolhatók. A **hemeróbia vizsgálatok** az emberi hatások erőssége alapján minősítik az erdők állapotát, vagyis esetükben nincs természetes referencia. Az erdők természetességének-leromlottságának megállapítására irányuló eddigi legnagyobb ilyen vállalkozás az 1993–1997 között zajlott ausztriai hemeróbia-projekt, amely Ausztria teljes erdőterületének (3,88 millió hektár) természetességi állapotát volt hivatott rögzíteni (GRABHERR és mtsai 1998). Hazánkban is számos ilyen próbálkozás történt. A **természetességi mutatók** alkalmazásakor egy természetes referenciától vett eltérés mértékét minősítjük és/vagy kvantifikáljuk (WINTER 2012). Ilyen munkának tekinthető a Németországban végrehajtott erdőtermészetesség-becslés, amely az erdei élőhelyterképezési program része. Svájcban az erdők természetességének vizsgálatára a 2. országos erdőleltár (1993–1995) keretében került sor. Magyarországi előzmények közé sorolhatók az Állami Erdészeti Szolgálat és az Erdészeti Tudományos Intézet munkatársai által megtett kezdeti lépések.

Projektünk szempontjából a legjelentősebb hazai előzmény a TERMERD projekt volt, amelyet a továbbiakban kicsit részletesebben bemutatunk.

### I.2.1 TERMERD projekt: A magyarországi erdők természetességének vizsgálata

A TERMERD projekt célja a magyarországi erdőállományok természetességi állapotának részletes felmérése és értékelése volt. A kutatás szervesen illeszkedett a természetes folyamatokra alapozott erdőgazdálkodási módszerek minél kiterjedtebb alkalmazását, valamint a hazai erdők természetességi állapotának megőrzését és javítását sürgető, az ezredforduló előtti években felerősödött szakmai törekvések sorába. Sikeres pályázati előzményeket követően a felmérések tervezése, lebonyolítása és az eredmények kiértékelése 2002–2005 között zajlott.

A TERMERD projekt a magyarországi erdők természetességének becslését egy olyan módszer alkalmazásával tervezte, ami megfelelt az alábbi elvárásoknak:

- az alkalmazott természetességi mutató az erdőtermészetesség folytonos skálán történő értelmezését teszi lehetővé;
- az eredmények országosan reprezentatív mintavételen alapulnak;
- az erdőtermészetesség értékelése több természetességi kritériumot (faállományra, cserjeszintre, gyepszintre, újulatra, vadhatásra, termőhelyre vonatkozó) leíró indikátor kvantitatív felhasználásával történik.

A TERMERD projekt fontos sajátossága volt, hogy a felmérési protokoll és az értékelési módszer kidolgozását egy kilenc főből álló, erdőmérnök és ökológus szakembereket vegyesen (szinte fele-fele arányban) tartalmazó munkaközösség végezte. Ez teremtette meg annak lehetőségét, hogy az erdészeti gyakorlatban hagyományosan használt, és az ebből korábban hiányzó biológia/ökológiai megfontolások, értékelési szempontok egyaránt helyet kaptak a módszertanban. A projekt alapvető céljai a következők voltak:

- Az ezredforduló magyarországi erdeit jellemző természetességi állapot rögzítése;
- Az alábbi kérdések megválaszolása:
- Milyen a magyarországi erdők természetessége összességében, illetve kritérium csoportok (faállomány, cserjeszint, gyepszint stb.) szerinti bontásban?
- Milyen az erdőgazdasági tájcsoportok és tájak erdeinek természetessége?
- Milyen az egyes természetszerű erdőtársulás-csoportok és a kultúrállományok természetessége?
- Hogyan befolyásolják a természetességet a különböző gazdálkodási módok és a termőhelyi sajátságok?
- Az erdő természetesség vizsgálati módszerének fejlesztése;
- Az erdők gazdálkodásával, védelmével kapcsolatos gyakorlati ajánlások megfogalmazása.

A vizsgálat felvételi objektumai erdőállományok voltak, melyeket a gazdálkodásba vonás miatt az erdőrészetekkel lehetett azonosítani.

Mivel a vizsgálat a hazai erdők természetességének értékelését tűzte ki célul, szükség volt – a hazai erdőtípusok esetében referenciaként tekinthető – hipotetikus természetes erdőkép megfogalmazására. E nélkül a feltett kérdések (pl. „*Milyen a magyarországi erdők természetessége?*”) nem megválaszolhatók. Az őserdőkép nehéz meghatározhatósága ellenére tisztázni kellett, hogy mi a vizsgálat szempontrendszer, milyen sajátosságok milyen állapotai növelik a természetességet.

A természetességet növelő, illetve csökkentő biológiai sajátosságokat az határozza meg, hogy az erdő képe mennyire hasonlít az adott termőhelyen feltételezett természetes erdőképhez. E természetes erdőképről az volt a feltételezés, hogy emberi hatásoktól mentesen, a természetes erdődinamikai folyamatok során alakul ki. Mivel vizsgálatok alapegységei erdőrészetek (3–10 ha kiterjedésben), az eredményeket a természetes erdőkép állomány szintű sajátosságaihoz lehetett viszonyítani, vagyis a táji léptékű vonatkozásoktól el kellett tekinteni. A természetesség nem közvetlenül mutatja az erdő érintetlenségét. Ehelyett a természetesség egy olyan mesterséges, folytonos változóként került meghatározásra, amit az erdő összetételéből és szerkezeti sajátágaiból került levezetésre.

Természetességet növelő biológiai sajátosságokként értelmezhetők az alábbiak:

**A faállomány faji összetételének** természetességet növeli, ha:

- uralkodók benne az adott termőhelyre jellemző klimax fajok (de ennek hiánya nem feltétlenül csökkenti a természetességet);
- megjelennek benne az elegyfajok, amik a természetes bolygatásokhoz, illetve termőhelyi mozaikossághoz kötődnek (az elegyfajok optimális aránya termőhelyenként, erdőtípusokként és szukcessziós stádiumonként változó, esetenként uralkodók is lehetnek, pl. pionír fajok lékekben);
- az idegenhonos fajok hiányoznak;
- az őshonos, de termőhelyidegen fajok hiányoznak.

**A faállomány szerkezeti sajátosságainak értékelésekor** feltételezhető, hogy természetes viszonyok között szinte az összes hazai erdőtársulásban a faállomány folyamatos borítása melletti lékdinamika uralkodik, a homogén korszerkezetet kialakító tűz, szélöntés stb. által meghatározott természetes erdőtársulások nálunk igen ritkák. Természetesen a bolygatások mértéke és léptéke, valamint ebből adódóan a faállomány szerkezete erdőtípusonként eltérő lehet. Ennek ellenére általánosan megfogalmazható, hogy a természetességet növeli, ha:

- az élő fák vegyes kor- és méreteloszlást mutatnak;
- az élő fák között jelen vannak az állomány koránál jóval idősebb faegyedek, facsoportok;
- az élő fák között jelen vannak több száz éves famatuzsálemek;
- az élő fák alakja változatos, az állományban ferde, villás stb. alakú fák is jelen vannak a sudár fák mellett;
- az élő fák között vannak száradó és odvas fák;
- a felső lombkoronaszint nem teljesen zárt, abban kisebb-nagyobb lécek jelennek meg;
- a holt faanyagban megtalálhatók álló holt fák, facsonkok;
- az álló holt fák között vannak vastag facsonkok, kiszáradt fák (felső lombkoronaszint egykori idős egyedei) az alászorult vékonyabb faegyedek mellett;
- az erdő talaján fekvő holt faanyag található;
- a fekvő holt faanyagban nem csak letört ágak, hanem vastagabb törzsek is megjelennek;
- a holt faanyagban a korhadás minden stádiuma egy időben megtalálható.

**A cserjeszint faji összetételének** természetességet növeli, ha:

- jelen vannak az adott erdőtípusra jellemző cserjefajok, melyek közt nincs aránytalan eltolódás valamely faj javára;
- az idegenhonos, illetve termőhelyidegen cserjefajok hiányzanak.

**A cserjeszint szerkezeti** természetességét növeli, ha:

- a cserjék között több kor- és méretosztály jelenik meg;
- a cserjeszint borítása a biotikus és abiotikus feltételeknek megfelelően térben heterogén (pl. lécekben, fellazult foltokban borítása megnő);
- a cserjeszintben nem figyelhető meg a vad drasztikus rágásának nyoma.

**A gyepszint (beleértve a mohaszintet is) faji összetételének** természetességet növeli, ha:

- a gyepszintben a legnagyobb borítással az adott erdőtípus természetes megfelelőjére jellemző uralkodó fajok jelennek meg;
- jelen vannak az adott erdőtípus természetes megfelelőjére jellemző kísérő fajok;
- jelen vannak a természetes faállomány-szerkezeti elemekhez (pl. korhadéklakók) és speciális mikrohabitatokhoz (pl. sziklakibúváások) kötődő specialista fajok;
- alacsony az emberi eredetű bolygatás következtében megjelent, illetve ahhoz alkalmazkodott fajok aránya;

- hiányoznak az idegenhonos fajok;
- az invázióra képes fajok tömegessége kicsi.

**A gyepszint (beleértve a mohaszintet is) szerkezeti természetességét növeli, ha:**

- a domináns fajok nem csak nagy homogén foltokban, hanem keverten fordulnak elő;
- a fajok tömegviszonyai egyenletesek, jelentős a közepesen gyakori fajok aránya;
- a gyepszintben nem figyelhető meg a vad rágásának drasztikus (a gyepszint fajait stresszelő) nyoma.

**Az újulat összetételének természetességet növeli, ha:**

- az erdőben található újulat;
- az újulatban az állományalkotó (uralkodó) és elegyfajok egyaránt megtalálhatók;
- az újulatban az idegenhonos fajok hiányzanak.

**Az újulat szerkezeti természetességét növeli, ha:**

- az újulatban több korosztály is képviselteti magát;
- az újulat térben foltosan jelenik meg;
- az újulat alakjában nem jelennek meg a vad rágásának nyomai (csúcsrüggy-rágott példányok stb.).

**A termőhely természetességet növeli, ha:**

- az erózió mérsékelt, a természetes viszonyoknak (a domborzati viszonyoknak, a természetes vegetáció zártágának) megfelelő, emberi hatások azt nem erősítik;
- az uralkodó humuszforma a természetes vegetációnak megfelelő;
- a talaj tömörítését, a talajrétegek keveredését előidéző mesterséges hatások nem érvényesülnek;
- a talajfelszín épségét csak természetes hatások (pl. a megfelelő létszámú vadállomány, gyökértányérok) sértik;
- a talajvíz-háztartás jelentős (a vegetációt befolyásoló) mértékben nem változott meg;
- megfigyelhetők természetes állapotú sziklakibúvások, vízmosságok, források, lefolyástalan mélyedések, stb.

A vizsgálatok az ország teljes területét érintették, a mintavételezés alapjául az akkor hatályos erdőtörvény (1996. évi LIV. tv.) szerint erdőtervezett erdőállományok szolgáltak. A mintavételezés alapegysége az erdőgazdálkodás



nyilvántartási, tervezési és gazdálkodási egységeként kezelt erdőrészlet volt. A felmérés és kiértékelés ennek megfelelően egy poligon-alapú rendszer keretében történt (BARTHA és mtsai 2003, BÖLÖNI és mtsai 2005, ASZALÓS és mtsai 2007)

A minták kiválasztására rétegezett random mintavételezéssel került sor. Ehhez az országos erdőállomány-adattárban rögzített erdőrészleteket fafajösszetétel alapján előzetesen három főtípusba (természetszerű erdők, átmeneti erdők, kultúrerdők) sorolták. A főtípusokhoz rendelt erdők területi aránya és a főtípusokon belüli állománytípusok becsült száma alapján a főtípusokhoz súlyszámokat rendeltek (természetszerű erdők=6, átmeneti erdők=4, kultúrerdők=1), mely súlyszámok alapján került kiosztásra az előzetesen megcélzott mintaszám (3 000 erdőrészlet).

A mintaterületekre (kizárólag szakértői besorolással és becsléssel) felvett erdőállapot-leíró változók (indikátorok) a lombkoronaszint, a cserjeszint, a gyep-szint, az újulat, a holtfa ellátottság, a vadhatás és termőhely állapotát, helyzetét, mértékét rögzítették. A felvett adatok között a korábbi értékelő-leíró rendszerek által preferált kompozíción alapuló jellemzők mellett jelentős hangsúlyt kaptak az erdőszerkezetre vonatkozó jellemzők. Az adatlapokra a változók átlagértékei kerülnek, az állományokon/poligonokon belüli változatosság (néhány „range” jellegű indikátort leszámítva) az értékelésben nem jelenik meg. Az adatlapon szereplő érdekesebb változók és a kapcsolódó skálák az alábbiak szerint listázhatók:

- (A2) Az 5% alatti elegyarányú természetes elegyfák aránya (%)
- (A6) Korosztályok száma (az állomány jól láthatóan kb. egy korosztályból / két, egymáshoz közeli korosztályból / két, egymástól távoli korosztályból / három vagy több egymáshoz közeli korosztályból / három vagy több egymástól távoli korosztályból áll)
- (A9) 50%-os záródás alatti foltok jelenléte (igen / nem), kiterjedése (<20% / >20%)
- (A11) Az állomány záródás szerinti mozaikossága (nagyszámú, eltérő záródású állományfolt / néhány nagyobb kiterjedésű, eltérő záródású folt / azonos záródásértékek az erdőrészlet területén)
- (A13) A faállomány szintezettsége (egy / kettő / három vagy több)
- (A14) A lombkoronaszint és cserjeszint kapcsolata (jellemzően összefolyik / helyenként összefolyik, nem folyik össze)
- (A15) Idős fák mennyisége részletenként (hiányzik / 1–5 db / 6–20 db / 21 db felett)
- (A18) Lábon álló holt fák, facsonkok ( $\varnothing > 5$  cm) egyedszám aránya (%)

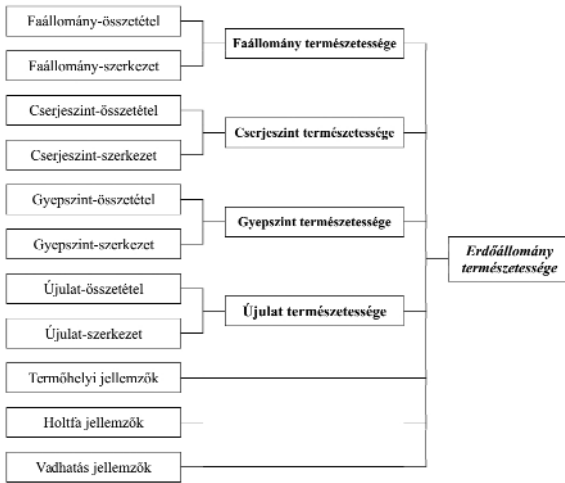


- (A19) 30 cm-nél nagyobb átmérőjű álló holt fák, facsonkok száma a részletben (db)
- (A20) Földön fekvő holt faanyag ( $\varnothing > 5$  cm) borítása (<1% / 1–5% / >5%)
- (A21) A holt faanyag korhadtsági állapota (egyenletes / elsősorban kemény, kevésbé korhadt / elsősorban puha, erősen korhadt)
- (A22) Földön fekvő vastag ( $\varnothing > 30$  cm) holt fatörzsek száma részletenként (db)
- (B5) Az idegenföldi cserje- és fafajok aránya (0% / <10% / 10–50% / >50%)
- (B6) A nitrofil cserje- és fafajok aránya (0% / <10% / 10–50% / >50%)
- (C2) A gyom- és/vagy nitrofil fajok borítás aránya (%)
- (D3) Az idegenhonos újulat aránya (%)
- (E1) Hántáskár (0% / <10% / 10–50% / >50%)
- (E2) A cserjeszint rágottsága (0% / 1–20% / 21–80% / 81–100%)
- (E3) A gypszint rágottsága (0% / 1–20% / 21–80% / 81–100%)
- (E4) A túrás, taposás, kaparás, vadcsapás területi aránya (%)
- (F8) Mikroélelőhelyek száma (nincs / kevés / sok)

A természetességi állapot TERMERD-módszertan szerinti értékelése nem természetbeni mutatók, hanem az egyes indikátorokhoz rendelt pontértékek alapján történik, ahol a pontértékek kiosztásánál referenciának tekintett természetességi állapot a potenciális természetes erdőtársulás (PTE) szerkezet és fajösszetétel szempontjából is változatos, de alapvetően a vágásos erdőgazdálkodás eredményeképpen kialakult stádiuma. Az értékelőrendszer külön kalkulálja (1) az egyes indikátor-csoportok/kritériumok (faállomány-összetétel, faállomány-szerkezet, cserjeszint-összetétel, cserjeszint-szerkezet, gypszint-összetétel, gypszint-szerkezet, újulat-összetétel, újulat-szerkezet, termőhelyi jellemzők, holtfa-jellemzők, vadhatás-jellemzők) természetességét, (2) a faállomány, a cserjeszint, a gypszint és az újulat természetességét, (3) a kompozíció, a szerkezeti és a funkcionális jellemzők természetességét, valamint (4) magának az erdőrészletnek (poligonnak) az összesített természetességét. Az értékelőrendszer természetességi értékszámok gyanánt (az egyes változók többszintű súlyozását követően) 0 és 100% közötti értékeket állapít meg (I.2. ábra).

### I.2.2 Az erdőállapot-felmérés projektünkben kitűzött céljait és alapvető módszertani kereteit meghatározó tapasztalatok és megfontolások

Az I.2.1 alfejezetben bemutatott TERMERD projekt módszertanának kidolgozásában, alkalmazásában és a gyűjtött adatok elemzésében e projekt résztvevői közül Kenderes Kata, Standovár Tibor és Szmorad Ferenc is részt vett. Így közvetlen



**I.2. ábra:** A természetességi érték képzésének elvi vázlata a TERMERD projektben. Az indikátorokhoz értékszámokat rendelünk (1. szint), ezekből származtatjuk a kritériumok értékszámait (2. szint), a kritériumok értékszámából származtatjuk a kritérium-csoportok értékszámait, illetve a természetességi értékszámot (3. szint). Az 1. szintben feltüntettük a különböző kritériumokat jellemző indikátorok számát.

tapasztalatokra alapozva tudtuk mind a pozitív, mind a negatív tanulságokat levonni, s új módszertanunk kidolgozásakor kamatoztatni. A TERMERD- módszertan (hibái és korlátosságai mellett) úttörő jellegű vállalkozás volt, számos, az erdők biodiverzitás-megőrző képességével kapcsolatos változó hazai terepi alkalmazására először itt került sor először. Projektünk szempontjából a változók körének meghatározása, a változócsoportok kialakítása és az egyes változókhoz rendelt skálák egyaránt érdekesek voltak.

Céljaink és módszertanunk meghatározásakor figyelemmel kellett lennünk arra, hogy a fent bemutatott, országos értékelésre alkalmas módszertan helyett itt több térléptékben is eredményeket szolgáltató eljárásra van szükség, vagyis a mindennapi tervezési, kezelési feladatok szempontjából releváns, az erdőrészen belüli jelentkező változatosság leképezésére ugyanúgy szükség van, mint egy-egy védett terület vagy nagyobb kezelési egység állapotának értékelésére, nyomon követésére. Ebből egyenesen következett, hogy egy-egy erdő-társulás-csoport, tájegység jellemzéséhez nem elegendő néhány kiválasztott erdőrészlet terepi leírása, a célterületeket teljesen lefedő, térképezés-jellegű mintavételre van szükség. Kézenfekvő megoldásnak tűnhetett volna valamilyen vegetáció-térképezési módszer (akár cönológiai, akár egyéb alapon elkülönített

típusok szerinti) alkalmazása, az elkülönített élőhelyfoltok sok szempontú jellemzése. Viszont éppen ezen a ponton lép be az a gondolkodásunkban fontos szerepet játszó felismerés, hogy az I.1 alfejezetben is említett nehézségek miatt a „típusok” értelmezése, felismerése elvi és gyakorlati nehézségekkel terhelt. Előbbiek közül kiemelendő, hogy a gyakorlatban széleskörűen alkalmazott erdei társulás- és/vagy élőhelytípusok kapcsán felvethető a korábbi erdőhasználatokból levezethető kétely a fajösszetétel eredetiségével, természetességével kapcsolatban. Ezzel az elvi nehézséggel függ össze az a potenciális gyakorlati probléma, hogy az értelmezés esetenként meglevő bizonytalanságát a terepmunkát végző szakember személyes tapasztalatai, tudása, szemlélete alapján egyénileg oldja fel. Ez a szubjektív hatás viszont kerülendő minden olyan felmérésben, amit sok terepi felmérő végez, s aminek időbeli megisméltése is a tervek között szerepel.

Mindezek, valamint a III.1 alfejezetben röviden érintett irodalmi tájékozódás tapasztalatai vezettek oda, hogy a kevés szempont alapján, terepen eldöntendő típusok térképezése helyett egy sűrű, egyenletes lefedést biztosító, szisztematikus mintavételi keret mellett döntöttünk, ami lehetővé teszi a térben rögzített pozícióban történő, sok változóra kiterjedő, pontszerű adatrögzítést. Az adott célokhoz rugalmasan illeszthető, igény szerint több térléptékben végezhető térképezési/elemezési feladatok így az adatfeldolgozás fázisba kerülnek.

Az előzetes tervekből levezethető mintaméret (minimum 50 000 mintavételi pont), s az ebből előrevetíthető adatkezelési feladatok nagyságrendje egyértelműen a digitális adatrögzítés lehetőségének biztosítását tette szükségessé. A digitális adatrögzítés és adatkezelés megteremtette a feltételeit a mintavételbe integrált dokumentumfotók készítésének, ami az adatellenőrzés és értelmezés munkáját rendkívüli mértékben segítette.

Meggyőződésünk szerint az ilyen alapokra épített, a III. fejezetben részletesen bemutatásra kerülő erdőállapot-értékelő rendszer jó alapot szolgáltat középhegységi erdeink állapotának biológiai szempontú értékeléséhez, s ezen keresztül hasznos adatokkal támogathatja az erdők kezelésével kapcsolatos tervezési munkákat. Potenciális lehetőséget biztosít az erdők természetességében, biológiai szempontú „jóságában” vagy a ma még nem kellően pontosan definiált természetvédelmi helyzetében történt időbeli változások lekövetésére. A kidolgozott rendszer biztosította rugalmasság különösen előnyös egy olyan korban, amikor részben a globális klímaváltozásra adott biológiai válaszok, részben az ezzel akár összefüggésben levő változások az erdőkezelési módjában eddig nem felismert, elkülönített erdőállapotok kialakulásához vezethetnek.

## IRODALOMJEGYZÉK

- ANGELSTAM, P., DÖNZ-BREUSS, M. és ROBERGE, J. M. (szerk.) (2004): *Targets and Tools for the Maintenance of Forest Biodiversity*. – Ecological Bulletins 51. Blackwell Science, Oxford, 512 pp.
- ASZALÓS, R., BARTHA, D., BODONCZI, L., BÖLÖNI, J., KENDERES, K., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T., SZMORAD, F. és TÍMÁR, G. (2007): *A magyarországi erdők természetessége*. – WWF Magyarország, Budapest, 44 pp.
- BARTHA, D., BÖLÖNI, J., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T., SZMORAD, F. és TÍMÁR, G. (2003): *A magyarországi erdők természetességének vizsgálata*. – Erdészeti Lapok CXXXVIII(3): 73-75.
- 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 I. Kutatási előzmények és mintavételezés*. – Erdészeti Lapok CXL(5): 152-154.
- DUDLEY, N. (1996): *Authenticity as a means of measuring forest quality*. – Biodiversity Letters 3: 6-9.
- DUDLEY, N., STOLTON, S. és JEANRENAUD, J-P. (1993): *Towards a definition of forest quality: a WWF Colloquium* – WWF UK, Godalming, Surrey, 43 pp.
- GRABHERR, G., KOCH, G., KIRCHMEIR, H. és REITER, K. (1998): *Hemerobie österreichischer Waldöko-Systeme. Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms, Band 17*. – Universitätsverlag Wagner, Innsbruck, 493 pp.
- HUNTER, M. L. (ed.) (1999): *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. – Cambridge University Press, Cambridge, 698 + xiv pp.
- LINDENMAYER, D. B. és FRANKLIN, J. F. (2002): *Conserving Forest Biodiversity*. – Island Press, Washington, 351 pp.
- PETERKEN, G. F. (1996): *Natural Woodland. Ecology and conservation in Northern Temperate Regions*. – Cambridge University Press, Cambridge, 511 pp.
- NAGEL, T. A., SVODOBA, M. és KOBAL, M. (2014): *Disturbance, life history traits, and dynamics in an old-growth forest landscape of southeastern Europe*. – Ecological Applications, 24(4): 663-679.
- PICKETT, S. T. A. és WHITE, P. S. (1985): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. – Academic Press, Orlando, Florida, 472 pp.
- SPIES, T. és TUNER, M. (1999): *Dynamic forest mosaic*. In: Hunter, M. L. (ed.): *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. – Cambridge University Press, Cambridge, pp. 97.
- STANDOVÁR, T. (1996): *Növénytársulások dinamikája*. In: Mátyás, Cs. (szerk.): *Erdészeti ökológia*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 72–83.
- 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.
- WINTER, S. (2012): *Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management*. – Forestry 85: 293-304.

## II. TÁVÉRZÉKELT ADATTÍPUSOK FELHASZNÁLÁSÁNAK LEHETŐSÉGEI AZ ERDŐÁLLAPOT-ÉRTÉKELÉSBEN

TANÁCS ESZTER<sup>1</sup>, BARTON IVÁN<sup>2</sup>, BELÉNYESI MÁRTA<sup>3</sup>  
BURAI PÉTER<sup>4</sup>, CZIMBER KORNÉL<sup>2</sup>, KIRÁLY GÉZA<sup>2</sup>  
KRISTÓF DÁNIEL<sup>3</sup>

<sup>1</sup> *Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, 6722 Szeged, Egyetem u. 2.*

<sup>2</sup> *Soproni Egyetem, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vizgazdálkodási Intézet, Földmérési és Távérzékelési Tanszék, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky út 4.*

<sup>3</sup> *Budapest Főváros Kormányhivatala, Földmérési, Távérzékelési és Földhivatali Főosztály, 1056 Budapest, Váci utca 62-64.*

<sup>4</sup> *Eszterházy Károly Egyetem, Gyöngyösi Károly Róbert Campus, Távérzékelési és Vidékfejlesztési Kutatóintézet, 3200 Gyöngyös, Mátrai út 36.*

A távérzékelte adatok erdészeti alkalmazásaira a nemzetközi szakirodalomban számos példát találunk, ugyanakkor hazai alkalmazás kevés van – annak ellenére, hogy mind a felmérésekhez, mind a hatásvizsgálatokhoz (ideértve a természetes és mesterséges folyamatokat is), mind a monitoring- és modellezési tevékenységekhez rendkívül jó alapot nyújthatnak. Ma már számos feladat ellátásához szabadon elérhető távérzékelte adatok közül is válogathatunk. Ezek bizonyos esetekben kiválthatják a költséges, vagy nehezen kivitelezhető földi méréseket, illetve kiegészíthetik a hagyományos módszerekkel előállított erdészeti adatbázisokat.

A rendelkezésre álló lehetőségek köre tág, és folyamatosan változik, fejlődik, így azok számára, akik nem napi szinten foglalkoznak a témával, valószínűleg nehezen áttekinthető. A felvételek feldolgozása – alkalmazástól függően – nagy szakértelmet igényel, nem beszélve a különböző szoftver-, és forrásigényről. Jelen fejezet célja, hogy kifejezetten az erdészeti célú felhasználásra fókuszálva, rendszerezett áttekintést nyújtson a távérzékelte jelenleg előállítható adattípusok jellemzőiről, az adatok feldolgozási lehetőségeiről, módszereiről és a kinyerhető információk köréről. Ismertetjük azokat a szenzorokat, amelyekre érdemes odafigyelni az alapadatok körének kiválasztása során, valamint rendszerezzük, hogy a felvétel típusától függően milyen feladatokhoz ajánljuk alkalmazásukat. A fejezet végén bemutatott rövid esettanulmányok hazai példákkal illusztrálnak néhány alkalmazási területet.

Kulcsszavak: erdészeti távérzékelés, képosztályozás, űrfelvétel, LiDAR, hiperspektrális, állományjellemzők meghatározása, erdőtérképezés, változásvizsgálat

## BEVEZETÉS

A távérzékelési és térinformatikai módszerek napjainkban egyre nagyobb teret nyernek a földfelszín vizsgálatában, a felszínen lezajló folyamatok elemzésében. A gyorsan fejlődő űrszenzorok ma már bárki számára elérhető felvételei, a légi felvételezési lehetőségek, valamint a földi távérzékelés eszköztára az erdészeti felmérések és kutatások számára is széleskörűen szolgáltathatnak adatokat. A földmegfigyelő műholdak felvételei különböző archívumokból ma már több évtizedre visszamenően elérhetőek, a légi és földi felvételezések pedig igény szerint, rendelésre ismételtelők, így a monitoring-tevékenységek adatokkal történő kihasználása is biztosítható.

A távérzékelési eszközök, módszerek és eljárások nagy választéka lehetővé teszi, hogy a számos lehetőség közül mindig az adott kutatás, kérdésfelvetés témájához válasszuk ki a megfelelő észlelési módot és adatfeldolgozási eljárást. Más jellegű információt tud szolgáltatni egy adott területről egy radarfelvétel, légi vagy terepi LiDAR eszköz által készített pontfelhő, illetve egy optikai űr-, vagy légifelvétel. Adott esetben az információk egymást, és az in situ terepi felmérések eredményeit remekül kiegészíthetik. Mivel ezek az eszközök a megfigyelések nagy részét az elektromágneses spektrum látható tartományán kívüli hullámhosszokon végzik, általuk olyan információk birtokába is juthatunk, melyeket hagyományos színes felvételekből nem nyerhetnénk ki.

Hazai viszonylatban az erdészeti szakigazgatás viszonylag hamar áttért a hagyományos fotogrammetriai eljárásokról a digitális fotogrammetriára, ugyanakkor még mind a mai napig sem használja ki az űr- és légitávérzékelés által nyújtott lehetőségeket. Az űrfelvételek erdészeti alkalmazásaira a nemzetközi szakirodalomban számos példát találunk, ugyanakkor magyarországi alkalmazások csak elvétve fordulnak elő – annak ellenére, hogy mind a felmérésekhez, mind a hatásvizsgálatokhoz (természetes és/vagy mesterséges folyamatok), mind a monitoring- és modellezési tevékenységekhez rendkívül jó alapot nyújthatnak. Ma már számos feladat ellátásához szabadon elérhető távérzékelte adatok közül is válogathatunk.

A rendelkezésre álló lehetőségek köre tág, és folyamatosan változik, fejlődik, így azok számára, akik nem napi szinten foglalkoznak a témával, valószínűleg nehezen áttekinthető. A felvételek feldolgozása – alkalmazástól függően – nagy szakértelmet igényel, nem beszélve a különböző szoftver-, és forrásigényről. Jelen fejezet célja, hogy kifejezetten az erdészeti célú felhasználásra fókuszálva, rendszerezett áttekintést nyújtson a távérzékeléssel előállítható adattípusok jellemzőiről, az adatok feldolgozási lehetőségeiről, módszereiről és a kinyerhető infor-

mációk köréről. Ismertetjük azokat a szenzorokat, amelyekre érdemes odafigyelni az alapadatok körének kiválasztása során, valamint rendszerezük, hogy a felvétel típusától függően milyen feladatokhoz ajánljuk alkalmazásukat. A fejezet végén bemutatott esettanulmányok hazai példákkal illusztrálnak néhány alkalmazási területet.

## II.1 KÜLÖNBÖZŐ FORRÁSÚ TÁVÉRZÉKELT ADATTÍPUSOK ÉS ERDÉSZETI FELHASZNÁLÁSUK

A napjainkban használatos érzékelők (szenzorok) sokféle fizikai mennyiség mérésére alkalmasak, és többféleképpen csoportosíthatóak. A működés elve alapján beszélhetünk passzív és aktív szenzorokról. Előbbiek nem rendelkeznek saját sugárforrással, természetes eredetű elektromágneses sugárzásokat érzékelnek, amelyek forrása általában a visszavert napsugárzás, vagy a tárgy által kibocsátott saját sugárzás. Az aktív szenzorok saját sugárforrással rendelkeznek, a tárgy passzív, a szenzor a kibocsátott sugárzás visszavert részét érzékeli. Az alkalmazott hullámhossz-tartományok száma és szélessége alapján három fő csoportot különböztetünk meg. A pánkromatikus felvételeket készítő érzékelők egy széles hullámhossz-tartományban (sávban) készítenek képet (pl. a látható tartomány egészen, vagy a látható és infravörös tartomány integrálásával), viszont általában igen jó geometriai felbontással jellemezhetőek. A multispektrális szenzorok az optikai és az infravörös tartományban dolgoznak, húsznál kevesebb, viszonylag széles sávban. A hiperspektrális szenzorok húsznál több (akár 250–300), igen keskeny (2–10 nm) sávban dolgoznak. A nagy spektrális felbontás a hordozóeszköz és az alkalmazás függvényében akár nagy geometriai felbontással is párosulhat, így viszont viszonylag kis területeket képesek egyszerre lefényképezni. Erdőtérképezési szempontból kiemelt jelentőségűek a passzív optikai-, illetve a lézeres letapogató (LiDAR) technológiák, így a továbbiakban ezeket ismertetjük részletesebben. A különböző forrásból származó távérzékelte adatok jellemző felhasználásait az erdő kutatásban a *II.1. táblázat* foglalja össze.

**II.1. táblázat:** A különböző forrásból származó távérzékelte adatok jellemző felhasználása az erdő kutatásban

Forrás	Felhasználás
<i>Kis és közepes felbontású felvételek</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• erdő – nem erdő térképezés</li> <li>• erdőterület változáskövetése (terjeszkedés, erdőirtás)</li> <li>• fenyők, lombos fajok, fiatalos térképezése</li> </ul>



- erdőfelújítások nyomon követése (lékek, bontóvágás, végvágás)
  - erdőkárok térképezése (tűzkár, széldöntés, száradás)
  - vegetációs index időbeli változásának vizsgálata (éven belül, évek között)
- Nagy felbontású légi és űrfelvételek*
- faj meghatározás vagy fafajcsoport meghatározás (több időpont segít)
  - elegyarány számítás
  - záródás számítása
  - törzszám és lombkorona térképezés idő/gyérített/túlevelű állományban
  - törzszám és lombkorona méret alapján fatérfogat becslés
  - sztereo felvételekből lombkorona felületmodell kinyerés, fmagasság mérés
- Hiper-spektrális légi felvételek*
- faj meghatározás (vörös él, indexek, közeli infravörös sávok)
  - elegyarány meghatározás
  - biomassa mennyiség becslése
  - egészségi állapot térképezése (vízhiány detektálása, kártevők és kórozők kártétele, tüzesetek – károsítás jellege, mértéke)
  - biofizikai paraméterek becslése (klorofill-tartalom, növényi szénanyagok, cellulóz, lignin, stb.)
- Légi lézeres letapogatás*
- felvételekből pontos fmagasság számítás
  - színteztettség becslése a köztes visszaverődésekből
  - magasság és teljes jelalakos letapogatás adatai alapján fatérfogat becslés
  - idő állományoknál látszanak a törzsről visszaverődő pontok is (egyefa térképezés)
  - lokális maximum, vagy inverz vízgyűjtő eljárással törzszám és korona térképezés
  - törzszám és lombkorona méret alapján fatérfogat becslés
- Földi fotogrammetria és lézeres letapogatás*
- faj (törzs spektrális és texturális jellemzőiből)
  - záródás (hagyományos és hemiszférikus zenitfelvételek osztályozása)
  - mellmagassági átmérő (törzsfelismerés)
  - körlapösszeg (szögszámlálás)
  - törzsalak, ágtszta törzsmagasság
  - fmagasság (állomány széléről készült felvételek)
  - fatérfogat (átmérő, magasság, faj szerint)

## II.1.1 Passzív szenzorok

### II.1.1.1 Nagyfelbontású légifelvételek

Mérőkamerás légifelvételeket Magyarországon évtizedek óta alkalmaznak erdészeti célokra, az erdőrendezési gyakorlatban az 1960-as évektől kezdődően évről évre egyre nagyobb területeket fényképeztettek le az üzemtervek elkészítéséhez



és aktualizálásához. A felvételek felhasználási köre széles, mind kvantitatív, mind kvalitatív információ kinyerésére alkalmasak, de a korábbi gyakorlat elsősorban térképezésre használta ezeket a képanyagokat. Az átfedő képpárokból készített terep- és domborzatmodellek a lézeres letapogató technikák és a műholdas radarok elterjedése előtt a távérzékelte adatokon alapuló magasságmérések egyik legfontosabb eszközt jelentették. A 2007 óta Magyarország teljes területére több időpontra is elérhető 40–50 cm felbontású, digitális kamerával (UltraCam Xp/UltraCam X) készült ortofotók utólagos megvásárlási lehetőségén túl ma már több cégtől is rendelhetünk programozott repülést légifelvétel készítésére. A felvételek igény szerinti térbeli felbontással, és a hagyományos RGB csatornák mellett közeli infravörös spektrális sávval is rendelkeznek. A programozott repüléssel készült képek rendszerint drágábbak – viszont időben alkalmazkodnak a megfigyelni kívánt vegetációs periódushoz. Kisebb területek vizsgálatában egyre nagyobb jelentőséget kapnak a különböző pilóta nélküli eszközökre szerelt kamerák felvételei is (ld. PATAKI és RUFF 2015a, 2015b). Érdemes olyan felvételeket beszerezni a munkáinkhoz, amelyek ortorektifikáltak, de ha ilyen anyagokhoz nem jutunk hozzá, akkor az eredeti légifelvételek és tájékozási paraméterek beszerzése, majd az ortokorrekción (sztereo kiértékeléssel összekötött) elvégzése pontos eredményt adhat akár faegyed szintű azonosításhoz is. Az igen jó térbeli felbontás miatt a pixel-alapú osztályozási módszerek helyett elsősorban képszegmentációs eljárások alkalmazását javasoljuk a kiértékeléshez (ld. II.2.2.1. fejezet). A közeli infravörös (NIR) sáv megléte javítja az elemzések pontosságát, mert lehetővé teszi az infravörös és vörös sávok arányain alapuló vegetációs indexek (ld. II.2.2.2. fejezet), főképp az NDVI kiszámítását. Másrészt a közeli infravörös sáv a vegetáció esetében jelentősen nagyobb információ-tartalommal rendelkezik a látható tartományú sávokhoz képest. A NIR csatorna hiánya esetén a vöröszöld arányindex vegetációs indexként korlátozottan bár, de használható az elemzésekben. Ugyanakkor amennyiben faállomány-szerkezeti paraméterek becslése is cél, mindenképpen javasolt olyan magassági adat beszerzése, ami jól illeszthető a képi állományokhoz, ez ugyanis megkönnyíti és meggyorsítja a koronalehatárolást, javítja az eredmények pontosságát, és a lékek, irtásrétek gyors leválogatását is lehetővé teszi (KRISTÓF és mtsai 2013).

#### II.1.1.2 Passzív űrfelvételek

Az erdőtvérzékelésben alkalmazott optikai űrfelvételek köre igen tág. Ismertetésüket a felhasználás léptéke szerinti csoportosításban végezzük. A jelentősebb szenzorok részletesebb technikai adatait a *II.2. táblázat* tartalmazza.

**II.2. táblázat:** A legfontosabb optikai űrszenzorok technikai adatai

Szenzor neve	Műhold	Térbeli felbontás pánkromatikus üzemmód (nadir/off nadir)*	Térbeli felbontás multispektrális üzemmód (nadir/off nadir)*
Kis térbeli felbontású űrszenzorok			
AVHRR/3	NOAA-sorozat	-	1,1 km
MODIS	Terra/Aqua	-	250 m (1–2 csatorna) 500 m (3–7 csatorna) 1 km (8–36 csatorna)
Vegetation I.-II.	SPOT-4 SPOT-5	-	1,15 km
TIRS	Landsat 8	-	100 m (30 méterre újramintavételezett)
Közepes térbeli felbontású űrszenzorok			
TM, ETM+	Landsat 4-5, 7	TM: -	30 m, (hőinfravörös csatorna esetében: TM: 120 m, ETM/ ETM+: 60 m)
OLI	Landsat 8	ETM+: 15 m	30 m
ASTER	Terra	15 m	15m (VNIR), 30m (SWNIR), 90 m (hőinfravörös)
HRVIR	SPOT-4	-	20 m
MSI	Sentinel 2A	10 m	10 m: VIS and NIR 20 m: RedEdge and SWIR 60 m: atmoszferikus hatásokat korrigáló csatornák

\*független felvételezés/oldalirányú felvételezés

Felvételezett terület nagysága (nadir/off nadir)*	Spektrális felbontás	Visszatérési idő
Kis térbeli felbontású űrszenzorok		
2400x6400 km	7 csatorna VIS (1), NIR (2), MIR (1) hőinfravörös (3)	Naponta
2300 km széles térképezési sáv x 10 km	36 csatorna VIS, NIR, SWIR, hőinfravörös	1–2 naponta
2250 km széles térképezési sáv	4 csatorna VIS (2), NIR (1), SWIR (1)	Csak archívumból (1998–2015)
170x183 km	2 db hőinfravörös csatorna	16 naponta
Közepes térbeli felbontású űrszenzorok		
185x185 km	7 csatorna+Pan VIS (3), NIR (1), MIR (2), hőinfravörös (1)	TM: archívumból (1982–2013) ETM+: 16 naponta, a felvételek 2003 óta adathiányosak!
170x183 km	8 csatorna+Pan VIS (4), NIR (1), SWIR (3)	16 naponta
60x60 km	14 csatorna VNIR (3), SWIR (6), hőinfravörös (5)	16 naponta
60x60–80 km	4 csatorna+Pan VIS (2), NIR (1), SWIR (1)	Csak archívumból (1998–2013)
290 km széles térképezett sáv, az adatok 100x100 km-es csempekbe rendezettek	13 csatorna VIS (4), RedEdge (4), NIR (2), SWIR (3)	A 2B-vel konstellációban 5 naponta (2B tervezett fellövése: 2017)

Szenzor neve	Műhold	Térbeli felbontás pánkromatikus üzemmód (nadir/off nadir)*	Térbeli felbontás multispektrális üzemmód (nadir/off nadir)*
Nagy és igen nagy térbeli felbontású űrszenzorok			
HRG, HRS	SPOT-5	5 m	10 (VIS, NIR), 20 m (SWIR)
MI	SPOT-6/7	1,5 m	6 m
Pleiades 1A/B	Pleiades 1A/B	0,5 m Pan/színes	2 m
Ikonos	Ikonos-2	0,8 m	3,2 m
QuickBird	QuickBird	0,61/0,72 m	2,44/2,88 m
Geoeye 1	Geoeye 1	0,41 m	1,65 m
WorldView-2	WorldView-2	0,46/0,52 m	1,8/2,4 m
Multispektrális SWIR, CAVIS	WorldView-3	0,31/0,34	Multispektrális: 1,24/1,38 m SWIR: 3,4/4,1 m CAVIS: 30 m
Rapideye	Rapideye konstel-láció (5 műhold)	-	5 m

A globális léptékű változások nyomon követésében a kis térbeli felbontású űrszenzorok (AVHRR, GOES, MODIS [1]) képeiből (melyek pixelmérete 100x100 m felett van) nyert információknak van a legnagyobb szerepük. Ezek a felvételek fajlagosan olcsók, vagy szabadon elérhetőek, de fontos megjegyeznünk, hogy elsősorban kontinentális, országos léptékű elemzésekre alkalmasak (pl. így készítette el Európa erdőtérképét az Európai Erdészeti Intézet (EFI) NOAA-AVHRR felvételekre és erdőnyilvántartási adatokra alapozva). Mivel az említett felvételek zöme infravörös sávokkal is rendelkezik, a belőlük levezethető vegetációs indexek szezonális változására alapozva elvégezhető a túlevelű, a lomblevelű és a vegyes erdők megkülönböztetése, vagy a biomasszatömeg-változás monitorozása is (ZAWADZKI és mtsai 2013). Már csak archívumból érhetőek el a Vegetation I és II szenzorok képei, melyek globális, illetve kontinens-léptékű vegetációtérképezésre, erdőtűz és annak nyomainak felderítésére is alkalmasak voltak a – ma már nem működő – SPOT-4 és SPOT-5 műholdakon. A NASA

Felvételezett terület nagysága (nadir/off nadir)*	Spektrális felbontás	Visszatérési idő
Nagy és igen nagy térbeli felbontású űrszenzorok		
60x60–80 km	4 csatorna+Pan VIS (2), NIR (1), SWIR (1)	Csak archívumból (2002–2015)
60x60–80 km	4 csatorna +Pan VIS (3), NIR (1)	Naponta (együtt a Pleiadok-kal)
20x20 km 100x100 km (mosaic)	4 csatorna +Pan VIS (3), NIR (1)	Naponta (együtt a SPOT 6/7-el)
11x11 km	4 csatorna +Pan VIS (3), NIR (1)	~ 3 nap
16,5x16,5 km	4 csatorna +Pan NIR (3), NIR (1)	Csak archívumból (2001–2015)
15x15 km	4 csatorna+Pan VIS (3), NIR (1)	2–8 nap
16,4x16,4 km	8 csatorna +Pan VIS (5), RedEdge (1), NIR (2)	1–4 nap
13,1 km	28 csatorna +Pan VIS (5), RedEdge (1), NIR (2) SWIR (8), CAVIS (12 db csatorna, 405–2 250 nm)	1–4 nap
77x77 km	5 csatorna VIS (3) RedEdge (1) NIR (1)	1–5,5 nap

a Terra műhold pályára állításától kezdve (1999) üzemelteti és folyamatosan fejleszti az ún. gyors reagálású rendszerét [2], amelynek szintén fontos szerepe van a tűzesetek globális detektálásában. Jelentős változásokat hozott az erdőtüzek térképezésében a 2013. tavaszán pályára állított Landsat 8 műhold hőterképező szenzora (Thermal Infrared Sensor, TIRS), hiszen széles látószögéhez (170 km) 100 méter/pixel térbeli felbontás párosul, az adatok pedig szabadon hozzáférhetők.

A közepes felbontású űrszenzorok (20–100 m/pixel) tekintetében elmondhatjuk, hogy többségében jó spektrális felbontású szenzorok képei közül válogathatunk, melyek pixelméret függvényében kisebb régiók (pl. megyék, erdőtervezési körzetek, tájegységek), de akár települési szintű vizsgálatok, vagy térképezési feladatok elvégzésére is alkalmasak. Első helyen említjük a Landsat műholdsorozatot, melynek tagjai már 1972-től szolgáltatnak adatot a Földünk-ről úgy, hogy a képek zöme már évek óta szabadon hozzáférhető [3]. Idővel a

műholdakra felszerelt szenzorok (MSS, TM, ETM, ETM+, OLI) sokat fejlődtek, nemcsak technikailag, hanem a szolgáltatott adatok minősége tekintetében is. Jelenleg a 7. (meghibásodása miatt adathiányos felvételeket készítő), és a 8., új generációs műhold szolgáltat adatokat. Az utóbbin 9 db igen hasznos színeképsávbán dolgozó multispektrális képalkotó (OLI) és 2 sávbán működő hőkamera (TIRS) üzemel. A Landsat felvételek régóta nagy szerepet játszanak egyes erdőjellemzők becslésében. Éppen azért, mert hosszú idősor áll rendelkezésre a felvételekből, az egy időpontra vonatkozó elemzéseknél (tematikus térképezés, biomasszatömeg becslés, vízállapot-térképezés stb.) gyakoribbak a multitemporális elemzések (változásvizsgálatok, zavarások felderítése és nyomon követése, kárbecslés stb., ld. II.4.2 fejezet) [4]. A középső infravörös sávok a vegetációs indexek számítása mellett egyéb (pl. nedvesség) indexek számítását is lehetővé teszik, így a felvételek vízállapot-változás detektálására is alkalmasak. A közepes felbontású szenzorok közül megemlíthjük még az ASTER nevű japán érzékelőt, amely a Terra műholdon található, és kiemelkedő spektrális felbontással rendelkezik (14 csatorna), valamint a SPOT-sorozat műholdjait, melyek közül az elsőt 1986-ban állították pályára. Jelenleg az új generációs 6. és 7. műholdak üzemelnek, a korábbi holdak képei idősoros vizsgálatokhoz archívumból megvásárolhatók. A 2015-ben lehozott SPOT-5 speciális sztereo és nagy felbontású multispektrális felvételeire alapozva, különböző spektrális indexek felhasználásával faállományzáródás, fmagasság, koronaátmérő, hektáronkénti törzsszám becslésére vonatkozó vizsgálatokat találunk a szakirodalomban. Képeinek archívumból történő felhasználását idősorok vizsgálatához javasoljuk.

Az Európai Űrügynökség (ESA) új műholdcsaládjának első tagjaira külön felhívjuk a figyelmet, mivel képeikhez szabad hozzáférést biztosítanak. A műholdcsalád neve Sentinel (Őrszem). A holdak páros konstellációban működnek majd – ez 5–6 naponkénti visszatérést biztosít – és a képek feldolgozását az ESA ún. toolboxok [5] rendelkezésre bocsátásával is segíti. Jelenleg a Sentinel-1A és 1B, a Sentinel-2A és a Sentinel-3A műholdak üzemelnek. A Sentinel-2B műholdat 2017 első negyedévében tervezik pályára állítani. A Sentinel-1 holdak aktív, radarfelvételeket készítő műholdak, míg a 2-es műhold 13 spektrális sávbán dolgozó – a növényzet vizsgálatára kiválóan alkalmas – multispektrális érzékelőt hordoz, sávától függően 10–20, illetve 60 m/pixel terepi felbontású képet szolgáltatva [6]. A műhold 2016.09.09-én lépett operatív státuszba [7]. Mérsékelt övben elhelyezkedő erdőkre eddig igen kevés publikáció született. Az első megjelent cikkek a szenzor felvételeinek alkalmasságát vizsgálják különböző erdőszeti felhasználásra. A multispektrális felvételen végzett fafaj osztályozás vizsgálatára (IMMITZER és mtsai 2016), és mesterséges lékek kimuta-

tására (BARTON és mtsai 2016) történtek eddig kutatások. A további erdészeti célú alkalmazásai még fejlesztés alatt állnak.

Az új generációs SPOT 6. és 7. holdak a Pléiades (Fiastyúk) névre hallgató, szintén két holdból álló konstellációval párban haladva már napi visszaterést garantálnak. Szenzoraik a nagy és igen nagy térbeli felbontású szenzorok közé tartoznak. Az új SPOT-ok fedélzetén elhelyezett multispektrális szenzor (Multispectral Instrument, MI) 6 m/pixel térbeli felbontású képei mellett igen nagy felbontásban pánkromatikus (1,5 m/pixel) és valós színes felvételek is készülnek. Ez a térbeli felbontás – amely sztereoszkopikus látásmóddal is párosul – lehetővé teszi a felvételek térképészeti célú felhasználását 1:25 000 méretarányban. A Pléiades a nadírban pánkromatikus üzemmódban 0,5 méteres felbontásra képes, multispektrális üzemmódban pedig 2 m-es felbontásra.

A nagy és igen nagy térbeli felbontású szenzorokról általánosságban elmondhatjuk, hogy többségük megrendelésre készít felvételeket, ellentétben a korábban említett közepes felbontású szenzorokkal, melyek folyamatosan felvételeznek [8]. A műholdak nagyfokú agilitásuknak (oldalra néző képesség) és gyors programozhatóságuknak köszönhetően különösen alkalmasak a civil és a katonai szféra rövid határidővel – akár sztereo felvételekkel – történő kiszolgálására. Képméretük 1–2 szenzortól eltekintve kicsi (100–400 km<sup>2</sup>), de képeik igen részletesek – multispektrális üzemmódban 1,5–10 m/pixel, pánkromatikus üzemmódban 0,4–1,5 m/pixel – így alkalmasak finom térbeli mintázatok felismerésére. Némely szenzorok spektrális felbontása nem nagy, jellemzően 4 csatorna, melyek a látható, és a közeli infravörös tartományban található (IKONOS, GeosEye-1, Pléiades, SPOT 6/7). Természetesen ez alól is van kivétel, pl. a Worldview-2 és Worldview-3 szenzorok, melyek számos infravörös csatornát, és vörös-él tartomány megfigyelésére alkalmas hullámsávot is tartalmaznak (ez növényegészségügyi vizsgálatok szempontjából nagyon fontos tényező), vagy a RapidEye műholdkonstelláció szenzorai, amelyek szintén érzékelnek a vörös-él tartományban. A szakirodalomban a fák térbeli eloszlása, faméret, lombkorona térképezés, fajfaj és fajcsoport meghatározás, fajfajok elegyaránya, lécek térképezése tekintetében találunk példát a nagy térbeli felbontású űrszenzorok képeinek felhasználására. Alkalmazásuk kis területek részletes vizsgálatához ajánlott.

### II.1.1.3 Hiperspektrális felvételek

A hiperspektrális távérzékelés csak néhány évtizedes múltra tekint vissza, azonban napjainkban egyre szélesebb körben alkalmazzák a környezeti elemek vizsgálatában. Kezdetben elsősorban felszíni ásványok és kőzetek kutatására használták,

majd egyre népszerűbbé vált a vegetáció térképezésében. Annak ellenére, hogy a módszer a növényzet kvalitatív és kvantitatív elemzésére is eredményesen alkalmazható, jelenleg még viszonylag kevés erdészeti célú gyakorlati alkalmazást ismerünk.

**II.3. táblázat:** Néhány (részben már csak archívumból elérhető) jelentősebb hiperspektrális műholdas érzékelő specifikációi

Név	Terepi felbontás (m)	Hullámhossz -tartomány (m)	Sávok száma	Lefedett terület felvételenként (km x km)	Vissza-térési idő (nap)	Státusz
EO-1 Hyperion	30	400–2 500	242	7,5x100	16	már nem üzemel
Proba-1 CHRIS	17 vagy 34	415–1 050	18/62	13x13	7	újra üzemel
TacSat-3 ARTEMIS	4	400–2 500	400	-	-	már nem üzemel

Az adatgyűjtésre légi- és űreszközökre szerelt, többnyire szkennelő elven működő szenzorokat alkalmaznak. Az első tényleges hiperspektrális szenzort a NASA által 2000. november 21-én indított Earth Observing-1 (EO-1) műholdra helyezték fel, ez volt a Hyperion. A műhold 750 km magasan keringett nap-szinkron pályán, pontosan 1 perccel követve a Landsat 7 műholdat. A Hyperion terepi felbontása zenit helyzetben 30 m, a lefedett tartomány 355–2 577 nm, amit összesen 242 sávra osztott fel. Az adatokat két érzékelő szolgáltatta: 355–1 058 nm között egy VNIR spektrométer (CCD chip), a nagyobb hullámhosszokban pedig egy SWIR érzékelő (HgCdTe detektor). A jelentősebb hiperspektrális műholdas érzékelők specifikációit a *II.3. táblázat* tartalmazza (a tervezett szenzorok listáját pedig a *II.4. táblázat*). A légi szenzorokkal készített felvételek az alacsonyabb repülési magasságnak köszönhetően nagyobb terepi és spektrális felbontásúak, mint a műhold-adatok esetében. Az alacsonyabb repülési magasság további előnye, hogy kisebb utat tesz meg az elektromágneses hullám a felszíntől a szenzorig, így a légköri gázok kisebb mértékben befolyásolják az adatfelvételést. A technológia gyors fejlődésének köszönhetően egyre nagyobb radiometriai és geometriai felbontású felvételek készítésére alkalmas szenzorokkal találkozhatunk. Az akár több száz spektrális csatornát tartalmazó felvételek feldolgozása komoly kihívást jelent a képosztályozás során, bár a korszerű képfel-



dolgozó szoftverek már rendelkeznek azokkal az algoritmusokkal, melyek segítségével akár az erőforrások optimalizálásával is kinyerhető a hasznos információ a felvételekből. A gyakorlatban a légi távérzékelésre alkalmas szenzorok terjedtek el. Az egyik legelterjedtebb szenzor a finn gyártmányú AISA, amelynek számos hazai gyakorlati alkalmazása is ismert (BURAI és mtsai 2015).

**II.4. táblázat:** A fontosabb tervezett hiperspektrális érzékelők listája

Név	Terepi felbontás (m/px)	Hullámhossz-tartomány (m)	Sávok száma	Kivitelező ügynökség	Visszatérési idő (nap)	Tervezett indítási év
EnMAP	30	420–2 450	232	ESA	4	2018
ARIES-1	30	400–2 500	105	ASRI	7	2016
ALOS-3	30	400–2 500	185	JAXA	60	2016

A hiperspektrális távérzékelés előnye a multispektrális módszerekkel szemben, hogy a nagyobb spektrális mintavételezés miatt több (akár több száz) keskeny sávot képes rögzíteni hasonló hullámhossz-tartományban. A spektrális felbontás, azaz az egységnyi hullámhosszra jutó sávok száma, jóval nagyobb, mint a multispektrális módszerek esetében, és folyamatos a teljes hullámhossz-tartományban. Ezzel olyan tulajdonságok is vizsgálhatóak, amelyet csak szűk spektrális tartomány(ok) vizsgálatával lehet detektálni. A napjainkban alkalmazott szenzorokkal többnyire 2–10 nm spektrális mintavételezés érhető el, akár méter alatti terepi felbontással. Mivel a korszerű spektrográfok képesek 1 nm-nél is szűkebb mintavételezésre, ezért a passzív növényi fluoreszcencia is detektálható – a légi szenzorok közül az Aisa IBIS rendelkezik ilyen adatfelvételezési technológiával. A jövőben több műholdra is terveznek olyan szenzorokat elhelyezni (pl. Sentinel-3 FLEX szenzor), amely képes lesz detektálni a növények fluoreszcenciáját [9].

A nagy információtartalmú hiperspektrális felvételek megfelelő feldolgozás mellett nagyobb pontosságú faj szintű osztályozási eredményt adnak. Számos tanulmány bizonyította, hogy az erdők fafaj szintű osztályozásánál a hiperspektrális (műhold- és légi-) felvételek alkalmazásával megbízhatóbb osztályozási eredmény érhető el, mint a multispektrális felvételekkel (THENKABAIL 2004). A faj szintű elemzés mellett elterjedt másik nagy alkalmazási terület az egyes biofizikai változók mennyiségi becslése, a reflektancia értékek vagy az ezekből számított vegetációs indexek alapján.

Több tanulmányban légi LiDAR adatokkal kombináltan alkalmazták a hiperspektrális felvételeket, s így növelni tudták az osztályozás pontosságát (DALPONTE és mtsai 2012). A teljes jelalakos LiDAR adatokból a magassági adatok mellett számos olyan paraméter határozható meg (pl. intenzitás, hullámforma, szóródás) amely segítheti a reflektancia értékekből számított képosztályozást.

## II.1.2 Aktív szenzorok

### II.1.2.1 Lézeres letapogatás

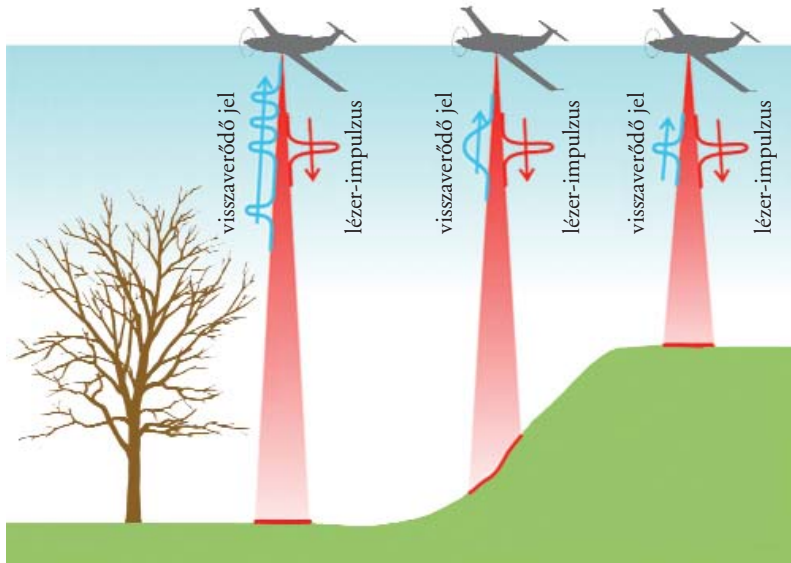
A lézeres letapogatás (Laser Scanning – LS vagy Light Detection And Ranging – LiDAR) egy olyan aktív távérzékelési eljárás, amely során optikai tartományban kibocsájtott lézer-impulzusok sorozatával történik távmérés. A technológiát már az 1970-es években elkezdték fejleszteni, elsősorban a NASA-nál. Elsőként közeli infravörös tartományban előállított lézer-impulzusok voltak azok, amelyek esetében sikerült a talajról visszaverődő jeleket rögzíteni.

A távolság mérésére több lehetőség van:

- időmérésen alapuló (Time of Light – TOF)
- fázismérésen alapuló (Continuous Wave – CW)
- elölmetszésen alapuló (Triangulation-based)

A hordozóeszköz lehet műhold, valamilyen repülőszerkezet, mobil platform és hagyományos geodéziai műszerláb is. Jelen tanulmány szempontjából a légi hordozóeszközök a legfontosabbak, ezek közül a repülőket, helikoptereket, valamint újabban a különböző pilóta nélküli eszközöket (Unmanned Aerial Vehicle – UAV) kell kiemelni. A légi hordozóeszközökhöz tartozó magassági tartományhoz legjellemzőbbek az időmérésen alapuló (TOF) berendezések.

Az impulzusok visszaverődési idejét jellemzően  $10^{-10}$  s (0,1 ns) élességgel mérik és alakítják távolságokká (a 0,1 ns körülbelül 3 cm-es távolságot jelent). A távolságok meghatározásánál először egy visszaverődést (one discrete return), később egy kibocsájtott impulzus első és utolsó visszaverődését (first and last pulse), majd akár 4–6 visszaverődést is sikerült rögzíteni. A jelenlegi eszközök többsége alkalmas a teljes visszavert jel digitalizálására (full waveform recording – FWF) is, amely azon kívül, hogy sokszor hatékonyabb (pl. egy repülőtér kifutóján lényegében csak egy távolságot, míg erdők esetében akár 5–6 távolságot is meghatározhatunk egy kibocsájtott impulzusból), további információt is nyújt arról az objektumról, amelyről visszaverődött az impulzus, és ez a feldolgozás során nagyon hasznos (II.1. ábra).



II.1. ábra: A teljes visszavert jel digitalizálásának (FWF) elve (forrás: Riegl)

Ahhoz, hogy ezekből a távmérésekből megfelelően pontos koordinátákat tudjunk előállítani, alapvető fontosságú a szenzor helyzetének és irányának a meghatározása. Az előzőt a kinematikus GPS, majd GNSS eszközök, az utóbbit az inercia-eszközök (Inertial Navigation System – INS, vagy Inertial Measurements Units – IMU) teszik lehetővé. Éppen ezeknek az eszközöknek a fejlődése tette lehetővé, hogy a lézeres letapogatás geometriailag elegendően pontos adatokat tudott szolgáltatni. Az 1990-es évek közepén jelent meg az első kereskedelmi légi lézeres letapogató berendezés a kanadai Optech cégtől, 2000-re pedig már több tucatnyi érzékelőt gyártó, valamint szolgáltatást nyújtó cég jelent meg.

Ezek az érzékelők szerkezetileg a 0D-s passzív érzékelőkhöz hasonlóak, ugyanis egy időpillanatban egy jól meghatározott irányban történik a távmérés, amelyek jellemzően pásztára merőlegesen tapogadják le a felméréendő területet. Minden egyes kibocsájtott lézer-impulzushoz rögzíti a berendezés az aktuális pozíciót ( $X_0, Y_0, Z_0$ ) és az irányt ( $\omega, \varphi, \kappa$ ), így a mért távolságokból térbeli transzformáció segítségével előállítható a nagy pontosságú térbeli ponthalmaz, amelyet leggyakrabban pontfelhőnek hívunk (Point-cloud). A három legerősebb lézeres letapogató berendezés összehasonlítása található a II.5. táblázatban.

**II.5. táblázat:** A jelenlegi lézeres letapogató berendezések áttekintése

Gyártó	M.e.	Leica	Optech	Riegl
Típus		ALS70	Galaxy	LMS-Q680i
hullámhossz	nm	1064	1064	NIR
látószög	°	0–75	0–60	60
Scan rate	lines/sec	0–200	0–200	10–200
Pulse rate	kHz	0–500	35–550	80–400
beam divergence	mrاد	0,22	0,25	<0,5
visszaverődések	db/impulzus	(FWF opt.)	–8	FWF

## II.1.2.2 Radar

A radar (Radio Detection And Ranging) eszközök olyan aktív szenzorok, amelyek az elektromágneses hullámok millimétertől méterekig terjedő hullámhosszúságú tartományát érzékelik. A távérzékelésben általában ún. mikrohullámú rendszereket használnak, amelyek jellemzően 1–100 cm hullámhosszal dolgoznak. Műholdas megfigyelésre jellemzően az ún. apertúraszintézises radarokat (SAR) használják, amelyek a műhold mozgását és a Doppler-hatást kihasználva tudnak viszonylag kis antennákkal jobb felbontású adatot előállítani. Előnyük, hogy méréseik mind a napsugárzástól, mind az időjárási viszonyoktól függetlenek. A radar a haladási irányhoz képest oldalirányba bocsát ki sugárzást, és a felszíni objektumok által visszavert jelet rögzíti: a jel visszaverődési ideje, polarizációja és amplitúdója hordozza az adott pontra jellemző információt. A radarjelek azokra a jelenségekre érzékenyebbek, melyek méretei közel megegyeznek a jel hullámhosszával, így a rövidebb hullámhosszon érzékelő szenzorok (C = 2,5–4 cm és X = 4–8 cm sávok) a lombkorona kisebb elemeire (levelek, kisebb ágak), míg az L (15–30 cm) sáv a törzsekre és a nagyobb ágakra [10].

A radar a visszatérő jel intenzitása mellett a fázis információt is rögzíti. Az apertúraszintézisű radar-interferometria ezeket az információkat használja fel, a visszatérő jelek fáziseltéréseit vizsgálja. Ha ugyanazt a tárgyat két vagy több, majdnem azonos pozícióból készült radarfelvétel együttes elemzésével vizsgáljuk, a tereptárgyak magassága meghatározható, és digitális terepmodellek készíthetők. A legfontosabb, pixelértékeket befolyásoló tényező a felszín okozta fáziseltolódás, amelyből a különféle torzító hatások kiszűrése után a felszín bizonyos tulajdonságai (például a növényzet sűrűsége) is meghatározhatóak [11].

A radar polarimetria alapelve, hogy a radar több, különböző polarizációjú hullámot bocsát ki, a földfelszín, illetve a rajta lévő objektumok pedig megváltoztatják a polarizációs állapotot, ami az amplitúdóval együtt információt ad például a visszaverő objektum formájáról, felületéről, nedvességtartalmáról. A különféle polarizációjú jelekből többsávos, hamis színes felvételek állíthatók elő, amelyek az erdők kutatásában például a struktúráról adnak többletinformációt, illetve a gyakran felhős trópusi területeken az erdőborítás vizsgálatára is alkalmazzák őket. A polarizáció segítségével például a fenyő- és lombos állományok is elkülöníthetők.

Az erdők kutatásában is alkalmazott, jelenleg is működő jelentősebb műholdas radarok a kanadai RADARSAT-2, a német TerraSAR-X-TanDEM-X páros, a japán ALOS-2/PALSAR-2, illetve az Európai Unió és az Európai Űrügynökség (ESA) Copernicus programjának keretében működő Sentinel-1 radarholdak, utóbbiak a korábbi ERS és Envisat missziókat követik. Fedélzetükön C-sávú apertúraszintézises műholdradar található. A 2014-ben pályára állított Sentinel-1A radarholdat 2016-ban követte párja, az 1B, a páros konstelláció révén mindössze 6 napos visszatérési idővel állnak rendelkezésre a Föld adott területéről jó minőségű, ingyenesen hozzáférhető radarfelvételek.

## II.2 A TÁVÉRZÉKELT FELVÉTELEK FELDOLGOZÁSÁNAK ÉS ELEMZÉSÉNEK ALAPVETŐ MÓDSZEREI

Ahhoz, hogy egy távérzékelte felvételből kinyerjük az aktuális kutatás szempontjából fontos információkat, összetett adatelemzési eljárások állnak rendelkezésünkre. A távérzékelte felvételek elemzését azonban alapos előfeldolgozási munka kell, hogy megelőzze, ami nem uniformizálható feladat. A nyers felvételeket számos hiba terheli, melyek korrigálása nélkül a kinyert információk pontatlanok, változás-vizsgálatok esetén pedig összehasonlíthatatlanok lesznek. Mivel mind az előfeldolgozás, mind az elemzés és az eredmények értékelése komoly felkészültséget igényel, érdemes megfontolni tapasztalattal rendelkező tudományos műhelyek bevonását az elemzési munkálatokba. Terjedelmi okokból jelen tanulmányban csak néhány, az erdők kutatásában is alkalmazott eljárás rövid ismertetésére van lehetőség, azonban ezeket az SH/4/13 projekt során készült korábbi megvalósíthatósági tanulmány (KRISTÓF és mtsai 2013b) részletesen tárgyalja.

## II.2.1 Előfeldolgozás

Előfeldolgozás alatt az adatok elemzése, értelmezése szempontjából kulcsfontosságú, előkészítő jellegű adatfeldolgozási lépéseket értjük. Ezekre azért van szükség, mert a felvételezés fizikai körülményei és az észlelés, a felvételek rögzítésének sajátosságai miatt olyan geometriai és radiometriai (a mért értékekben jelentkező) torzulások jelennek meg, melyeket az elemzések elvégzése előtt korrigálni kell. Enélkül közvetlenül nem következtethetünk a megfigyelt földfelszíni objektumok tulajdonságaira. Mind a geometriai, mind a radiometriai korrekciók szempontjából fontos, hogy a felvételek elemzésének mi a végcélja: ez határozza meg azt, hogy milyen korrekciós lépések szükségesek. Az elemzések végcélja általában a földfelszín, illetve a földfelszíni objektumok lehatárolása, valamint az objektumok tulajdonságainak és azok változásának vizsgálata.

### II.2.1.1 Légi- és űrfelvételek előfeldolgozása

Optikai adatok (légi- és űrfelvételek) esetében abszolút és relatív, valamint hibrid előfeldolgozási módszereket használhatunk. A felvételkészítés pontos fizikai körülményeinek ismeretén alapuló abszolút korrekciók nagyszámú bemeneti paraméter ismeretét igénylik, és használatukkal a torzító hatások ismert pontossággal korrigálhatók. Akkor beszélünk abszolút korrekcióról, amikor a felvétel pixelértékeit (DN) értékeit korrigáljuk a felvétel készítésének időpontjában, a felszínen, vagy máshol mért reflektancia értékkel. A felvételek pixelértékein alapuló relatív módszerek (ezeknél ismert, illetve állandó reflektancia tulajdonságú területtel hasonlítjuk össze adatainkat) statisztikai mutatókat és közelítéseket alkalmaznak a torzítások korrekciójára, és jóval kevesebb bemeneti paraméter ismeretét követelik meg. A kétfajta módszer kombinációjából született hibrid módszerek ötvözik az előnyeiket: megközelítik a fizikai módszerek pontosságát, miközben jóval kisebb számú bemeneti paraméter ismeretét igénylik.

Az optikai felvételeket terhelő radiometriai hatások közül a legfontosabbak:

- a különböző Nap-Föld-távolságok és napállásszögek által okozott megvilágítási különbségek;
- a különböző felvételezési szögekből és a földfelszín anizotróp visszaveréséből adódó hatások;
- a különböző légköri körülmények okozta eltérések;
- a szenzorok különböző hullámhossz-tartományai és kalibrációja;
- az eltérő kódolási eljárásokból adódó eltérések;
- a leképező rendszer egyéb torzításai (csíkozás, szenzor-öregedés hatásai stb.).

A távérzékelte felvételek egzakt értékelésének egyik kritikus pontja, hogy a felvételek eltérő időpontban, eltérő megvilágítási és légköri körülmények között készülnek és a szenzorok tulajdonságai idővel változhatnak. Az űrfelvételek terjesztői általában geometriailag és radiometriailag is különböző szinten korrigált felvételeket kínálnak. Már az alapszintű, „rendszerkorrigált” felvételeken is elvégzik a radiometriai rendszerkorrekciókat: kalibrációs függvények segítségével kiegyenlítik a detektorok érzékenysége közti eltérések okozta csíkozást, levágják a kalibrációs fényforrás adatait tartalmazó pixeleket. A további korrekciók felvétel-típustól és forgalmazótól függnek.

A radiometriai korrekciók szempontjából alapvető kérdés, hogy a felvételeket kvalitatív (minőségi, tematikus) vagy kvantitatív (mennyiségi) elemzésekre kívánjuk-e felhasználni. Kvalitatív elemzésekkor a cél a felvétel interpretációja, azaz a pixelértékek alapján a földfelszín tematikus kategóriákba sorolása, a felszínborítási elemek elkülönítése. Az interpretációs módszerek általában statisztikai, relatív alapon működnek, radiometriai korrekciót nem igényelnek. A felvételek vizuális interpretációja általában kontrasztfokozást igényel. Mivel a kvantitatív elemzésben a felvétel-idősort hibával terhelt fizikai mérések sorozataként fogjuk fel, az összehasonlíthatóság biztosítása érdekében szükséges a különböző forrásokból származó, a földfelszín valós változásaihoz nem köthető radiometriai eltérések, hibák minimalizálása. Ehhez a legtöbb esetben különböző fizikai alapú mennyiségek (spektrális radiancia, reflektancia-értékek) kiszámításán át vezet az út, amelyhez figyelembe kell venni a szenzorok sajátosságait és a felvétel-készítés egyéb körülményeit (megvilágítás, felvételi geometria, légköri viszonyok stb.).

A geometriai korrekciók során biztosítjuk a távérzékelte felvételek és a földfelszín közötti egyértelmű geometriai megfeleltetés feltételeit. A megfelelően korrigált felvételeken megfigyelt objektumok a földfelszínen egyértelműen azonosíthatók, és ez fordítva is igaz (a terepen bemért objektumok megtalálhatók a felvételen). Ezen túlmenően a geometria jelenti az alapvető kapcsolatot az azonos területről készült, különböző hullámhosszú és időpontú felvételek között, tehát a geometriai korrekció a változás-vizsgálatoknak és az idősoros elemzéseknek is alapvető feltétele.

Az űrfelvételeken fellépő geometriai torzulások kapcsolatosak:

- a szenzor belső leképezési tulajdonságaival (pl. elrajzolás);
- a platform (műhold, repülő) tulajdonságaival és mozgásával (pl. pályaingadozások, a műhold helyzetének és sebességének változásai);
- a Föld mozgásával és görbületével (elfordulás, panoramikus torzítás);
- a felvételezéskor uralkodó légköri viszonyokkal;
- valamint a domborzat hatásával.



A torzító hatások közül egyesek matematikailag egyértelműen modellezhetők, mások közelíthetők, de a lokális maradványhatások miatt a geometriai korrekció sohasem lehet tökéletes. A szükséges geometriai korrekciók körének meghatározásához elengedhetetlen az elemzés céljának és pontossági elvárásainak, valamint az ahhoz felhasználandó távérzékeléses és kiegészítő adatoknak az ismerete.

A gyakran alkalmazott ortorektifikáció során a szenzor, a pálya és a topográfiai paraméterek ismeretében analitikus modellek segítségével írják le a felvételezés geometriai körülményeit, és így végzik el a felvétel geometriai korrekcióját. Ezzel a módszerrel születnek a légifelvételekből a térképhelyes ortofotók, illetve a nyers űrfelvételekből az ortokorrigált termékek. A szabatos ortokorrekció elvégzéséhez számos kiegészítő adat és paraméter ismerete szükséges, ideális esetben terepi illesztőpont-mérésekkel kiegészítve. Az elérhető pontosság erősen összefügg az ismert, illetve (terepen) mért paraméterekkel, továbbá a felvételek számával és átfedésével.

Általában kevésbé pontosak, de jóval kevesebb bemenő paramétert igényelnek a nem-paraméteres módszerek. Ezek alkalmazhatók bármely két koordináta-rendszer közötti transzformáció közelítésére. Egyaránt használhatók akár a felvétel-párok, akár a felvételek és a földfelszíni koordináták viszonyának közelítő leírására is, ilyenkor a referencia valamely földrajzi koordináta-rendszer, a végeredmény pedig egy földrajzi koordinátákkal ellátott, vetületbe illesztett felvétel. Tipikus példa erre az űrfelvételek transzformációja például szkennelt topográfiai térképekről, vagy terepi GPS-es mérésekkel azonosított illesztőpontokkal. A nem-paraméteres korrekció során a koordináta-transzformáció közelítő függvények használatával zajlik.

A számítási kapacitások bővülésével és az algoritmusok fejlődésével számos mai szoftverben megjelennek kép-egyeztetési módszerek („image matching”). Ezek főleg nagyszámú, egymással jelentősen átfedő felvétel esetében könnyítik meg a geometriai korrekciók elvégzését. Viszonylag kevés paraméter ismerete mellett is jó eredményeket lehet velük elérni, ha a felvételek közt (automatikus módszerekkel) nagyszámú közös ún. kapcsolópontot sikerül azonosítani.

### II.2.1.2 Lézeres adatok előfeldolgozása

A lézeres adatok előfeldolgozása során megtörténik a pontfelhő elsődleges vizsgálata. Ennek során leellenőrizzük a pontsűrűség térbeli eloszlását, egyenletességét, az esetleges hézagokat az adatfelvételezésben. Az előfeldolgozás magába foglalja a pontfelhő geometriai és radiometriai korrekcióját is. A geometriai korrekció során ellenőrizzük a direkt georeferencia jóságát, mind relatív, mind abszolút értelemben.



A fotogrammetriai relatív tájékozásnak felel meg a felmérés egyes sávjainak egymáshoz való viszonyítása, amely a pászták relatív eltérését mutatja meg. Bár ezeket az eltéréseket a repülési nyomvonal (trajectory) újbóli kiegyenlítésével lehet egzakt úton kiküszöbölni, gyakorlatilag elegendő az egyes sávok affin transzformációja is.

A már relatív értelemben ellentmondás-mentes pontfelhő abszolút tájékozását a fotogrammetriai illesztőpontokhoz hasonló ún. illesztőfelületek segítségével lehet megvalósítani. Az illesztőfelületek olyan (célszerűen) ferde síkok, például háztetők, amelyek esetében mind a horizontális, mind a vertikális eltérések könnyen meghatározhatók.

A pontfelhő radiometriai korrekciója során az érzékelő által szolgáltatott intenzitás-értékeket próbáljuk reflektancia-értékekké alakítani. Ehhez szükséges az érzékelő karakterisztikájának, a felvételi geometriának és a légkörnek az ismerete. Mivel az érzékelők karakterisztikája nem mindig publikus, valamint gyakran ún. AGC (Automatic Gain Control) berendezésekkel vannak ellátva, amelynek erősítése nem kerül rögzítésre, a radiometriai korrekció sokszor csak referencia felületek ismeretében lehetséges. A felvételi geometria itt sokkal egyszerűbb, mivel a megvilágítás és a szemlélés azonos irányból történik, a távolságot pedig ismerjük, ugyanakkor a BRDF hatás itt sem teljesen elhanyagolható. A légkör esetében gyakran csak erős egyszerűsítésekkel tudjuk a korrekciót elvégezni.

## II.2.2 Távérzékelte felvételek elemzése

A távérzékelte felvételek elemzése során kinyerhetőek minőségi (kvalitatív) (pl. fajfaj vagy fajfajcsoport meghatározása) és mennyiségi (kvantitatív) információk. Utóbbiak sok esetben közvetve, valamilyen származtatott adat segítségével becsülhetőek – pl. spektrális indexek, textúramutatók – segítségével.

### II.2.2.1 Pixel-és szegmensalapú közelítés

A légi- és űrfelvételek geometriai felbontása definiálható a pixel méretével. Amint azt korábban láttuk, egyes űrszenzorok képeinek felbontása már régóta a légifelvételek geometriai felbontásával vetekszik, és a pixelek mérete mára sok esetben jóval kisebb a vizsgálat tárgyát képező objektumok méreténél. Ez a tendencia olyan új módszerek fejlesztését tette szükségessé, melyeknél az elemzés tárgya nem a pixel, hanem a pixelek összevonásával kapott szegmens.

A kép-szegmentáció egy speciális szoftverkörnyezetet igénylő eljárás, amely egyre nagyobb szerephez jut az optikai felvételek, leginkább a nagy fel-

bontású felvételek kiértékelésében, mind a geometriai hibák hatásainak minimalizálása, mind az adatintegráció és a változások leírása szempontjából (ld. BLASCHKE és mtsai 2011). Lényege, hogy spektrális és textúra-jellemzők alapján képes a felvételt képbjektumokra, „szegmensekre” bontani. Ilyen objektum lehet például egy azonos korcsoportú és fafajú erdőrészlet, vagy egy tisztás. A szegmensek méretének, határainak alakítását irányító szempontok a felhasználó által jól definiálhatók (pl. naprakész meglévő vektoros állományok, erdőrészlet határok, utak segítségével is), valamint szükség esetén több szegmentációs szintet is kialakíthatunk ugyanarra a területre vonatkozóan, szintenként más-más típusú elemzési, vagy generalizálási célokra. A szegmentálásnak számos módszere létezik (ld. KRISTÓF és mtsai 2013b), és fontos része az elemzési folyamatnak – meghatározó lehet az elemzés sikere szempontjából.

Ha a sávok között több időpont felvételei is szerepelnek, a szegmentáció mind térbeli, mind időbeli kontextusban alkalmazza a homogenitás fogalmát. Ebben az esetben a szegmentáció eredményeként olyan, spektrálisan homogén pixelcsoportokat kapunk, amelyek hasonló tendenciákat mutatnak, tehát hasonló a „sorsuk” a különböző időpontok között. A képszegmentáció- és elemzés végeredményeként előállt folt-formátumú adatbázis kitűnően vektorizálható (szegmens=poligon), térinformatikai rendszerbe illeszthető (II.2. ábra).



**II.2. ábra:** Ugyanazon terület pixel alapú (bal), és szegmentáció utáni (jobb) ISODATA osztályozásának végeredménye. A hasonló színek hasonló osztályokat jelölnek (KRISTÓF 2005)

A megfigyelt objektumok jellemző mérete és a felhasznált felvételek felbontása alapján megfogalmazhatunk néhány egyszerű szabályt a feldolgozásban alkalmazandó módszerekkel kapcsolatban:

- Ha a vizsgált objektumok területe jellemzően a felvétel pixelméretét csak kb. egy nagyságrenddel haladja meg, a pixel alapú feldolgozás is jó eredményre vezethet (pl. erdőállomány-szintű térképezés közepes felbontású felvételekből, regionális térképezések kisfelbontású felvételekből).
- Ha a vizsgált objektumok területe jellemzően több nagyságrenddel nagyobb a felvétel pixelméreténél, objektum-alapú képfeldolgozás javasolt (pl. erdőállomány-szintű vizsgálat méteres felbontású felvételekből, faegyed-szintű vizsgálat cm-es felbontású felvételekből).
- Ha a vizsgált objektumok területe jellemzően a felvétel pixelmérete körüli vagy annál kisebb, a pixel alatti (subpixel) elemzési módszerek hozhatnak jó eredményt. Ennek természetesen előfeltétele a felvételek igen pontos radiometriai és geometriai előfeldolgozása (de a jó eredmény így sem garantált).

#### II.2.2.2 Kvantitatív elemzési módszerek: a spektrális indexek jelentősége

Ha konkrét folyamatok mennyiségi leírását szeretnénk elvégezni, vagy az objektumok visszaverési tulajdonságait számszerűen szeretnénk vizsgálni, kvantitatív elemzési módszereket alkalmazunk. Ez esetben az eredmények fontos tulajdonsága, hogy azok – a kvalitatív-tematikus elemzések diszkrét értékeivel, kategóriáival szemben – folytonos számértékek. A kapott mutatók önmagukban is lehetnek informatívak, illetve sok esetben közvetlen kapcsolat állítható fel közöttük és a vizsgált erdőállományok különféle tulajdonságai között.

A spektrális indexek népes családját alkalmazhatjuk ilyen célú vizsgálatokra. Az indexek tulajdonképpen matematikai képlettel megoldható térképi műveletek eredményeként keletkeznek, általában arányindexek. A képletek mindig megadják, hogy a spektrum mely részeire vonatkozó információkra van szükség a számítások elvégzéséhez, így ebből adódóan az ilyen jellegű vizsgálatokhoz mindenképp olyan szenzorok felvételei szükségesek, amelyek tartalmazzák a megnevezett hullámsávokra érzékeny csatornákat. A növényzet biofizikai tulajdonságainak kutatására, klorofill-tartalom, fotoszintetikus aktivitás, valamint biomasszatömeg becslésére, levélfelület-index számítására stb. nagyon régóta alkalmaznak vegetációs indexeket (YOSHIOKA 2000), melyek közül az egyszerűbbeket minden olyan felvételtől kiszámíthatjuk, amelyek tartalmazzák a vörös és közeli infravörös csatornákat (pl. NDVI). A fejlettebb, például háttérzajokra, atmoszferikus hatásokra kevésbé érzékeny indexek bonyolultabb módon számíthatók és több spektrális csatorna információival dolgoznak (pl. EVI). Ezek számítására csak a nagyobb spektrális felbontású felvételek alkalmasak. Léteznek speciális indexek is, ilyen például a kifejezetten Landsat felvételek feldolgozására

kidolgozott nedvesség (Wetness), zöldérség (Greenness) és fényesség (Brightness) index, melyek számításának alapját az ún. Tasseled Cap transzformáció adja (KAUTH és THOMAS 1976). Az infravörös sávok hiánya esetén is javasoljuk egyszerű, valós-színes sávokból előállított vegetációs indexek számítását, mert ezek kiegészítő információtartalma segítheti bizonyos osztályok elkülönítését. Az alkalmazott indexek kiválasztásánál figyelniünk kell arra is, hogy multispektrális, vagy nagyon keskeny hullámhossz-tartományokban felvételezett hiperspektrális felvételekkel dolgozunk-e (utóbbiak esetében ún. narrow-band indexeket kell alkalmaznunk).

Az index-értékek időbeni (évek közötti, vagy szezonális) alakulásának nyomon követése a változásvizsgálatok egyik kulcseleme, viszont csak akkor alkalmazható sikeresen, ha a felvételek a lehető legkörültekintőbb előfeldolgozáson estek keresztül – ne feledjük, itt számértékekkel dolgozunk, a spektrális sávok értékeiben minimalizálni kell a geometriai, radiometriai, légköri hatások okozta torzításokat. A szakirodalmi források alapján az erdészeti kutatásokban leggyakrabban alkalmazott, illetve az erdőszerkezeti jellemzők becslésére alkalmazható vegetációs indexeket az alábbiakban foglaljuk össze:

- Red-infrared Ratio (RI)
- Ratio Vegetation Index (RVI) – bármely két spektrális sáv értékeinek arányaként számítható
- Shortwave Infrared to Visible Ratio (SVR)
- Normalised Difference Vegetation Index (NDVI)
- Normalised Difference Water Index (NDWI)
- Normalized Difference Moisture Index (NDM)
- Perpendicular Vegetation Index (PVI)
- Transformed Soil-adjusted Vegetation Index (TSAVI)
- Mid-infrared Vegetation Index (MVI)
- Greenness Vegetation Index (GVI)
- Enhanced Vegetation Index (EVI)

A spektrális indexek számítása mellett megemlítenk még néhány – az ún. spektrális tér transzformációin alapuló – elemzési módszert is, melyek alkalmazása már nagyobb felkészültséget igényel a képelemzőtől: ilyenek a korrelációs vizsgálatok, főkomponens analízis (principal component analysis, PCA), vagy a Tasseled Cap transzformáció. Elsősorban a hiperspektrális felvételek feldolgozásánál van szükség a képtranszformációs módszerek alkalmazására (PLAZA és mtsai 2009).

### II.2.2.3 Kvantitatív elemzési módszerek: A textúramutatók szerepe

Az erdők távérzékelte vizsgálatában jelentős szerepet játszanak a különféle textúramutatók. A textúra a kép részleteinek ismétlődése, az intenzitások szabályos vagy szabálytalan változása, mely általában valamilyen fizikai változást jelez a leképezett területen. Csak területeknek van textúrája, pontokon nem értelmezhető – a vizsgált környezet létrejöhet például mozgóablak segítségével (ha pixel-alapú elemzéseket végzünk), vagy a már említett szegmentálás eredményeképpen előállt objektum is lehet a számítás alapja. A vizsgált egységek meghatározása önmagában olyan szakmai döntés, amely befolyásolhatja az eredményt: mivel az intenzitás térbeli eloszlásához kötődik, adott kép textúrája különböző léptékekben értelmezhető. Textúra-analízishez legtöbbször statisztikai mutatókat számítunk; az elsődleges statisztikák közül a leggyakoribb a pixelek intenzitásértékeinek szórása, illetve varianciája. A másodlagos statisztikák pedig azt adják meg, mekkora a valószínűsége két intenzitás-érték együttes előfordulásának egymástól adott távolságra és irányban. Ennek leírására szolgálnak a kereszt-előfordulási mátrix (GLCM) és a belőle számított mutatók, melyek komoly számításigénnyel rendelkeznek (részletes leírásukat ld. CZIMBER 2009), és egyébként irányfüggőek. Többszintű szegmentálás esetén textúramutatóként használhatóak az alsó szintek objektumainak jellemzői is.

Erdőszerkezeti paraméterek becslése, illetve erdőterületek osztályozása során a textúra-alapú mutatókat jellemzően kiegészítő jelleggel, a pontosság javítására alkalmazzák, vagy olyankor, amikor kicsi a spektrális felbontás, tehát kevés sáv áll rendelkezésre, például pánkromatikus felvételek esetében (LALIBERTÉ és RANGO 2008). A textúra jelentősége a felbontással együtt növekszik, különösen, amikor a térbeli felbontás eléri a vizsgálandó objektum jellemző méretét, vagy az alá csökken (FRANKLIN és mtsai 2000). Adott mutató relevanciája mindig függ a kép térbeli felbontásától, spektrális tulajdonságaitól és a vizsgálandó objektumok tulajdonságaitól (méret, alak, térbeli eloszlás).

### II.2.2.4 A minőségi jellemzők kinyerése a felvételekből: osztályozás

A felvételekből történő kvalitatív információkinyerés folyamata az ún. interpretáció, amely tulajdonképpen egy döntéshozási folyamat. Ennek során a felvétel egyes elemeit meghatározott szempontrendszer alapján felismerjük, földfelszíni objektumokhoz kötjük és diszkrét kategóriákba soroljuk. A kategóriák kialakítása mindig a kutatás szempontjából releváns jellemzők alapján történik. Az

osztályozási módszereket sok szempont szerint csoportosíthatjuk, ezek közül tekintünk itt át néhányat.

Pixel-alapú osztályozás (pixel-based classification) során a kép egy-egy pixelét egyértelműen besoroljuk egy osztályba (szigorú osztályozási módszerek). A besorolás az osztályok közeli pixeljei, középpontjai, vagy az osztályok közötti határok alapján működik a spektrális térben. Az osztályok felállítása általában tanítóterületek segítségével történik, az osztályozás pontosságát pedig teszterületek kijelölése és osztályozása adja. A pixel-alapú osztályozási módszereket kis és közepes geometriai felbontású felvételeknél alkalmazhatjuk jól.

A kis felbontású űrfelvételek esetében felvetődik az ún. „kevert pixelek” problémája. Ez a jelenség annak köszönhető, hogy a nagyméretű pixelek több típusú felszínborítás jellemzőit keverten tartalmazzák. Ilyen esetben pixelen belüli (sub-pixel) osztályozási módszereket, vagy rugalmas (soft) osztályozási módszereket alkalmaznak, mint például a fuzzy logikán alapuló csoportosítás (fuzzy c-means), SMA-módszer (Spectral Mixture Analysis) és ennek továbbfejlesztett változatai, úgymint az LSMA (Linear Spectral Mixture Analysis) és az NSMA (Normalized Spectral Mixture Analysis).

A nagy és igen nagy térbeli felbontású légi- és űrfelvételek esetében más problémával szembesülünk: itt az adott objektumhoz tartozó pixelértékek szórása nagymértékben megnő, nem számolhatunk ugyanis a pixelméret átlagoló hatásával, mint a kis- és közepes felbontású felvételek esetében. Jó példa erre a fakoronák napos és árnyékos oldala, amely spektrálisan messze esik egymástól, és valószínűleg külön osztályba kerül egy pixel-alapú osztályozásnál. A megoldást a fentebb említett kép-szegmentációs eljárások és az arra épülő osztályozási módszerek jelentik (ld. II.2.2.1 fejezet). Ezek az osztályozási módszerek a kialakult szegmenseket különálló egységként kezelik (mint a pixel-alapú módszereknél az egyes pixeleket), így az osztályba sorolás is szegmensenként történik. Mivel egy szegmenst számos pixel alkot, olyan jellemzők is részt vehetnek az osztályozásban, mint az egy szegmensbe sorolt pixelek statisztikai jellemzői (átlag, szórás, minimum, maximum), a szegmensek geometriai jellemzői, vagy a textúra-mutatók.

Amennyiben a minőségi jellemzők kinyeréséhez a felhasználó csak néhány olyan alapvető paramétert ad meg, amelyeket a számítógép arra használ, hogy felfedezze az adathalmazban rejlő mintákat, automatikus (nem-felügyelt) osztályozásról beszélünk. Ezek a minták nem feltétlenül alkotják a kép tematikus jelentéssel bíró alegységeit, mint például egy-egy talajtípust vagy felszínborítási kategóriát: ezek egyszerűen hasonló spektrális tulajdonságokkal bíró képpontcsoportok. Ezt a módszert általában akkor alkalmazzuk, ha viszonylag kevesebbet



tudunk magáról az adathalmazról az osztályozás előtt. A klasszifikáció eredményeként kapott osztályokhoz azután – általában terepi felvételezéseinek eredményét, vagy egyéb rendelkezésre álló adatot alapul véve – maga a felhasználó rendel tartalmat, valós jelentést. A máig legelterjedtebb automatikus osztályozási módszer az ISODATA (Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique) algoritmuson alapszik (TOU és GONZALEZ 1974), de ide sorolhatjuk még például a K-means (klaszter-középpont) módszert is (LILLESAND és KIEFER 2000).

Felügyelt osztályozás esetén a felhasználó olyan mintákat – homogén tanító pixelcsoportokat (ún. tanítóterületeket) – választ ki a művelet elején, amelyek jól reprezentálják a térképezni kívánt felszínborítási elemeket. Ehhez a terepi adatok, térképek, egyéb távérzékelte felvételek mind jó alapot szolgáltathatnak. A tanítás akkor lesz sikeres, ha a minták nagyszámúak és egyértelműek (homogének). A szoftverek ezután a tanítóterületek figyelembe vételével, a felhasználó által kiválasztott döntési szabály alkalmazásával végzik el a pixelek (vagy szegmensek) osztályba sorolását. A döntési szabály olyan matematikai algoritmus, amely a jellemző értékek adatai alapján végrehajtja az osztályozást. A teljesség igénye nélkül felsorolva ide tartoznak például a legnagyobb valószínűség (maximum likelihood), legközelebbi szomszéd (nearest neighbour), legközelebbi középpont (minimum distance to mean), hipertégla (hyperbox, parallelepiped box) szabályok, melyek alkalmazásáról mindig a felhasználó dönt. Az egyéb osztályozási módszerek között megemlítjük még a regresszióanalízist, a diszkriminancia analízist, vagy az egyre gyakrabban használt támogató vektor (Support Vector Machine, SVM), valamint a k-NN módszert, amelyet az USA több államában és Finnországban már hivatalosan alkalmaznak nemzeti erdőnyilvántartási adatok előállításához is. Széleskörű áttekintést nyújtottak a leggyakrabban alkalmazott pixel-alapú osztályozási és becslési módszerekről cikkeikben LATIFI (2012), McROBERTS és TOMPPÓ (2007), továbbá McROBERTS és mtsai (2010). A magasabb dimenziójú hiperspektrális felvételek osztályozásánál a hagyományos algoritmusok helyett inkább a gépi tanulási módszerek (machine learning) alkalmazása terjedt el. Gyakran alkalmazott módszer az erdőterületek osztályozásánál a támogató vektorok (SVM) és a Random Forest (RF) (MOUNTRAKIS és mtsai 2011, LAWRENCE és mtsai 2006). Mindkét módszer előnye, hogy viszonylag kis tanító mintaterület alkalmazásával is megbízható eredményt kaphatunk, még nehezen osztályozható tulajdonságok esetén is (BURAI és mtsai 2015).

### II.2.3 Különböző adattípusok együttes használata, adatfúzió

A törekvés a különböző forrásokból származó adatok egyesítésére a minőség javítása érdekében kezdettől jelen volt az erdészeti célú távérzékelésben. Az ilyen adatok jól kiegészíthetik egymást, együttes alkalmazásuk kiküszöbölheti az egyes típusokra jellemző hátrányokat, és jelentősen javíthatja a pontosságot, akár kvantitatív, akár kvalitatív jellemzőkről van szó. Az adatok kombinálásának három szintjét különböztethetjük meg, annak alapján, hogy az információk ötvözése a feldolgozási sor mely pontján történik: a pixel-szintet, az objektum-szintet és a döntéshozási szintet (POHL és VAN GENDEREN 1998).

A pixel-szintű eljárások az adatoknak a feldolgozás legalacsonyabb (a mért fizikai paraméterek) szintjén történő összeolvasztását jelentik. Ezeknek egy elterjedt speciális esete az ún. pansharpening, amikor alacsonyabb térbeli felbontású multispektrális, és nagyobb térbeli, de kisebb spektrális felbontású pánkromatikus képek kombinálásával állítanak elő olyan képet, amely elvben mindkettő előnyeit ötvözi. A sikeres eljárás feltétele, hogy a sávok jól korreláltak legyenek egymással, de a lefedett hullámhosszak jól váljanak el egymástól, és a spektrális információt tartalmazó sávok együttesen nagyjából ugyanazokat a hullámhosszakat fedjék le, mint a pánkromatikus sáv (ŠVAB és OŠTIR 2006). Mivel ezek az eljárások gyakran módosítják a spektrális tulajdonságokat, a különböző képfúziós technikák alkalmazhatósága erősen célfüggő, sok esetben éppen az erdészeti célú vizsgálatok szempontjából kiemelten fontos infravörös spektrális tulajdonságait módosítják jelentősen (HIRSCHMUGL 2008).

Az objektum-alapú elemzések elterjedése a különböző forrásokból származó adatok kombinálásának új lehetőségeit biztosította, mivel a szegmensek segítségével bármilyen felbontású képi információ aggregálhatóvá válik, illetve beépíthetőek egyéb, például vektoros GIS rétegekben tárolt információk is (pl. üzemtervi adatok, vegetációtérképek). Nagyon fontos azonban, hogy az egyes rétegek térben pontosan illeszkedjenek. A kombinálás ilyen, szinte korlátlan lehetősége viszont azzal a mellékhatással jár, hogy véges számú mintaterület alapján történő osztályozáshoz nagyon nagyszámú leíró változó áll rendelkezésre, amelyek részben egymással is korrelálnak. A változók (különösen a korrelált változók) számának növekedése amellett, hogy növeli a számításigényt, egy határon túl ronthatja az osztályozás minőségét is (TUOMINEN és PEKKARINEN 2005), így az osztályozáshoz alkalmazandó paraméterek kiválasztása az objektum-alapú elemzések egyik legfontosabb kihívásává vált (LALIBERTÉ és RANGO 2008).

A döntéshozási szintű kombináción egyszerűen a különböző forrásból származó információk együttes figyelembe vétele, szintetizálása értendő.



## II.3 EGYES FAÁLLOMÁNY-JELLEMZŐK MEGHATÁROZÁSA TÁVÉRZÉKELT ADATOK SEGÍTSÉGÉVEL

Az alábbiakban a felhasználói oldalról nézve, a leggyakoribb adatigények szerint csoportosítva röviden ismertetjük az egyes erdészeti feladatok megoldásához használt, jelenleg legjobbnak ítélt, illetve legnépszerűbb adattípusokat és módszereket. Mivel egymáshoz kapcsolódó feladatokról van szó, nem könnyű ezek szétválasztása – ha már rendelkezésre áll a megfelelő adat, általában több tényező vizsgálatára is lehetőség van. Jó példa erre SCHARDT és mtsai (2015) munkája, akik a Stájer Erdészeti Hivatal számára védett erdőterületeken végzett terepi felmérések kiváltása céljából légi LiDAR adatok, RapidEye műholdfelvételek és CIR légifelvételek segítségével egy kb. 1 600 km<sup>2</sup>-es hegyvidéki területen sikeresen lehatárolták az erdőterületeket, erdőtípusokat különítették el, ezen felül meghatározták az uralkodó és átlagos famagasságot, a törzssűrűséget, és a fatér-fogatot is. Magyarországon először 1996-ban készült Landsat TM űrfelvételek alapján a Phare Mera projekt keretében erdő - nem erdő elkülönítés és a fontosabb fafajcsoportok, fiatal-, közép- és időskorú állományok térképezése. Ebben a munkában tanulóterületként az Országos Erdőállomány Adattárból leváloga-tott homogén faállományokat használták (MÁRKUS és mtsai 1996).

### II.3.1 Tematikus térképezés

#### II.3.1.1 Erdőborítás térképezése

A felszínborítás távérzékelte adatokon alapuló térképezése, és azon belül az erdő-területek lehatárolása kezdetektől központi kérdés volt, ugyanakkor ma már ön-magában ritkán cél, inkább egyéb vizsgálatok (pl. változások, zavarások monitorozása, C-megkötés becslés) alapvető részfeladatként jelentkeznek. A tér-beli felbontás növelésével egy bizonyos léptékig a pontosság növelhető, nagy területek vizsgálata esetén (pl. egy ország vagy régió erdőszülségének meg-határozása) azonban az ár és a feldolgozás munkaigénye többnyire korlátozza a nagy térbeli pontosságú adatok előállítását. Emiatt a jellemző adattípusok, illetve módszerek a cél léptéktől függően két nagy csoportba sorolhatóak. Globális vagy regionális léptékű vizsgálatok esetében általában az ingyenesen elérhető, kis (MODIS) és közepes felbontású műholdfelvételeket (Landsat) használják. Ezek egyre magasabb feldolgozottsági fokkal érhetőek el, emellett a leggyakoribb hozzájuk kapcsolódó módszerek jól dokumentáltak, sőt, sok esetben beépül-tek a kereskedelmi forgalomban kapható szoftverekbe. Az Egyesült Nemzetek

Szervezetének Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Szervezete (UN FAO) általában ötévente közli a globális erdőértékelési kiadványát (Global Forest Resources Assessment [12]). Az 1948-ban publikált első jelentéstől a legújabb, 2015-ös jelentésig [13] az egyes országok által szolgáltatott információon túl egyre több távérzékelte adatot használnak fel az elkészítéséhez. A Global Land Cover Facility-n [14] Landsat (TM és ETM3) felvételek alapján az adott pixelre becsülték a záródást (Tree Cover Continuous Fields). Az EU-n belül a Copernicus program föld-monitorozásában két, erdőkkel kapcsolatos nagyfelbontású réteget (High Resolution Layers) állítottak elő. A záródás (Tree Cover Density) és az erdőtípus (Forest Type) rétegeket jellemzően közepes/nagy-felbontású űrfelvételek (IRS RS2, SPOT 4/5 és RapidEye) fél-automatikus osztályozásával, és vizuális finomításával állították elő. Ezek a 20 m-es felbontású adatok a 2012-es évre vonatkozóan elérhetők a Copernicus program honlapjáról [15].

A gyakran felhős területeken (például a trópusokon, vagy hegyvidékeken) hosszú időszakokat érintő adathiány léphet fel, emiatt terjedt el alternatívaként, illetve kiegészítésként az időjárás és a fényviszonyok által nem befolyásolt radar használata. Nagy területek erdőborítás-térképezésénél, különösen trópusi területeken, gyakran alkalmazzák az ALOS műhold PALSAR szenzor L sávját (HH és HV polarizáció) (WALKER és mtsai 2010). Bár radaralapú folyamatos erdőmonitorozási rendszer jelenleg még nem működik, a japán űrügynökség (JAXA) közzétett egy négy év adataiból készült mozaikot, amelynek alapján SHIMADA és mtsai (2014) régióspecifikus küszöbértékek alkalmazásával 25 m felbontású globális erdőtérképet állított elő (ez szabadon letölthető). Az utóbbi években a szinergiák kihasználása céljából a kétféle adattípus együttes alkalmazásával is kísérleteznek (pl. LEHMANN és mtsai 2015).

Kisebb léptékű vizsgálatokra tipikus példa a lékek lehatárolása egy erdőállományban (pl. WĘZYK és mtsai 2013, KRISTÓF és mtsai 2013, ill. ld. II.4.3 fejezet), vagy lokálisan referencia-adat előállítás a kisebb térbeli felbontású adatokkal operáló módszerek validálásához. Nagyfelbontású műholdképek, vagy légifelvételek esetén a spektrális tulajdonságok alapján (pl. vegetációs indexek alkalmazásával) gyakran egyszerű küszöbértékek alkalmazásával is hatékonyan elkülöníthetők a zöldfelületek, bár kevés spektrális sáv esetében a fák és egyéb növényzettel fedett felszínek megkülönböztetéséhez magassági adatra is szükség lehet. A teljes jelalakos légi LiDAR adatok önmagukban alkalmasak egyedi fakoronák térképezésére, majd azokból erdőtérkép előállítására (ld. STRAUB és mtsai 2008, ill. II.3.2.5 fejezet).

### II.3.1.2 Erdőtípusok térképezése

Ez egy rendkívül tág témakör, hiszen maguk az erdőterületek is sokféleképpen csoportosíthatóak. Ennek megfelelően a felhasználható adatok köre, és – ahogy az osztályozásról szóló fejezetben láthattuk – a módszertani eszköztár is igen széles. A szakirodalomban a fafajösszetétel alapján képzett csoportok mellett találhatunk példákat a kor (pl. FRANKLIN és mtsai 2001), fejlődési fázis (pl. VIEIRA és mtsai 2003), illetve szerkezet (pl. TANÁCS 2015) alapján történő lehatárolásra. A jobb eredmények érdekében azonban gyakran ezek kombinációi képezik a vizsgálatok tárgyát (pl. VOHLAND és mtsai 2007, JOHANSEN és mtsai 2007, KOCH és mtsai 2009, STRASSER és mtsai 2012). Történt már kísérlet távérzékelte adatokból származtatott erdőállapot-mutatók alapján komplex élőhely-minősítésre is (RIEDLER és mtsai 2015). Ami a fafajösszetételt illeti, gyakran csak a lombos, tűlevelű és vegyes állományok elkülönítése a cél, ezeket szinte valamennyi adattípus jó hatékonysággal lehetővé teszi (pl. KIRÁLY 2007, KIM és mtsai 2009, SCHARDT és mtsai 2015). Multispektrális és hiperspektrális felvételek esetében a közeli infravörös sáv és különféle vegetációs indexek (esetleg kiegészítve a textúrával), LiDAR alkalmazása esetén pedig (például lombtalan állapotban) a főbb visszaverő felületek magasságkülönbségei alapján ezek a csoportok jól elkülöníthetőek. Korcsoportok és szerkezeti csoportok elkülönítése a tapasztalatok szerint nagyfelbontású optikai felvételek használata esetén is jó hatékonysággal lehetséges, a textúra kiegészítő alkalmazása ezeknél az adattípusoknál jelentősen javítja az eredményeket. A passzív felvételek felbontásának növekedése mellett a légi lézeres letapogatáson alapuló módszerek szélesebb körben történő elterjedése is új lehetőségeket nyit az eltérő szerkezetű állományok elkülönítésében, mivel olyan szerkezeti elemek is azonosíthatóvá válnak, amelyek korábban légi távérzékelési módszerekkel nem, vagy csak korlátozott mértékben voltak érzékelhetők (pl. vertikális struktúra).

Ahogy a távérzékelte vizsgálatoknál általában, a lombos erdők (különösen az elegyes, többszintes állományok) osztályozása komolyabb kihívás. Az ilyen állományok esetében azok a komplex módszerek adnak jó eredményeket, melyek nagy térbeli felbontású adatokon végeztek, valamilyen faegyedszintű térképezés és osztályozás (ld. további fejezetek) eredményeképpen kapott csoportokat szakértői szabályrendszer alapján vonják össze és sorolják osztályokba. Jelentősen javíthatja az eredményt egyéb (pl. domborzatmodellből származtatott termőhelyi) információ bevonása az elemzésbe (pl. FÖRSTER és KLEINSCHMIT 2006). A jelenleg leghatékonyabbnak tekinthető módszerek objektum-alapúak, általában

több léptékben, és több, lehetőség szerint nagy térbeli felbontású adattípus együttes felhasználásával dolgoznak, az osztályozásban pedig a kontextus is nagy szerepet játszik.

### II.3.1.3 Változásvizsgálatok, idősoros elemzések

Úrfelvételek idősoros vizsgálatával a változások három típusát figyelhetjük meg erdőknél. Az évszakok változásával (1) a vegetáció aktivitása követhető nyomon. A klimatikus viszonyok lassú változásának következtében az erdő egészségi állapotának trendje (2) mutatható ki. Végül lehetséges még a hirtelen változások kimutatása (3), vagyis az erdőhasználatok, erdőtüzek és más bolygatások következményeinek szemléltetése (VERBESSELT és mtsai 2010). A régóta működő földmegfigyelő műhold-családok hatalmas archívummal rendelkeznek. A gyengébb geometriai felbontás ellenére képeik jól alkalmazhatók az erdők hosszú távú megfigyelésére, ugyanis az állandó visszatérési időnek köszönhetően konzisztens adatsort szolgáltatnak. A passzív kifelbontású szenzorok (pl. MODIS és VIIRS) gyakoribb visszatérési ideje lehetővé teszi, hogy 16 napos kompozitokat készítsenek azokból a felvételekből, amelyek felhőmentes állapotot mutatnak a vizsgált területen. Ezeken a felvételeken a vegetáció aktivitását és annak mértékét lehet nyomon követni az idő folyamán. Nagy időbeli felbontásuknak köszönhetően a kompozitok többek között a vegetációs időszak kezdetének és végének vizsgálatát (ZHANG és mtsai 2003), a lombkárosítók gradációjának nyomon követését (DE BEURS és TOWNSEND 2008) és nagy kiterjedésű erdőhasználatok közel valós idejű megfigyelését teszik lehetővé. Hazai viszonyok között az erdőrészek változásainak követésére a közepes felbontású műholdak felvételei alkalmasabbak. A tartamos erdőgazdálkodás során ugyanis gyakran alkalmaznak olyan erdőhasználati módokat, ahol nem keletkezik nagyméretű vágásterület. A bontások, lékek az egy időpontból származó közepes felbontású úrfelvételeken egyértelműen nem különíthetők el az állomány más részeitől. Idősoros elemzés esetén, ahol geometriai és radiometriai korrekciókon átesett felvételeket hasonlítunk össze kvantitatív elemzés céljával, ilyen kismértékű bolygatások is kimutathatók, ugyanis az idősorozatban több felvétel szerepel az esemény előtti és utáni állapotból. Így az esetleges zajok (pl. speckle) a képen elkülöníthetővé válnak a valóban megtörtént kismértékű változásoktól. Az idősorok sűrűségének függvényében alkalmazhatók éves szinten, nagy területen történt változások leltározásához, vagy közel valós idejű megfigyelő rendszerként. A Landsat archívum 2008-as ingyenessé válása (KOVALSKYY és ROY 2013) elindította az automatizált idősor-elemző szoftverek fejlődését. Ezek a szoftverek ku-

ratási célokra jöttek létre, aminek következtében bizonyos alapismereteket követel meg felhasználásuk mind a képfeldolgozás, mind a távérzékelés terén. Jellemzően vegetációs indexeket alkalmaznak a változások követésére, így erdőtüpusok közvetlen lehatárolására nem nyújtanak megoldást. Az erdőkbén történt zavarások kimutatására fejlesztett LandTrendr (KENNEDY és mtsai 2010) szoftver tetszőleges vegetációs index alapján lineáris interpoláció segítségével simítja az idősort és tematikus térképeket készít a bolygatásokról Landsat TM, ETM+ és OLI felvételekből. Az automatizált változás-kimutatás eredményeinek érvényesítése nagyobb geometriai felbontású felvételek alapján lehetséges. Erre nyújt megoldást a TimeSync (COHEN és mtsai 2010), amely a GoogleEarth VHR űrfelvétel-archívumát használja erre a célra. A BFAST R csomagja közel valós idejű megfigyelő rendszert nyújt a felhasználóknak, akár többféle szenzor egyidejű alkalmazásával (DUTRIEUX és mtsai 2015). A VCT (Vegetation Change Tracker) is automatizált Landsat idősor elemzésre fejlesztett szoftver. A LandTrendr utódjaként készül a LandsatlinkR nevű szoftvercsomag [16] felhasználóbarát módon nyújtja az alkalmazók számára az idősor-elemzés lehetőségét az eddig működött Landsat szenzorok felvételein. Globális méretű tematikus bolygatástérképet 2013-ban hoztak létre a Maryland egyetemen (HANSEN és mtsai 2013), ami elérhető az interneten [17]. A nagy lépték miatt lokálisan nincs érvényesítve az eredménye. A Google által létrehozott Google Earth Engine (GORELICK 2013) felhő alapú számítástechnikai platformon keresztül a felhasználó közvetlenül hozzáférhet több földmegfigyelő műhold archívumához, és a beépített, vagy akár saját algoritmusait is futtathatja ezen a rendszeren. Segítségével rendkívül hatékonyan lehet idősorozatokat feldolgozni és kiértékelni.

## II.3.2 Állományjellemzők meghatározása

### II.3.2.1 Fafaj

A fajok meghatározása a terepi felmérések kiváltása szempontjából kulcsfontosságú, ezért számos kutatás vizsgálja a távérzékelte adatok alapján történő faj-meghatározás lehetőségeit. Lombos állapotban az egyes fajok között a reflexióban mutatkozó különbség a látható tartományban az év nagy részében alig érzékelhető, az infravörös tartományban azonban megnövekedik. Emiatt a csak a látható tartományban érzékelő szenzorok használata a faj meghatározásában korlátozott. A közeli infravörös sávot is tartalmazó kis és közép-felbontású multispektrális felvételek faj-szintű osztályozásra önmagukban kevésbé alkalmasak. Az adatok geometriai felbontásának javulása azonban lehetővé tette az állomány,

illetve akár a faegyed-szintű vizsgálatokat. Nagyfelbontású multispektrális felvételeken képszegmentálással és a spektrális jellemzőkön kívül textúra- és alakjellemzők bevonásával már jó eredményeket lehet elérni (COPPIN és BAUER 1993, FRANKLIN 2000, HALOUNOVA 2004, LENNARTZ és CONGALTON 2004). Légi lézeres letapogatás alapján is lehetséges a faj meghatározása (HEINZEL és KOCH 2011, HYYPPÄ és mtsai 2009). HOLMGREEN és PERSSON (2004) voltak azok, akik először alkalmazták a lézerrimpulzus intenzitás-értékét faj-meghatározáshoz, ennek során erdefenyő és lucfenyő osztályozásánál 95%-os pontosságot sikerült elérniük.

Jelenleg a legígéretesebb eljárások hiperspektrális felvételeken alapulnak (PEERBHAY és mtsai, 2013, CLARK és mtsai, 2005; MARTIN és mtsai, 1998). Ilyen felvételezésre először laboratóriumi és terepi spektrográfokat alkalmaztak. Az egyenletesen megvilágított lombfelszínen mért spektrumok alapján végzett faj szintű elemzések bizonyították, hogy akár 90% körüli osztályozási pontossággal is elkülöníthetők a különböző fajok. A terepi spektrumok osztályozásához a látható- és közeli infravörös tartományból kiválogatott hullámhosszok, vagy a spektrumok transzformált adatait alkalmazzák (PEERHABY és mtsai 2013). A terepi spektrumok alapján történő faj szintű osztályozásra különböző statisztikai módszereket alkalmaznak (pl. többváltozós diszkriminancia analízis) és a kiválogatott spektrumok, illetve az alkalmazott információnyerési technikák is eltérőek lehetnek. Az osztályozás pontossága jelentősen függ a felvételezés időpontjától. Idősoros vizsgálatok bizonyították, hogy egyes fajok jobban szétválaszthatóak a vegetációs periódus bizonyos szakaszaiban, azonban ez döntően fajspecifikus tulajdonság.

A keresett fajok általában még egy adott területen belül is viszonylag nagy spektrális változatosságot mutatnak, egyebek mellett épp azért, mert a reflexió jellemző a növényfajon kívül a növény fenológiai állapotára és vitalitására is. Emiatt számos olyan algoritmus nem alkalmazható eredményesen a vegetáció vizsgálatában, amit anyagvizsgálatoknál sikeresen használnak.

A faji szintű osztályozásnál a legtöbb esetben információnyerési technológiát (feature extraction) alkalmaznak a képelemzés első lépéseként. Elterjedt a különböző csatornaszelektációs módszerek (pl. VIP), a képtranszformáció (pl. MNF), vagy a spektrális indexek alkalmazása (PLAZA és mtsai 2009). A vegetációs indexek többségét szélesebb spektrális mintavételezésű multispektrális felvételekre fejlesztették, azonban a hiperspektrális felvételeknél lehetőség van a vizsgált tulajdonságra leginkább alkalmas csatornakombináció kiválasztására. A hiperspektrális felvételek spektrális és a lézerszekennelt állományok geometriai adatai együttesen jelentősen növelhetik az osztályozás pontosságát. A hazai légi



távérzékelési esettanulmányok is azt bizonyítják, hogy a két módszer együttes alkalmazása lehet igazán eredményes a faj szintű osztályozásban (KIRÁLY és mtsai 2012).

### II.3.2.2 Biofizikai paraméterek

Terepi és laboratóriumi spektrofotométeres vizsgálatok is bizonyították, hogy bizonyos biofizikai tulajdonságok (klorofill, lignin-, N-, víztartalom stb.) becsülhetőek a levelek reflektancia értékének vizsgálatával (USTIN és mtsai 2009), így például a vízhiányos állapot is kimutatható a vizsgált egyedeken (RAY és mtsai 2010). Amikor nem levél, hanem lomb szinten vizsgálták az egyes paramétereket, a becslés pontossága már nem volt olyan megbízható, a jóval komplexebb sugárzási környezet miatt. Azonban bizonyos hullámhossz-tartományok kevésbé érzékenyek a háttér és a lombzat struktúrája okozta változó sugárzási viszonyokra. A vegetációs indexek alkalmazásának nagy előnye, hogy kevésbé érzékenyek a felvételen belül tapasztalt egyenlőtlen megvilágítási viszonyokra. A vegetációs indexek közül az egyik leggyakrabban alkalmazott a Normalizált Differenciált Vegetációs Index (NDVI), amelynek változása számos biofizikai paraméterrel szorosan korrelálhat (PETTORELLI 2013). A hiperspektrális csatornákból egyéb indexek is számíthatóak, amelyek az egyes biofizikai változókra különböző érzékenységgűek. A vízhiányos állapot detektálásánál például a vörös-él inflexió pontja (REP), vagy a SWIR tartomány 1 070 nm, 1 200 nm csatornáiból számított Normalizált Differenciált Water Indexet (NDWI) alkalmazták erdőállományok esetében (USTIN és mtsai 2002). Már a légi felvételek elemzésénél is figyelembe kell venni, hogy bizonyos spektrum-tartományok a légköri gázok miatt nagyon zajosak, ezért ezeknél legfeljebb gyenge statisztikai kapcsolat figyelhető meg a vizsgált tulajdonságokkal. Ilyen a spektrofotométeres mérésnél a levél N-tartalmával erősen korreláló 2 036–2 400 nm tartomány, amely a légi HS felvételeknél túl zajos a megbízható becsléshez.

Az egyik leggyakrabban vizsgált biofizikai mutató a levélfelületi index (LAI), azaz az 1 m<sup>2</sup> talajfelületre jutó (egyoldalú) levél-felület, amelynek közvetlen mérése bonyolult, idő- és erőforrás-igényes feladat, ugyanakkor széles körben használják ökoszisztéma-modellekben. A távérzékelte felvételek elemzése során a vegetációs indexek, főleg az NDVI használata a legáltalánosabb módszer a LAI becsléséhez, mégpedig regressziós modellek segítségével. A különböző növényi indexek és a LAI közötti korrelációt a felület mellett befolyásolja a levelekben található pigmentek típusa, a levél belső struktúrája, a levelek elhelyezkedése is. Ahol a LAI értéke magas, a becslések megbízhatósága csökken. Erdőterületek vizsgálata esetében tovább nehezíti a méréseket a különböző fajú

és fejlettségű faegyedek térbeli változatossága. Ugyanakkor több tanulmány (pl. COLOMBO és mtsai 2003, GREY és SONG 2008) is megállapította, hogy erdők vizsgálatakor nagy geometriai felbontású felvételekből számított textúra-mutatók bevonásával a becslés pontossága jelentősen javítható, valószínűleg azért, mert ezek a szerkezettel kapcsolatos többletinformációt jelentenek.

### II.3.2.3 Egészségi állapot, károsodások

A nagy, összefüggő, nehezen megközelíthető erdőterületek egészségi állapotának monitorozásában különös gyakorlati jelentőséggel bírnak a távérzékelésen alapuló módszerek. Erre a globálisan és folyamatosan elérhető vegetációs index digitális képanyagok (eMODIS NDVI, NOAA CDR NDVI), valamint a Landsat TM felvételek közeli infravörös sávjai kiválóan alkalmasak. Utóbbiak esetében a rendelkezésre álló hosszú idősorok akár visszamenőleges vizsgálatokat is lehetővé tesznek (pl. BONNEAU és mtsai 1999). Sok esetben a különböző biotikus (rovar), vagy abiotikus (aszály) károk bekövetkezése után, de még a levélvesztés előtt lehetséges kimutatni a változásokat – ez, és az adatok jó időbeli felbontása lehetővé teszi műholdfelvételek automatikus kiértékelésén alapuló, kvázi valós idejű monitoring rendszerek kialakítását, amelyek a várható állapottól való eltéréseket érzékelik (HARGROVE és mtsai 2009). Az USA Erdészeti Szolgálatának (USFS) MODIS-alapú, nyolc naponként frissülő bolygatástérképén (Forest Disturbance Monitor) [18] például nyomon követhetőek a biotikus és abiotikus bolygatások, és a lassabb degradációs folyamatok is (CHASTAIN és mtsai 2015).

A nagyobb térbeli felbontást igénylő faegyed-, illetve állomány-szintű vizsgálatoknál főleg hiperspektrális felvételeket alkalmaznak. Ezek a különböző egészségi állapotú levelek között is kimutatható spektrális eltérés, különösen az úgynevezett „klorofill abszorpciós tartomány”-ban (RAY és mtsai 2010). Mivel a korszerű hiperspektrális szenzorok akár 1 nm körüli spektrális felbontású adatok felvételezésére is alkalmasak, a növényi fluoreszcencia mérése is kivitelezhető (MERONI és mtsai 2009). A módszer lényege, hogy a növényekben a különböző stresszorok hatására fellépő válaszreakciók során jellegzetes fluoreszcencia-sajátságokkal rendelkező metabolitok is felhalmozódnak. Ezek általában olyan anyagok, melyek a kék és a zöld spektrális tartományban emittálnak. A stresszorok közvetve, vagy közvetlenül a fotoszintetikus apparátus módosulását, vagy akár károsodását is okozhatják, ezért a legfontosabb fotoszintetikus pigment, a klorofill-a fluoreszcencia-jellemzőit is megváltoztatják. A fluoreszcencia ismeretének különösen egy stressz vagy patogén fertőzés kezdeti stádiumában van jelentősége, így a változások már a károsodás korai stádiumában is detektálhatóak. Biotikus



stresszorok közül elsősorban a kártevő mikroorganizmusokat (vírusokat, baktériumokat, gombákat) kell említeni, de a rovarok okozta rágás is ide sorolható, míg abiotikus stresszoroknak a növényi környezet extrém megváltozásaiból adódó hatásokat – pl. hőség, fagy, szárazság, erős fény, UV-sugárzás, tápanyaghiány – tekintik. Mindkét típusú stresszor általában a védekezést, a jobb alkalmazkodást szolgáló, többletenergiát és egyes anyagok szintézisét igénylő válaszreakciókat vált ki, és jelentős mértékben megváltoztatja a növények anyagcseréjét.

### II.3.2.4 Magasság

A növényzet magasság-számításának legegyszerűbb és mára legelterjedtebb módja a csak a földfelszín magasságát (tereptárgyak nélkül) tartalmazó domborzatmodell (DTM) pixelenként történő kivonása a tereptárgyak (fák, épületek) magasságát is tartalmazó felületmodellből (DSM). Az így előállított magassági térkép (normalizált felületmodell, nDSM) sokféle alkalmazást tesz lehetővé, a megfelelő szinteken történő szegmentálás után számíthatóak belőle az egyedi fák magasságai, átlagos állomány-magasság (ami az uralkodó szint magasságának felel meg), illetve magassági eloszlások is (pl. CZIMBER 1994, KIRÁLY 2007, ZBORAY és mtsai 2007). Ezek az információk alapul szolgálhatnak további paraméterek előállításához, mint például fatérfogat, kor, strukturális változottság (HIRSCHMUGL 2008). Az egyedi fakoronák lehatárolására, illetve az egyes fák azonosítására szolgáló módszerek jelentős része támaszkodik valamilyen formában a magassági adatra. Az így előállított magasság-térkép pontosságát értelemszerűen jelentősen befolyásolja a felhasznált domborzat- illetve felületmodell pontossága. A domborzat-, illetve felszínmodellek előállítása geodéziai felméréssel, sztereofotogrammetria segítségével átfedő képpárokból, LiDAR, vagy radar technológia segítségével történhet.

Bár más erdészeti paraméterekhez hasonlóan az átlagos állomány-magasság is becsülhető nagyfelbontású műholdképek, illetve légifelvételek spektrális és textúra-tulajdonságai alapján (pl. LEVESQUE és KING 2003, TUOMINEN és PEKKARINEN 2005, CHUBEY és mtsai 2006, KAYITAKIRE és mtsai 2007, LEBOEUF és mtsai 2012), a becslés pontossága jellemzően alatta marad a felszínmodell-alapú számítások pontosságának. Jelenleg a famagasság távérzékeléssel történő meghatározásában a lombtalan állapotban készült teljes jelalakos légi lézeres letapogatás tűnik a legpontosabbnak, ami sokoldalú egyéb felhasználhatósággal párosul. Ezekről a felvételekről a domborzatmodell, a lombkorona felszínmodell, a kettő különbségéből a famagasság, idősebb állományoknál a lombkoronaméret és a törzszám is meghatározható (KIRÁLY és BROLLY 2007; KIRÁLY és mtsai 2007).

### II.3.2.5 Koronaméret, záródás

Az adott állományra jellemző koronaméretek vizsgálata a cél léptékének megfelelően nagy geometriai felbontással rendelkező adatokon történik, alapvetően kétféle közelítéssel. A módszerek egyik csoportja (főleg a korábbiak) lehatárolás nélkül egy lokálisan jellemző méretet ad, általában a textúra segítségével (pl. TREITZ és HOWARTH 2000, LEVESQUE és KING 2003). A másik, mára elterjedtebb közelítés a korona térbeli kiterjedésének térben explicit módon történő meghatározásán alapul, a lombkorona körülhatárolás (tree crown delineation) után a méretek minden egyes fára külön számíthatóak.

Magassági adatok alkalmazása esetén a korona lehatárolása történhet akár egyszerű küszöbértékek alkalmazásával. Gyakoriak azok a módszerek, amelyek valamilyen eljárás által kijelölt pixelekből (ld. II.3.2.6 fejezet) területnövelő szegmentálási algoritmus segítségével határozzák meg a korona kiterjedését (pl. TIEDE és mtsai 2005, 2006, HIRSCHMUGL és mtsai 2007). A kijelölt pixelek valójában az egyes fák azonosítását szolgálják, így egyidejűleg a törzsszám is meghatározható. Ilyen például a „vízgyűjtő-lehatárolás”: bármely térben elhelyezkedő, intenzitás-értékekkel jellemezhető kép értelmezhető 3D-s felületként is, ami megfeleltethető egyfajta domborzatmodellnek, ezekre pedig számos, a lefolyás útjának követését, vízgyűjtők lehatárolását célzó eljárás létezik (pl. HEURICH 2008). A völgy- (vagy határ-)követő eljárások (pl. GOUGEON és LECKIE 2003) pedig a koronák közötti alacsonyabb intenzitású területek meghatározására töreksenek, és ezeket használják fel a szegmentáláshoz. A koronatérkép alapján (a lombkoronák összterülete és a vizsgált terület hányadosaként) a záródás is számítható.

Mivel az erdészeti kezelés operatív egysége a faállomány, az erdőterületek vizsgálata során a faegyedek tulajdonságaira sokszor ennek leírása céljából van szükség. A szegmentálás eredményeképpen kapott fakorona-térkép szolgáltathat bemenő adatot például a faállomány alobjektum-alapú textúraelemzéséhez, vagy szakértői szabályrendszer alapján történő lehatárolásához (pl. SCHARDT és mtsai 2015). Egy ilyen térkép a faállomány további jellemzésére is lehetőséget biztosíthat, MAIER és mtsai (2008) például LiDAR felvételtől előállított magasságmodellre alkalmazott tájmetriákkal jellemezték egy hegyvidéki erdő struktúráját.

### II.3.2.6 Törzsszám

A törzsszám a faállományra jellemző érték, a hektáronkénti faegyedek számát adja meg. A fák egyedi azonosítása nélkül is viszonylag jó hatékonysággal be-

csülhető akár nagyfelbontású műholdképek, illetve légifelvételek spektrális és textúra-tulajdonságai alapján is (pl. LEVESQUE és KING 2003, KAYITAKIRE és mtsai 2006). Az újabb módszerek azonban már térben explicit módon, adott fák konkrét helyének meghatározásán (tree detection) alapulnak. Alkalmazásuk szorosan kötődik a korona-lehatárolás területnövelő módszeréhez, amihez a kiindulási pontot (seed pixel) szolgáltatják. Ez a lokális maximumpontok keresésén alapul; sok esetben ez (is) a cél, és nem önmagában a törzsszám meghatározása. Fordított esetben valamilyen egyéb módszerrel végrehajtott kezdeti korona-szegmentáció után keresik meg a törzs valószínű helyét, s azt általában a koronapoligonok közepére helyezik.

A leginkább elterjedt, lokális maximumra építő módszerek optikai adatok esetében azon a feltételezésen alapulnak, hogy a fa csúcsa a megvilágítás miatt magasabb reflektancia értékekkel jellemezhető. A mind pontosabb magassági adatok elterjedésével ezeket kiegészítették, majd felváltották a famagasságtérképekre kidolgozott lokális maximum módszerek. Először HYYPPÄ és INKINEN (1999) mutatta meg, hogy a lézeres letapogatás alapú nDSM-en felkereshetőek a lokális maximumok, amelyek az egyes fák csúcsait jelentik. De bármilyen bemenő adatot használunk, a lokális maximum meghatározásának kritikus pontja a keresési környezet lehatárolása, mert ehhez a jellemző koronaméretet előzetes meghatározása szükséges. Ha a keresési környezet a koronaméretkhez képest túl kicsi, akkor túlbecsüljük a törzsszámot, ha túl nagy, akkor pedig alábecsülünk – a jellemző koronaméret pedig egy felvételen belül is változó, tehát lehetőség szerint adaptív módszerekre van szükség. A lehatárolásra számos eljárás létezik. Történhet pixelekhez rendelt félvariogram hatástávolság alkalmazásával, a pixelből kiinduló transzektek mentén felírt intenzitási görbék inflexió pontjai segítségével (WULDER és mtsai 2000), vagy a magasság ismeretében előre meghatározott magasság-maximális koronaméret összefüggések alkalmazásával (PITKÄNEN és mtsai 2004, TIEDE és mtsai 2005). Amennyiben rendelkezésre állnak egyéb (pl. üzemtervi) adatok, a részlethatárokat figyelembe vevő többszintű szegmentálást alkalmazva, az erdőrészletek előzetes osztályozása alapján különböző korú és fajösszetételű erdőkhöz eltérő maximális távolság paraméterek rendelkezhetők (pl. TIEDE és mtsai 2006). Egy másik közelítés az ún. morfológiai algoritmusok alkalmazása (pl. ANDERSEN és mtsai 2001, HIRSCHMUGL és mtsai 2007).

Mind a fa helyének azonosítására szolgáló, mind a korona-lehatárolással dolgozó módszer eredményessége kor- és fafaj-függő, s nagymértékben függ a fa szociális helyzetétől. Az alászorult faegyedek láthatósága felülnézetből a legtöbb távérzékelte módszerrel korlátozott, így az összetettebb vertikális struktúrával rendelkező (pl. szálalóvágásos) állományok esetében a törzsszám általában

alulbecsült (HIRSCHMUGL és mtsai 2007, WULDER és mtsai 2000, MAIER és mtsai 2008, HEURICH 2008). Itt csak a területről készített légi lézerszkennelés pontfelhőjének vízszintes zónákra osztása és a koronapalást zónánként történő felismerése adhat megfelelő eredményt. A lézeres letapogatásban rejlő potenciál jobb kihasználását tudják biztosítani a voxel-alapú módszerek, amelyek esetében akár a felújulási szint egyedei is szegmentálhatók (pl. BROLLY és mtsai 2013).

### II.3.2.7 Mellmagassági átmérő, körlapösszeg

A fa mellmagassági átmérője, amelyet hazánkban a tő fölött 1,3 m-en mérnek, nagyon fontos törzsjellemző. A fatérfogatszámítási képletek a mellmagassági átmérő négyzetével és a famagasság szorzatával dolgoznak. Légi távérzékelési módszerekkel közvetlenül ez a paraméter sajnos nem határozható meg. Az egyes fák átmérője összefügg viszont a fa magasságával és lombkorona méretével. Minél magasabb a fa és minél nagyobb lombkoronát növeszt, annál vastagabb törzsre van szüksége. Ezért az átmérő a famagasság és lombkoronaméret meghatározására irányuló távérzékelési módszerekből közvetve számítható. Fontos megjegyezni azonban, hogy az állomány sűrűségétől függően jelentős eltérések lehetnek. Az adott területen jellemző termőhelyi viszonyok alapvetően meghatározzák továbbá a faállomány és az egyes fák lehetséges méreteit és növekedési viszonyait. Sűrűn tartott, kis lombkorona méretű, magas állományban is lehetnek vastag törzsek, ezért a földi referenciamérés nagyon fontos az ilyen közvetett meghatározásoknál.

Földi lézeres letapogatással viszont nagy pontossággal határozható meg a faegyedek mellmagassági átmérője és körlapja is. A számításhoz a mellmagasságban mért pontokat csoportosítani kell, majd az egyes csoportokra köröket illeszteni (KIRÁLY és mtsai 2012).

A körlap egy fa mellmagassági metszetének területe, a mellmagassági átmérőből ( $d$ ) számítható a következő képlettel:  $G=d^2\pi/4$ . A körlapösszeg az egy hektáron található faegyedek körlapjának összege. A körlapösszeg légi távérzékelési eljárással közvetlenül nem határozható meg, de földi távérzékeléssel több módszerrel is. Könnyen kivitelezhető módszer a törzsekről készített felvételek kiértékelése a szögszámláló mintavétellel azonos módon, amelynek során minden 1/50 fok alatt látszó faegyed 1 m<sup>2</sup> körlapot jelent hektáronként (BITTERLICH 1974). A körlap földi lézeres letapogatással is meghatározható.

### II.3.2.8 Fatérfogat, biomassa

Az erdész szakma számára az egyik legfontosabb faállomány-leíró paraméter a fatérfogat. Az utóbbi évtizedekben a klímaváltozáshoz és a növényzet szén-megkötő képességéhez kapcsolódóan emellett megnövekedett az igény a biomassa mennyiségének, illetve változásainak minél pontosabb becslésére is. Távérzékelte vizsgálatok esetében biomassa alatt általában a felszín feletti fitobiomasszát értjük, melynek becslése történhet direkt és indirekt módszerekkel. A direkt módszerek esetében kapcsolatot állítunk fel terepi tanulóadatok és a távérzékelte adat (vagy ebből származtatott mutató) között, és ez alapján közvetlenül becsljük a felszín feletti biomassa mennyiségét. Indirekt módszer, ha a távérzékelte adat segítségével egyéb paramétereket határozunk meg (pl. fafajt, magasságot, koronavetületet, záródást), és ezekből számítjuk előbb a fatérfogatot (ennek lehetséges módszereit részletesen ismerteti KRISTÓF és mtsai 2013b), majd ebből (általában biomassa-expanziós faktorok segítségével) a biomassa mennyiségét. A biomassa esetében a változások távérzékelte vizsgálata kiemelt hangsúlyt kap, mivel nagy területeken (különösen a nehezen megközelíthető élőhelytípusok esetében) a terepi monitoring nem jöhet szóba. Ugyanakkor a feladat kihívást is jelent, hiszen a pusztán az erdőterületek csökkenéséből származó biomassa-vesztés mellett nagyon jelentős az erdők (különféle okokból bekövetkező) degradációjából eredő veszteség is, amely távérzékelte adatok alapján sokkal nehezebben kimutatható.

Multi- és hiperspektrális légi- és műholdfelvételek alkalmazása esetén többnyire a közeli infravörös sávra építve, illetve vegetációs indexek segítségével próbálják megbecsülni a biomassa mennyiségét (pl. ROY és RAVAN 1996, LABRECQUE és mtsai 2006). A Landsat felvételek különösen népszerűek a biomassa becslésében, mivel a hosszabb távú változások vizsgálatát is lehetővé teszik (egy érdekes kísérletet tesznek pl. PFLUGMACHER és mtsai 2014). Felhasználásuk ugyanakkor korlátozott, mivel a reflektanciát az erdőszerkezet is befolyásolja, ráadásul magasabb biomassa-mennyiségnél a különbségek nem kimutathatóak (LU és mtsai 2006). A SAR-alapú biomassa-mérések alapvetően három csoportra bonthatóak: a visszavert jel intenzitásán, a koherencián, illetve a fázison alapuló módszerekre. Az intenzitásán alapuló direkt mérési módszerek legnagyobb hátránya a telítődés (szaturáció): a tapasztalatok szerint 100–150 t/ha biomassa mennyiség felett az érzékenység erősen lecsökken. A kutatások fókuszában ma inkább a kombinált módszerek, az interferometria és a polarimetria nyújtotta lehetőségek állnak. A LiDAR alapú méréseket bemutató tanulmányok zöme boreális erdőkre hoz eredményeket, ezekben általában indirekt közelítést alkalmaznak,

és akár 84–92%-os pontosságról számolnak be (KOCH 2010). A tapasztalatok alapján érdemes az egyes fák azonosításán és osztályozásán alapuló közelítést alkalmazni, fajspecifikus modellekkel (ROWELL és mtsai 2009).

Az újabb kutatások a többféle adaton alapuló kombinált eljárásokra koncentrálnak, melyek során általában a faj (esetleg kiegészítő adatok, pl. egészségi állapot) meghatározásához valamilyen multi-, vagy hiperspektrális felvételt alkalmaznak, míg a magasságot nagy pontosságú légi lézeres mérésekkel, esetleg radarral határozzák meg.

### II.3.2.9 Kor

Az azonos fafajú fiatal, középkorú és idős állományok eltérő spektrális tulajdonságokkal rendelkeznek. Ez a három csoport már közepes felbontású űrfelvételeken is elkülöníthető, pontosabb korbecslésre azonban ezek a felvételek nem alkalmasak. Mivel a termőhely, a kor és a törzsszám jelentős mértékben determinálja az egyes fák méreteit, az összefüggéseket visszafelé vetítve a fmagasság, a törzsszám és a koronaméret meghatározására irányuló távérzékelési eljárások eredményeiből a kor közvetve származtatható. Ha a termőhelyi viszonyokat nem ismerjük, akkor az átmérő és fmagasság alapján fatermési táblák vagy nomogramok segítségével lehet becsülni az állomány korát.

Magyarországon erdőrésztlet-léptékben a faállományok általában egykorúak, bizonyos esetekben előfordul viszont további korosztályok jelenlétére utaló színtezettség is. A színtezettséget a téli időszakban készült LiDAR felvételek segítségével lehet hatékonyan térképezni (BARTON és mtsai 2015).

Az állomány kora becsülhető közvetlenül is, például regressziós eljárásokkal (KAYITAKIRE és mtsai 2006), de sok esetben a vizsgálatok inkább korcsoportok elkülöníthetőségére irányulnak. IKONOS felvételeken mozgóablakkal előállított első- (variancia) és másodfokú (GLCM homogenitás) textúra-mutatók szerepét többen is vizsgálták (FRANKLIN és mtsai 2001, CHUBEY és mtsai 2006). A korcsoportok elkülönítése a tapasztalatok szerint főleg akkor lehet sikeres, ha a meghúzott határok fejlődési fázisokhoz kötődnek.

## II.4 ESETTANULMÁNYOK

Az alábbiakban röviden bemutatunk néhány hazai alkalmazást, amelyek a távérzékelés lehetőségeit demonstrálják az erdő kutatásban. Az esettanulmányok a „Távérzékelési adatok és módszerek erdőterképezési célú felhasználása: Esettanulmányok



és ajánlások” c. kutatási jelentés (KRISTÓF és mtsai 2013) 3.2, 3.4. és 5. fejezeteinek átdolgozásával és aktualizálásával készültek. A teljes eredeti dokumentum (ami további esettanulmányokat is tartalmaz), elérhető az SH/4/13 projekt honlapján [19].

### II.4.1 Fafajszintű képosztályozás és szárazság okozta erdőpusztulás térképezése légi hiperspektrális és lézerszkennelt adatok alkalmazásával

#### II.4.1.1 Problémaleírás, célkitűzés

A különböző fajok egyes egyedei spektrális tulajdonságaik alapján osztályozhatóak. Ahhoz, hogy meghatározzuk az egyes egyedeket, nagy terepi felbontású távérzékelte felvételekre van szükség. A nagy felbontású felvételeknél a lombkoronaalak is meghatározó a képi reflektancia kialakításában (pl. különböző fényességű és árnyékoltságú területek, lékek). A lézerszkennelt adatból nyert részletes felszínmodellek lehetővé teszik az egyes egyedek azonosítását, így a képosztályozásra le tudjuk határolni a fák lombkoronájának a pixeljeit, illetve lehetséges a pontos erdőrézlet-határok meghatározása is. Feltehetően a 2011–2012-es aszályos időszak miatt kiugróan nagymértékű fapusztulás mutatkozott a Mátra déli lejtőin. Legnagyobb mértékben a fekete- és erdeifenyő pusztult a területen, de egyéb állományokban (tölgy, bükk stb.) is jelentős károk figyelhetők meg. A faegyedek különbözőképpen károsodnak a szárazság hatására, ezért olyan felvételek alkalmazására volt szükség, amellyel az egyedszintű meghatározás is lehetséges.

#### II.4.1.2 Alkalmazott eszközök és módszerek

##### *Mintaterület elhelyezkedése*

A vizsgált terület a Mátra déli részén helyezkedik el, jellemzően bükk, kocsánytalan tölgy és csertölgy, valamint erdeifenyő állományokkal (II.3. ábra).



**II.3. ábra:** A mintaterületről készített hiperspektrális felvétel RGB megjelenítésben

### *Légi hiperspektrális adatfelvételezés*

A felvételezésre AISA Eagle II típusú szenzort alkalmaztunk. A szenzor „push-broom” rendszerű és a beépített nagy pontosságú GPS/INS rendszernek köszönhetően pontos direkt geometriai korrekcióra képes, így vele külső tájékozási adatok nélkül is nagy pontosságú felvételek készíthetők. Felvételezés időpontja: 2012. augusztus 20-án 08:36–11:54 között volt. Az AISA Eagle II hiperspektrális szenzor Piper Aztec típusú kétmotoros repülőgépbe került beépítésre. A repülési paraméterek 1 m átlagos terepi felbontás és 30% átfedéshez lettek meghatározva. Az adatfelvételezés fontosabb paraméterei: repülési sebesség: 60 m/s, átlagos repülési magasság: 2 313 m (AGL), pászta-szélesség: 1536 m.

A felvételek előfeldolgozása során az első lépés a radiometriai kalibráció, amikor a kalibrációs adatok alkalmazásával a digitális jelből fizikai sugárzási mennyiséget számítanak. A geometriai korrekció során a nagy pontosságú GPS/IMU-ból származó navigációs adatok és a felszínmodell alkalmazásával meghatároztuk a pixelek földrajzi pozícióját (direkt georeferencia). Az előfeldolgozásra CaligeoPro szoftvert alkalmaztunk.

### *Légi LiDAR felvételezés*

A felvételezés Leica ALS70 HP szenzorral (II.4. ábra), lombmentes időszakban, 2013. április 24-én 08:30–10:30 között történt.



**II.4. ábra:** Leica ALS70-HP lézertszkenner repülőgépbe beépítve

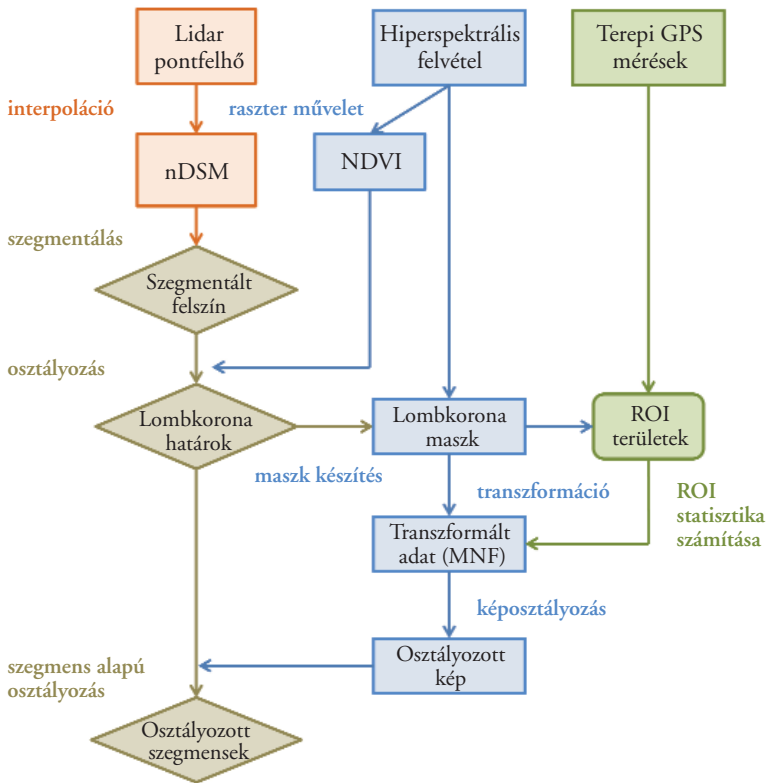
A felvételezés során alkalmazott repülési paraméterek: sebesség: 185 km/h, terep feletti repülési magasság: 1 200 m (AGL), pászta szélesség: 423 m, átfedés: 30%. A szenzor beállításához az alábbi paramétereket alkalmaztuk: látószög (FoV): 20 fok, impulzus: 47 kHz, szkennelés típusa: Sine, átlagos pontsűrűség: 20 pont/m<sup>2</sup>, átlagos ponttávolság: 0,2 m. Az utófeldolgozás során a nagy



pontosságú GNSS/IMU által rögzített navigációs adatokat és a terepi GNSS referencia mérés adatait a megfelelő pontosítás után alkalmaztuk a pontfelhő előállításra. A LAS adatok előállításához számos lépésre volt szükség (adatállomány darabolása, adathiányos területek detektálása, kiugró pontok eltávolítása, tereppontok leválogatása stb.). Az utófeldolgozáshoz Microstation V8 környezetben TerraSolid utófeldolgozó modulokat (TerraScan, TerraModeler), míg a felszínmodellek (DTM, DSM stb.) előállítására Opals és ArcGIS szoftvereket alkalmaztunk.

*Adatfeldolgozás*

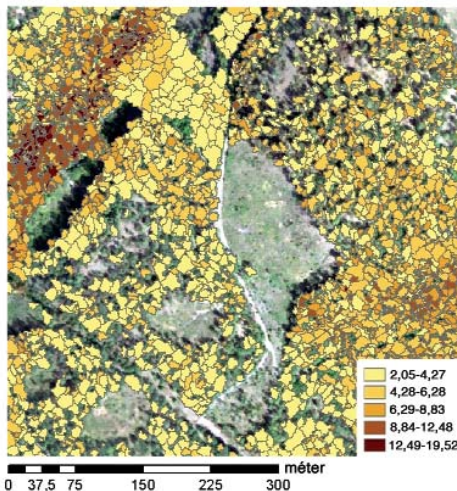
A fásszárú vegetáció felmérését LiDAR pontfelhő szegmentálásával és a hiperspektrális felvételtől nyert spektrális információ alkalmazásával végeztük (II.5. ábra). Az egyes fafajok fajszintű azonosítását a jobb áttekinthetőség miatt csak egy kisebb mintaterületen mutatjuk be.



II.5. ábra: Adatfeldolgozási folyamat lépései

*Fafajok szerinti osztályozás*

Első lépésként a fák lombkoronáinak határvonalait határoztuk meg a LiDAR pontfelhőből előállított felszínmodell (nDSM) alkalmazásával. A jellemzően 8 pont/m<sup>2</sup> átlagos pontsűrűségű pontfelhőből 0,5 m terepi felbontású normalizált felszínmodell (nDSM) állítottunk elő, mozgó parabola módszer alkalmazásával (KIRÁLY és mtsai 2012). A „moving parabola” módszerrel készített felszínmodellen könnyebben beazonosíthatóak az egyes egyedek és az erdőrészlet határai. A nem megfelelő interpolációval előállított DTM és DSM rétegek alkalmazásával ugyanakkor pontatlan nDSM állítható elő, amely kevésbé reprezentálja a lombkorona-határokat és a fagamasságokat. Az osztályozott szegmensek később a képosztályozási terület határait jelentik. A vegetációt a hiperspektrális felvételekből számított NDVI index alkalmazásával válogattuk le a területen. Az NDVI rétegnek meghatároztuk azt a küszöbértékét, aminél nagyobb átlagértékek esetében növényzet található az egyes területeken. Az NDVI meghatározása után a fás-szárú növényzetre jellemző magasság-meghatározás történt, mégpedig az átlagmagasságból (II.6. ábra).

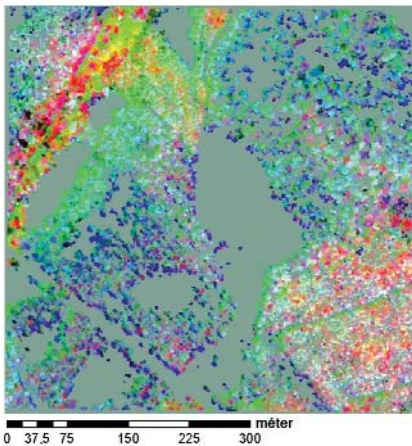


**II.6. ábra:** A magasságmodell (nDSM) és az NDVI értékei alapján szegmentált adat az átlagmagasság alapján osztályozva

Az osztályozni kívánt faállomány magassági értékei alapján különböző küszöbértékeket lehet alkalmazni az előzetes osztályozáshoz.

Az információnyerés (feature extraction): a lombkorona-határokat tartalmazó réteg felhasználásával egy maszk készült, így az MNF-számításokat csak a maszkon értelmezett területen futtattuk le (II.7. ábra). A módszer előnye, hogy kizárja, vagy csökkenti a nem lombkoronával fedett területeket, így a transzformá-

cióval létrehozott új n-dimenziós területekben a különböző fajok és fajon belüli változatok (egészséges-beteg stb.) jobban lehatárolhatóvá válhatnak. A spektrális tér transzformációjával csökkenthető az adathalmaz dimenziója és növelhető az osztályok spektrális távolsága. A transzformációval optimalizált és képi zajoktól megszűrt adattérben az egy-egy osztályba tartozó pixelek jól definiált határokkal jellemezhető n-dimenziós térrészekben csoportosulnak. További előnye ennek a megközelítésnek, hogy az általában korlátozottan rendelkezésre álló tanító pixelekből alacsony csatornaszámra alkalmazhatóak a képosztályozási módszerek, így az első néhány transzformált sávon is elvégezhetőek a számítások.



**II.7. ábra:** A mintaterület MNF transzformált sávjai hamis színes megjelenítésben (MNF1: R, MNF2: G, MNF4: B)

A terepi felmérésekből származó adatok alapján általában tanító területeket készítünk a szegmensekből exportált rétegen és az osztályozandó hiperspektrális felvétel vagy annak egy transzformált változatán. A képosztályozást, amennyiben a transzformált felvétellel dolgozunk a PCA vagy MNF transzformált adatok első néhány (5–15) csatornáján végezzük el. A mátrai mintaterületen a Support Vector Machine (SVM) módszert alkalmaztuk az első 9 MNF sáv alkalmazásával. Természetesen más képosztályozó módszerek is használhatóak hasonló típusú vizsgálatoknál, azonban a korábbi alkalmazások azt bizonyították, hogy az SVM egy megbízható és robusztus módszer, ami a spektrálisan hasonló tulajdonságok (jelen esetben a fajok) esetében is megbízható eredményt ad – abban az esetben is, ha korlátozott számú tanító pixel áll rendelkezésre. Az alkalmazott módszer megbízhatóságát a kontroll területeken végzett képosztályozás eredményeire épülő hibamátrix segítségével ellenőriztük. A hibamátrix elemzésével láthatjuk, mely osztályok között tapasztalható keveredés (*II.6. táblázatok*).

**II.6. táblázat:** A mintaterület képosztályozásának értékelése**II.6.a. táblázat:** Hibamátrix (pixel)

Osztályok	Gyertyán	Kocsánytalan tölgy	Csertölgy
Gyertyán	<b>30</b>	0	0
Kocsánytalan tölgy	11	<b>64</b>	14
Csertölgy	0	46	<b>96</b>
Összesen	41	110	110

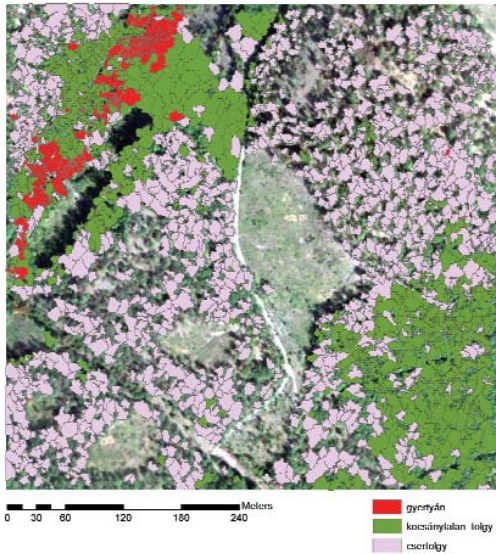
**II.6.b. táblázat:** Hibamátrix (százalék)

Osztályok	Gyertyán	Kocsánytalan tölgy	Csertölgy
Gyertyán	<b>73,17</b>	0,00	0,00
Kocsánytalan tölgy	26,83	<b>58,18</b>	12,73
Csertölgy	0,00	41,82	<b>82,27</b>
Összesen	100,00	100,00	100,00

**II.6.c. táblázat:** Összefoglaló értékelés százalékban és pixelre megadva (PA – Production Accuracy, User Accuracy)

Osztályok	PA (%)	UA (%)	PA (pixel)	UA (pixel)
Gyertyán	73,17	100,00	30/41	30/30
Kocsánytalan tölgy	58,18	71,91	64/110	64/89
Csertölgy	87,27	67,61	96/110	96/142

Látható, hogy gyertyán osztályú pixeleket nem találunk egyik tölgy kategóriában sem, míg a csertölgy esetében jelentősebb túlosztályozás figyelhető meg, ami a két faj közötti nagy hasonlósággal magyarázható. Az osztályozott felvételt kiterjesztettük az előzetesen lehatárolt szegmensekre. Itt az egyes szegmensek az osztályozott felvétel pixeljeinek legnagyobb gyakorisággal előforduló értékei alapján lettek osztályozva. Ezzel a módszerrel csökkenthető volt az osztályozáskor gyakran előforduló területi inhomogenitást jelentő „salt and pepper” jelenség, illetve a szomszédos területek miatt fellépő BRDF hatás is (*II.8. ábra*).



**II.8. ábra:** Az SVM osztályozás eredményei a szegmensekkel újraosztályozva (4. számú mintaterület)



**II.9. ábra:** Jelentős mértékben károsodott állomány (jól látható, hogy a szárazság hatása egyedenként nagyon változó egy erdőrészleten belül is)

### *Fafajok egészségi állapotának vizsgálata*

A vizsgálatra egy gyertyán, tölgy és bükk fajokból álló állományt jelöltünk ki, ahol különböző mértékben károsodott egyedek fordultak elő (II.9. ábra). A károsodás mértékének meghatározására földi mintavételezést alkalmaztunk.

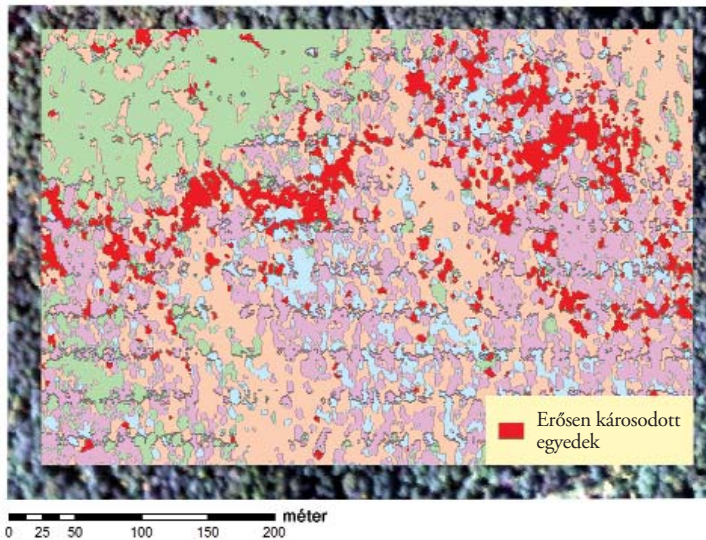
A vizsgálat helyszínéről az adott időpontban csak hiperspektrális légi felvétel volt elérhető, ezért a további vizsgálatok során az előzőekben ismertetett adatfeldolgozási folyamatától eltérő módszert alkalmaztunk. A hiperspektrális felvételek feldolgozására pixel-alapú képosztályozást (SVM) és a spektrális indexekből nyert (NDVI, REP) rétegeket használtuk. Az NDVI indexet a vörös



(680 nm) és a közeli infravörös (800 nm) csatornák alkalmazásával számítottuk. Csupán az NDVI és a REP alkalmazásával nem lehetett megfelelő módon meghatározni a károsodott egyedeket, mivel fajonként eltérő módon változtak a küszöbértékek. Az elemzés első lépéseként a korábban már említett SVM képosztályozási algoritmust alkalmaztuk a mintaterületen jellemző fajok osztályozására. Az osztályozáshoz fajonként különböző szintű egészségi állapotú tréning területeket alkalmaztunk.

A fajspecifikus osztályozás után minden esetben megvizsgáltuk az NDVI és REP határértékeket, ezzel is finomítva az osztályok közötti különbségeket. A képosztályozásnál összevontuk az osztályokat az egészségi állapotuk szerint, az alábbi osztályokat kialakítva (II.10. ábra):

- elpusztult fák: a levélzet teljesen elszáradt
- erősen károsodott: a lombozat nagy része (több mint 50%) károsodott
- közepesen károsodott: elsősorban a csúcshoz közeli levelek károsodtak (kb. 10–50%)
- egészséges, nem károsodott



II.10. ábra: A 2. mintaterületen a számítások alapján erősen károsodott egyedek

## II.4.2 Bolygatottság, zavarások és kor térképezése Landsat űrfelvétel-idősor alapján

### II.4.2.1 Célkitűzések

Céljaink az ingyenesen elérhető, több mint 30 évet felölelő Landsat felvétel-idősor feldolgozásával az alábbiak voltak:

- Zavarások/bolygatások időpontjának megállapítása erdőterületen;
- Az egyes faállományokra jellemző időbeli trendek feltárása;
- Az állományok korának megállapítása;
- Mindezeket figyelembe véve az egyes állományok múltjának, időbeli kontextusának feltárásával a homogenitás mérése.

### II.4.2.2 Felhasznált adatok

A vizsgálathoz Landsat-űrfelvételek reflektancia-idősorát használtuk fel, amelyet az Egyesült Államok Geológiai Szolgálat (USGS) EarthExplorer keresőoldalán [20] keresztül ingyenesen rendeltünk meg, majd töltöttünk le. A 30 évet felölelő archívum felhasználása nagyban hozzájárul az elemzések időbeli kontextusának megteremtéséhez. A megfelelő felvételek azonosítása során teljes keresést végeztünk a Börzsöny területét magában foglaló, alacsony felhőborítású, 1984 és 2015 között készült, földfelszíni reflektancia formájában is elérhető Landsat-felvételek adatbázisában. Ennek a terméknek az előállításánál során mind a geometriai, mind a radiometriai korrekciókat a NASA/USGS végzi a LEDAPS feldolgozó rendszeren, ezzel nagy terhet véve le a felhasználók válláról, illetve biztosítva a lehető legpontosabb geometriai illeszkedést és radiometriai konzisztenciát, ami az idősoros feldolgozás kulcsfontosságú kritériuma.

*(Az adatok kiválasztásának és az adatletöltés menetének pontos leírása kutatási jelentésben – KRISTÓF és mtsai 2013 – megtalálható, itt terjedelmi korlátok miatt ettől eltekintünk.)*

### II.4.2.3 Elemzési, kiértékelési módszerek, jellemzők, lépések

#### *Előfeldolgozás*

A felvételek radiometriailag és geometriailag előfeldolgozva tölthetők le, azonban a letöltött geotiff formátumú felvételek LandTrendr programcsomagban történő felhasználásához további feldolgozásra, előkészítésre van szükség. Ennek részletei megtalálhatók a LandTrendr felhasználói kézikönyvében (KENNEDY és mtsai



2013). Ezeket a feladatokat ENVI-vel, vagy bármely más képfeldolgozásra (és ENVI bsq formátum kezelésére) alkalmas szoftverrel el lehet végezni. A felvételek szabványos nevének köszönhetően könnyen automatizálható a feldolgozás. Az esettanulmányban szereplő idősort Microsoft Excel-ben generált GDAL [21] parancsok segítségével dolgoztuk fel OSGeo4W környezetben.

A vizsgált időintervallumban (1986–2015) a felvételek eloszlása nem egyenletes az idő során. A korai évekből évente 1, míg az utóbbi két évből évi 5-6 felvételt tudtunk felhasználni, ennek következtében egy inhomogén idősort alkalmaztunk. A szoftver könyvtárstruktúrája nem teszi lehetővé valós évazonosítók alkalmazását ilyen esetben, éppen ezért „hamis” évazonosítókkal kellett helyettesítenünk az egyes felvételek azonosítóit. A vizsgált időintervallumban 46 felvételt alkalmaztunk 29 évre, így a felvételek 1960-tól kezdve kaptak hamis azonosítókat. A szoftver futása után a valós dátumokat természetesen visszarendeltük az idősorhoz.

#### *A LandTrendr feldolgozási lépései*

A LandTrendr felhasználói dokumentációjában (KENNEDY és mtsai 2013) részletesen ismertetik az idősoros elemzés menetét. Itt csak a főbb lépésekre szorítunk, ezek a következők:

1. Előfeldolgozás: Geometriai és radiometriai korrekciók. A fentiekben ismertetett menetrend szerint letöltött reflektancia-termékek esetében erre a lépésre (egyes kirívó esetektől eltekintve) nincs szükség.
2. Trendelemzés és időbeli szakaszolás (a felhasználói dokumentációban „segmentation”-nek nevezett folyamat nem azonos a megvalósíthatósági tanulmányban ismertetett szegmentációval – itt az időbeli folyamatok szakaszolásáról és egyszerűsítéséről van szó): A program minden egyes Landsat-pixelre elvégzi először a paraméterként megadott vegetációs index számítását, majd az idősor kiértékelését, amelynek során statisztikai és matematikai módszerekkel felállított többlépcsős lineáris modellel egyszerűsíti a spektrális változások időbeli lefolyását, valamint megállapítja a jellemző változásokat és időbeli szakaszokat (KENNEDY és mtsai 2010). A program ezek után lineáris interpolációval elvégzi a pixelértékek idealizált trendre illesztését.
3. Változások osztályozása: A spektrális értékekben és az azokból számított mutatókban bekövetkezett változásokat értelmezhető földfelszíni változásoknak, trendeknek feleltetjük meg (pl. zavarás/növényzet-vesztés, növekedés, stagnálás). A program az alapbeállításokon túl lehetőséget ad tetszőleges osztályok meghatározására, ami alapos felkészülést és elemzéseket kíván.

4. Térbeli szűrés: A pixel-alapon leírt változásokat a jellemző trendek és értékek csoportosításával térben aggregáljuk, lehatároljuk a spektrálisan és időbeli lefolyásban hasonló pixelcsoportokat (foltokat).
5. Ellenőrzés és validálás: Az eredménytérképek referencia-adatokhoz képesti ellenőrzése, validálása kulcsfontosságú, hiszen a tévesen értelmezett trendek hibákhoz vezethetnek. A validáció során derül ki az is, hogy szükség van-e a paraméterek módosítására és újabb futtatásra. Bizonyos esetekben a nem tökéletes felhő- és felhőárnyék-szűrés, illetve egyéb torzító hatások kiküszöbölésére kiegészítő előfeldolgozási lépések elvégzése, illetve egyes felvételek elemzésből való kihagyása is szükséges lehet.

Mivel a LandTrendr futtatása igen számításigényes (egy átlagos asztali számítógépen több napig tart egy teljes kiterjedésű Landsat felvétel-idősor feldolgozása), a felhasználói dokumentáció is javasolja először az „Evaluation” módban történő futtatást. Ilyenkor a program csak minden 9. pixelre számolja ki a trendeket (ez a legidőigényesebb művelet), így a futtatási idő is kb. 1/10-e az „éles” futtatás időigényének. A cél a paraméterek megfelelő beállítása, illetve az esetleges anomáliákkal érintett felvételek azonosítása (nem kiszűrt felhők, felhőárnyékok, kirívó radiometriai értékek). A próbafuttatás eredményeinek kiértékelése után történik az esetlegesen szükséges kiegészítő előfeldolgozási lépések elvégzése, illetve a paraméterek finomhangolása. A próbafuttatás és az esetleg szükséges módosítások elvégzése után sor kerülhet a teljes futtatásra, amelynek időigénye a feldolgozott terület méretétől, a felvételek számától és az alkalmazott hardvertől függ. A teljes futtatás az „Evaluation” módtól eltérően két szakaszból áll, a pixelenkénti trendelemzés elvégzése után lehetőség nyílik az eredmények áttekintésére, majd a változások osztályozása (címkézése) és a térbeli szűrés külön menetben fut le.

#### II.4.2.4 Eredmények

##### *Trendelemzés és időbeli szakaszolás, valamint a változások osztályozása*

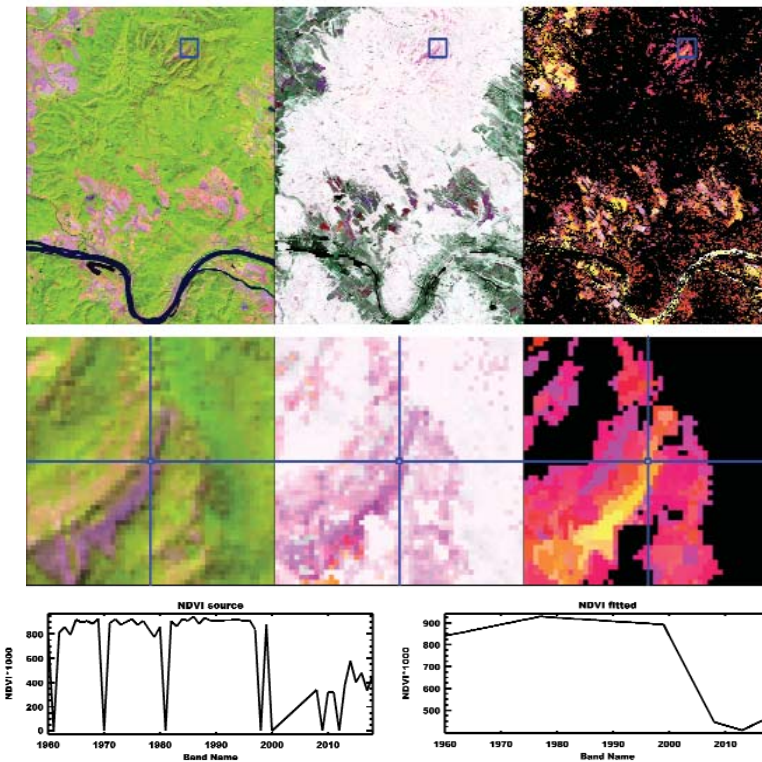
Az első elemzési folyamat során megtörtént a pixelek időbeli trendjeinek elemzése, a jellemző szakaszok és töréspontok megállapítása. A lehatárolt változásokat, trendeket komplex (a felhasználó által teljes mértékben paraméterezhető) szempontrendszer alapján a program osztályokba sorolja (címkézi), majd ezek alapján tematikus kimeneteket állít elő. Az alapvetően beállított tematikus kimenetek:

- Legnagyobb zavarás (greatest disturbance)
- Legutóbbi zavarás (most recent disturbance)
- Legnagyobb hirtelen bekövetkezett változás (greatest fast disturbance)

- Második legnagyobb hirtelen bekövetkezett változás (second greatest fast disturbance)
- Leghosszabb zavarás (longest disturbance)
- Leghosszabb visszazöldülés (longest recovery)
- Legnagyobb visszazöldülés (greatest recovery)

Minden egyes kimeneti fájl tartalmazza a bekövetkezés évét, valamint számos ehhez tartozó leíró paramétert.

A fenti példa nyomán a 2014-es börzsönyi jégkárra a *II.11. ábrán* látható tematikus eredményt kaptuk.

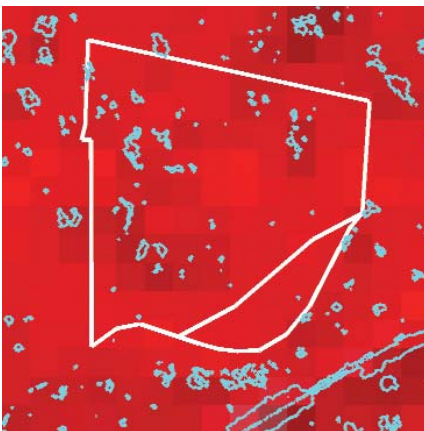


**II.11. ábra:** Természetes bolygatások a Börzsönyben: SWIR2-NIR-G kompozit egy 2015-ös felvételen (bal), simított NDVI görbe (közép), greatest disturbance (legnagyobb zavarás) kompozit (jobb)

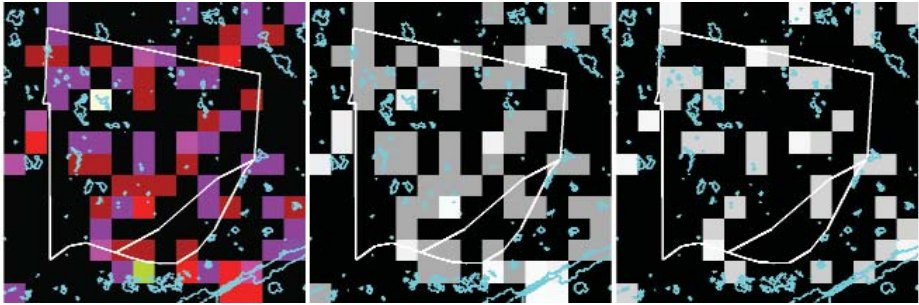
*Változások vizsgálata erdőrézlet-szinten: Szokolya 53 I és J erdőrézlet*

A program címkézett kimenetekkel tematikus tartalmat állít elő a vizsgált időszakokra. Ezzel a korábban leírt kimutatásokat lehet megkapni. Ezen kívül a különböző nem tematikus kimenetek alkalmazhatók közel valós idejű változások vizsgálatára. A lineáris regresszióval igazított vegetációs index-idősor felvételtől-felvételekre történő változásait a „disturbance” (bolygatás) és „recovery” (felújulás) állományok őrzik, a címkézett (tematikus) kimenetek előállítására is ezekből történik. Ennek alapján erdőrézlet-szinten figyelemmel kísérhető (terület-alapon) az állomány változása. A lineáris regresszióval simított idősor elmosza a kisebb mértékű változásokat, így egy-egy fa hiányát nem minden esetben jelzi ezen a felbontáson. A hosszabb távon fennmaradó események, mint a bontás utáni koronazáródási hiány hatása több felvételen keresztül is látszik, így a lassú visszazáródás miatt ezt a módszer hosszú távú bolygatásként azonosítja. Az illesztett idősor alapján tetszőleges időpontok közötti különbséget lehet megjeleníteni RGB kompozitok segítségével. A simított idősor az adathiányos időszakokat is interpolálja („kifoltozza”), de ezeket a javításokat külön nem jelzi, így a kiértékelésnél ezt figyelembe kell venni.

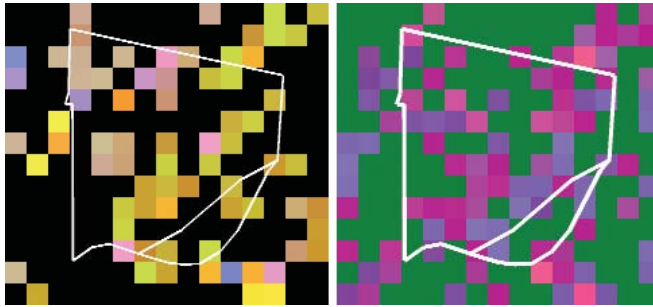
A mintaterületen jól láthatók a faállomány-szerkezet átalakításának nyomai. Az egyes fák és facsoportok helyén történt változásokat helyesen mutatják a tematikus kimenetek (II.12-13-14-15. ábra). Egy-egy időpontból vett, 30 méteres felbontású Landsat-felvétel alapján csak sejteni lehet, hogy hol lehetnek záródáshiányos részek az állományban. Az idősor alapján azonban már egyértelműen lehatárolhatók ezek a részek.



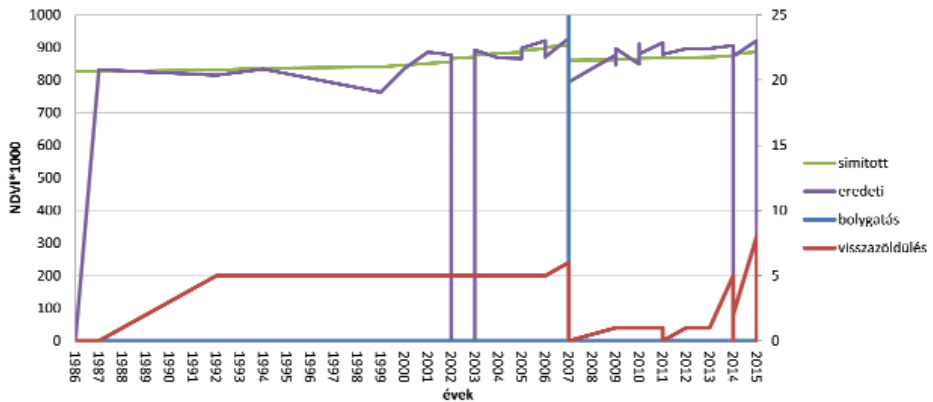
**II.12. ábra:** NIR-R-G kompozit a mintaterületen(2015) – kék vonalak: ALS nDSM (2015) modell alapján szegmentált lékek



II.13. ábra: Tematikus kimenetek: legnagyobb bolygatás éve / második legnagyobb bolygatás éve / legtartósabb bolygatás éve (kompozit) (bal), legnagyobb bolygatás (közép), legtartósabb bolygatás (jobb) – kék vonalak: ALS nDSM (2015) modell alapján szegmentált lécek



II.14. ábra: Bolygatás (bal) és felújulás (jobb) kompozit – R:2015 G:2007: B:1987



II.15. ábra: Egy pixel spektrális története a hozzá tartozó simított és leíró rétegek értékeivel együtt

### II.4.2.5 Értékelés, tanulságok

A LandTrendr a Landsat-idősorok kiértékelésével felbecsülhetetlen értékű információkat szolgáltat az földfelszín múltjáról, az egyes objektumok időbeli kontextusáról. Ezzel a kor és a heterogenitás becsléséhez, az erdőterületeken esedékes mintavételek tervezéséhez is nagyban hozzájárul.

Az adatok előkészítése manuálisan igen időigényes, mindenképpen valamilyen automatizmus bevezetése ajánlott (pl. GDAL). Az eredmények érvényesítése nagyon fontos, mert az interpolált idősor hamis értékeket rejthet, például egy-egy felhőborított kép miatt. A felhők és árnyékok előzetes azonosítása és maszkolása fontos, gyakran manuális beavatkozást is igényel. A LandTrendr IDL környezetben íródott, nem „üzleti termék”, kódja időnként frissül. Futtatásához gyakran a programokban való hibakeresésre is szükség van.

## II.4.3 Lékek térképezése a Mogyorós-laposon

### II.4.3.1 Célkitűzések

A Börzsönyben, az Ipoly Erdő Zrt. Királyréti Erdészetének területén található a Mogyorós-lapos nevű terület. Ezt az erdőtümböt Szokolya községhatár 53 I és 53 J erdőrészlete fedi le, benne a Királyréti Erdészet 2006 óta végez és végeztet különböző vizsgálatokat, kutatásokat. Ezeket a vizsgálatokat jól kiegészíthetik a légi lézeres letapogatás (Airborne Laser Scanning – ALS) adatai, ezért megvizsgáltuk, hogy az ALS adatokból a többi vizsgálat támogatására milyen lokális, az adott mintaterületre vonatkozó jellemzőket tudunk meghatározni.

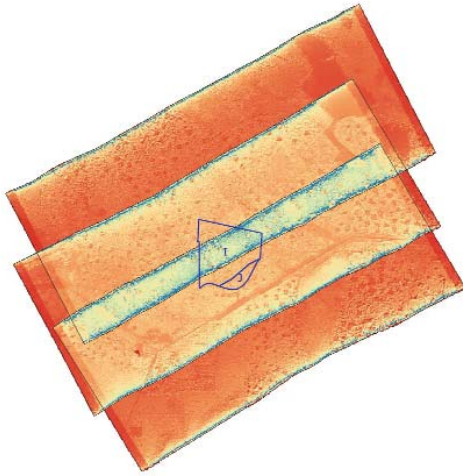
### II.4.3.2 A felhasznált adatok és előfeldolgozásuk

A mintaterület a gyöngyösi Károly Róbert Főiskola TÁMOP projektjének (TÁMOP 4.2.2.D-15/1/KONV-2015-0010) keretében került felmérésre 2015. augusztus 29-én. A felmérés áttekinthető térképét a *II.16. ábra*, a felmérés fontosabb adatait a *II.7. táblázat* tartalmazza.

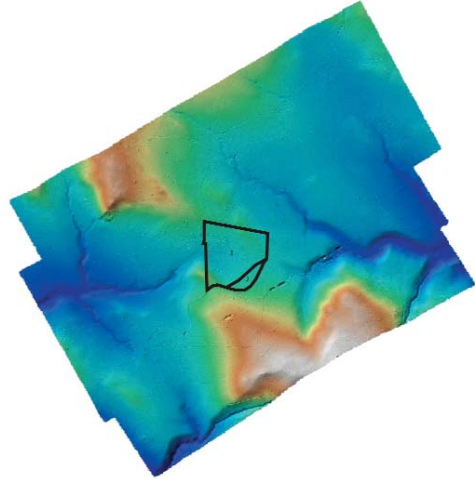
Amíg a pászttán belüli pontsűrűség  $\sim 17$  pont/m<sup>2</sup> volt, addig az átfedő területeken elérte a 75 pont/m<sup>2</sup>-t is (16. ábrán kék színnel jelezve). A Szokolya 53 I erdőrészletben az átlagos pontsűrűség  $\sim 41$  pont/m<sup>2</sup>, az 53 J erdőrészletben  $\sim 23$  pont/m<sup>2</sup> volt. Az utolsó visszaverődés pontjaiból (Last Echo) a SCOP++ program hierarchikus robosztus interpolációját alkalmaztuk (KRAUS és PFEIFER 1998,



BRIESE és mtsai 2002) a DDM előállításához. A DDM-et 0,5 m-es cellamérettel állítottuk elő, az eredmény a II.17. ábrán látható.



**II.16. ábra:** A Mogyorós-lapos mintaterület légi lézeres felmérésének (ALS) áttekintő térképe a pontsűrűségekkel



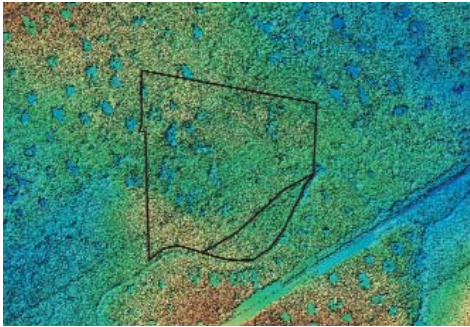
**II.17. ábra:** A hierarchikus robusztus interpolációval előállított digitális domborzatmodell (DDM) árnyalással a Szokolya 53 I és 53 J erdőrészletek határaival

**II.7. táblázat:** A Mogyorós-lapos légi lézeres felmérésének (ALS) fontosabb paraméterei

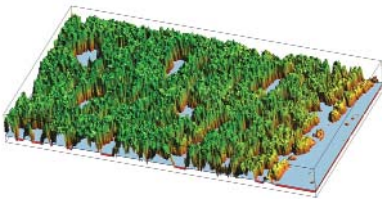
Paraméter	m.e.	Mogyorós-lapos
Dátum		2015. augusztus 29.
Pászták száma	db	3
Pontsűrűség pásztán belül	pont/m <sup>2</sup>	17
Átfedés	%	59%
Pontsűrűség 53I	pont/m <sup>2</sup>	41
Pontsűrűség 53J	pont/m <sup>2</sup>	23
Érzékelő gyártója		Leica
Érzékelő típusa		ALS-70



A borított felszínmodell (BFM – DSM) a kimondottan erdőterületekre fejlesztett ún. parabola módszer (KIRÁLY és mtsai 2012) segítségével állítottuk elő (az eredmény a *II.18. ábrán* látható). További vizsgálataink alapját a két modell különbségeként előállított faállomány-magassági modell alkotta ( $nDSM = DSM - DTM$ ).



**II.18. ábra:** A parabola-módszerrel előállított borított felszínmodell (BFM) árnyalással a Szokolya 53 I és 53 J erdőrészek határaival



**II.19. ábra:** A faállomány-magassági modell ( $nDSM$ ) és 2 m-es relatív magasságú modell metszete

### II.4.3.3 Elemzési módszerek

Az erdők térképezése során nagyon fontos segédanyag a faállomány magassági modellje. A jelenlegi magyar erdőtörvény (2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról) értelmében az erdei fafajokból álló, minimum 20 m széles, legalább 0,5 ha kiterjedésű, a 2 m-es átlagmagasságot elérő és (nem erdőszyepp klíma esetén) legalább 50%-os záródású területeket nevezünk erdőknek. A fenti értelmezés alapján az erdő borította területek távérzékelésen alapuló lehatárolásához a faállomány magassági modellje mind az átlagmagasság, mind a záródás tekintetében jelentős segítséget nyújthat. Az erdészeti távérzékelésben az állományokon belüli záródáshiányok, lékek lehatárolása is egy gyakori feladat, ahol a lék definíciója jelentősen befolyásolhatja az eredményt. Mi a fenti erdőmeghatározást alapul véve, a faállomány magassági modelljét ( $nDSM$ ) egy 2 m-es relatív magasságú modellel metszettük el (lásd *II.19. ábra*). Azok a területek, amelyek a 2 m-es relatív modell alatt helyezkednek

el, azok a záródáshiányok, lékek. A záródáshiányok területi összesítéséből az egyes erdőrészek záródása meghatározható. A metszetek területnagyságának, valamint alakjának elemzéséből, a záródáshiányokból a lékek kiválaszthatóak, és azok további elemzésre felhasználhatók.

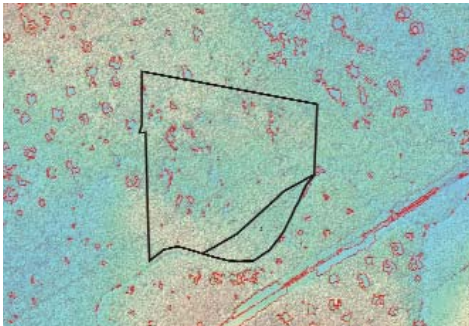
#### II.4.3.4 Eredmények és következtetések

A Szokolya 53 I és 53 J erdőrészekre vonatkozó statisztikákat a *II.8. táblázat* tartalmazza.

**II.8. táblázat:** Az erdőrészek alapvető statisztikái a létrehozott nDSM alapján

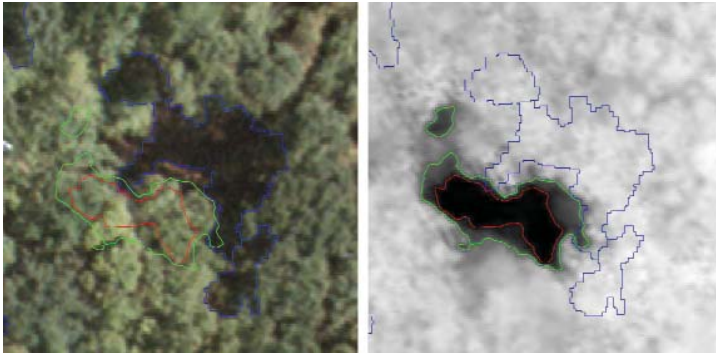
Hely	Tag	Részlet	Terület (ha)	Lékek 2015 db	Lékek 2015 m <sup>2</sup>	Z %	H m
Szokolya	53	I	6,8	6,8	1 111,1	98,4%	22,74
Szokolya	53	J	0,8	0,8	2,9	100,0%	20,12

A lékek elhelyezkedését a *II.20. ábra* szemlélteti. Az ilyen módon meghatározott lékeket összehasonlíthatjuk a korábbi, pusztán képi adatokból (2012-es ortofotó) meghatározott lékekkel. Egy ilyen összehasonlítást szemléltet a *II.21. ábra*.



**II.20. ábra:** A lékek elhelyezkedése a Szokolya 53 I és 53 J erdőrészek határaival (a kivágat alsó részén a 2 m-es relatív modell által szintén kimutatott nyiladék látható)

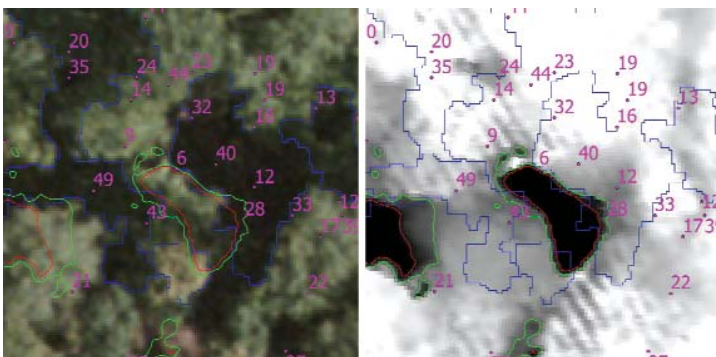
Az ábrán jól látható, hogy geometriai szempontból az ortofotó jelentős, mintegy 8 m-es eltérést mutat az nDSM-hez képest. Ennek egyik lehetséges oka, hogy az ortofotót a terepszintre készítették el, azaz a faegyedek dőlnek rajta. Másrészt az is látható, hogy az eltelt időben (2012-től 2015-ig) a lék mérete jelentősen csökkent, a környezetében álló fák részben „benőtték” a rendelkezésükre álló teret.



**II.21. ábra:** Egy lék a 2012-es ortofotón (bal oldal) és a 2015-ös nDSM-en (jobb oldal)

Egy másik típusú összehasonlításra ad lehetőséget a területről rendelkezésre álló, a Királyréti Erdészet adatbázisából származó törzstérkép. Itt a korábban már bemutatott geometriai eltérés és „benövés” mellett az is látható, hogy a törzstérkép alapvetően jó összhangban van a faállomány magassági modelljével (lásd *II.22. ábra*).

A fentiekben csupán pár alapvető lehetőséget próbáltunk felvillantani a lézeres letapogatás (ALS), és az abból készült faállomány-magassági modell (nDSM) felhasználásáról, de fontos kihangsúlyozni, hogy az említettekén túl számos egyéb lehetőséget is tartogat egy ilyen jellegű felmérés, és a hasonló vizsgálatok kiváló alapot nyújthatnak a hosszabb távú monitoring számára is.



**II.22. ábra:** Egy lék a 2012-es ortofotón (bal oldal) és a 2015-ös nDSM-en (jobb oldal), az egyes fákkal és azok mellmagassági átmérőjével

## II.5 KÖVETKEZTETÉSEK, ÖSSZEFOGLALÁS

A távérzékelte adatok az erdészeti és erdőökológiai kutatásokban széleskörűen felhasználhatóak, különösen nagy területek, vagy nehezen megközelíthető, illetve védett területek vizsgálata esetén érdemes megfontolni a használatukat. A távérzékelési eszközök és módszerek nagy választéka lehetővé teszi, hogy mindig az adott kutatás, kérdésselvetés témájához válasszuk ki a megfelelő észlelési módot és adatfeldolgozási eljárást. A kis és közepes térbeli, de nagy időbeli felbontású (általában szabadon letölthető) műholdfelvételek az új adatkinyerési technológiák segítségével nagy területek idősoros vizsgálatát, illetve akár valós időben történő monitorozását teszik lehetővé. A nagy térbeli felbontású multispektrális felvételek mellett egyre szélesebb körben válnak elérhetővé a légi lézeres technológiák és a hiperspektrális felvételek, amelyek segítségével állomány-, de akár faegyed-szintű vizsgálatok is végezhetőek. Az utóbbi évek kutatásai arra mutattak rá, hogy a különböző adattípusok együttes használatával, a szinergiák kihasználásával jelentősen javíthatóak az eredmények – ezekkel a komplex módszerekkel a bonyolultabb szerkezetű erdőállományok távérzékelte vizsgálata is lehetségessé válik. Az adatfeldolgozásban egyre inkább teret nyer az objektum-alapú közelítés, amely a pixelértékek mellett lehetővé teszi a kontextus elemzésbe való bevonását is, és mindez megkönnyíti a különböző adattípusok együttes használatát.

## IRODALOMJEGYZÉK

- ANDERSEN, H.E., REUTEBUCH, S. E. és SCHREUDER, G. F. (2001): Automated individual tree measurement through morphological analysis of a LIDAR-based canopy surface model. – *Proc. International Precision Forestry Symposium*: 11–21.
- ASNER, G. P. (1998): Biophysical and biochemical sources of variability in canopy reflectance. – *Remote sensing of Environment* 64: 234–253.
- BARTON, I., CZIMBER, K. és KIRÁLY, G. (2015): *A Sopron 182B erdőrézlet (Roth – féle száraló erdő) korona és újulat térképezése távérzékelési módszerekkel*. – Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, V. Kari Tudományos Konferencia: 61–65  
[http://www.emk.nyme.hu/fileadmin/dokumentumok/emk/dekani\\_hivatal/Kiadvanyok/KariTudomanyosKonferencia/KariTudomanyosKonferencia2015.pdf](http://www.emk.nyme.hu/fileadmin/dokumentumok/emk/dekani_hivatal/Kiadvanyok/KariTudomanyosKonferencia/KariTudomanyosKonferencia2015.pdf)
- BARTON, I., KIRÁLY, G. és CZIMBER, K. (2016): Műholdas változásvizsgálat hatékonyságának növelése erdőkön árnyékmodellezéssel. – Poszter. X. Geomatika Szeminárium; Sopron, 2016. November 10–11.

- BLASCHKE, T., JOHANSEN, K. és TIEDE, D. (2011): *Object-based image analysis for vegetation mapping and monitoring*. – In: Weng, Q (szerk): *Advances in Environmental Remote Sensing: Sensors, Algorithms, and Applications*. Taylor & Francis, London, pp 241–271
- BONNEAU, L. R. SHIELDS, K. S. és CIVCO, D. L. (1999): A technique to identify changes in hemlock forest health over space és time using satellite image data. – *Biological Invasions* 1: 269–279.
- BRIESE, C. PFEIFER, N. és DORNINGER, P. (2002): Applications of the robust interpolation for DTM determination. – *International Archives of Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 34(3/A): 55–61.
- BROLLY, G., KIRÁLY, G. és CZIMBER, K. (2013): Mapping forest regeneration from terrestrial laser scans. – *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 9: 135–146.
- BURAI, P., DEÁK, B., VALKÓ, O. és TOMOR, T. (2015): Classification of herbaceous vegetation using airborne hyperspectral imagery. – *Remote Sensing* 7: 2046–2066.
- CHASTAIN, R. A., FISK, H., ELLENWOOD, J. R., SAPIO, F. J., RUEFENACHT, B., FINCO, M. V. és THOMAS, V. (2015): *Near-Real Time Delivery of MODIS-Based Information on Forest Disturbances*. – In: Lippitt, C., Stow, D. és Coulter, L. (szerk): *Time-Sensitive Remote Sensing*, Springer, New York, 198 pp
- CHUBEY, M. S., FRANKLIN, S. E. és WULDER, M. A. (2006): Object-based analysis of Ikonos-2 imagery for extraction of forest inventory parameters. – *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72: 383–394.
- CLARK, M. L., ROBERTS, D. A. és CLARK, D. B. (2005): Hyperspectral discrimination of tropical rain forest tree species at leaf to crown scales. *Remote sensing of environment* 96: 375–398.
- COHEN, W. B., YANG, Z. és KENNEDY, R. (2010): Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. TimeSync – Tools for calibration and validation. – *Remote Sensing of Environment* 114: 2911–2924.
- COLLINS, J. B. és WOODCOCK, C. E. (1996): An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multitemporal Landsat TM data. – *Remote Sensing of Environment* 56: 66–77.
- COLOMBO, R., BELLINGERI, D., FASOLINI, D. és MARINO, C. M. (2003): Retrieval of leaf area index in different vegetation types using high resolution satellite data. – *Remote Sensing of Environment* 86: 120–131.
- COPPIN, P. R. és BAUER, M. E. (1994): Processing of multitemporal Landsat TM imagery to optimize extraction of forest cover change features. – *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 32(4): 918–927.
- CZIMBER, K. (1994): *Digitális felületi modellek az erdészeti tervezésben*. – Diplomamunka. Nyugat – Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Geomatikai Tanszék.

- CZIMBER, K. (2009): Új, általános célú képosztályozó kifejlesztése nagyfelbontású, textúrával rendelkező digitális képek feldolgozására. – *Geomatikai Közlemények* 12: 249–258.
- DALPONTE, M., BRUZZONE, L. és GIANELLE, D. (2012): Tree species classification in the Southern Alps based on the fusion of very high geometrical resolution multispectral/hyperspectral images and LiDAR data. – *Remote Sensing of Environment* 123: 258–270.
- DE BEURS, K. és TOWNSEND, P. (2008): Estimating the effect of gypsy moth defoliation using MODIS. – *Remote Sensing of Environment* 112: 3983–3990.
- DUTRIEUX, L. P., VERBESSELT, J., KOOISTRA, L. és HEROLD, M. (2015): Monitoring forest cover loss using multiple data streams, a case study of a tropical dry forest in Bolivia. – *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 107: 112–125.
- FÖRSTER, M. és KLEINSCHMIT, B. (2006): Integration of ancillary information into object-based classification for detection of forest structures and habitats. – *ISPRS* 36: 4.
- FRANKLIN, S., HALL, R., MOSKAL, L., MAUDIE, A. és LAVIGNE, M. (2000): Incorporating texture into classification of forest species composition from airborne multispectral images. – *International Journal of Remote Sensing* 21: 61–79.
- FRANKLIN, S., WULDER, M., és GERYLO, G. (2001): Texture analysis of IKONOS panchromatic data for Douglas – fir forest age class separability in British Columbia. – *International Journal of Remote Sensing* 22: 2627–2632.
- GORELICK, N. (2013): Google Earth Engine. – *EGU General Assembly Conference Abstracts* 15: 11997.
- GOUGEON, F. A. és LECKIE, D. G. (2003): Forest information extraction from high spatial resolution images using an individual tree crown approach. – Kutatási jelentés, Pacific Forestry Centre.
- GRAY, J. és SONG, C. (2012): Mapping leaf area index using spatial, spectral, and temporal information from multiple sensors. – *Remote Sensing of Environment* 119: 173–183.
- HALOUNOVÁ, L. (2003): Textural classification of B&W aerial photos for the forest classification. – EARSel conference.  
<http://www.earsel.org/symposia/2003-symposium-Ghent/pdf/C04.pdf>
- HANSEN, M. C., POTAPOV, P. V., MOORE, R., HANCHER, M., TURUBANOVA, S., TYUKAVINA, A., THAU, D., STEHMAN, S., GOETZ, S., LOVELAND, T. és mtsaik (2013): High – resolution global maps of 21st – century forest cover change. – *Science*, 342(6160): 850–853.
- HARGROVE, W. W., SPRUCE, J. P., GASSER, G. E. és HOFFMAN, F. M. (2009): Toward a national early warning system for forest disturbances using remotely sensed canopy phenology. – *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 75: 1150–1156.
- He, H. S., MLADENOFF, D. J., RADELOFF, V. C. és CROW, T. R. (1998): Integration of GIS data and classified satellite imagery for regional forest assessment. – *Ecological Applications* 8: 1072–1083.



- HEINZEL, J. és KOCH, B. (2011): Exploring full – waveform LiDAR parameters for tree species classification. – *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 13: 152–160.
- HEURICH, M. (2008): Automatic recognition and measurement of single trees based on data from airborne laser scanning over the richly structured natural forests of the Bavarian Forest National Park. – *Forest Ecology and Management* 255: 2416–2433.
- HIRSCHMUGL, M. (2008): Derivation of Forest Parameters from UltracamD Data. – PhD értekezés. Graz University of Technology.
- HIRSCHMUGL, M., OFNER, M., RAGGAM, J. és SCHARDT, M. (2007): Single tree detection in very high resolution remote sensing data. – *Remote Sensing of Environment* 110: 533–544.
- HOLMGREN, J. és PERSSON, Å. (2004): Identifying species of individual trees using airborne laser scanner. – *Remote Sensing of Environment* 90: 415–423.
- HYYPÄ, J., HYYPÄ, H., YU, X., KAARTINEN, H., KUKKO, A. és HOLOPAINEN, M. (2009): *Forest inventory using small-footprint airborne LiDAR*. – In: Shan, J. és Toth, C. K. (szerk): *Topographic Laser Ranging and Scanning: principles and processing*. CRC Press, pp. 335–370.
- HYYPÄ, J. és INKINEN, M. (1999): Detecting and estimating attributes for single trees using laser scanner. – *The photogrammetric journal of Finland* 16: 27–42.
- IMMITZER, M., VUOLO, F. és ATZBERGER, C. (2016): First experience with Sentinel-2 data for crop and tree species classifications in Central Europe. – *Remote Sensing* 8: 166.
- JIN, S. és SADER, S. A. (2005): Comparison of time series tasseled cap wetness and the normalized difference moisture index in detecting forest disturbances. – *Remote Sensing of Environment* 94: 364–372.
- JOHANSEN, K., COOPS, N. C., GERGEL, S. E. és STANGE, Y. (2007): Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification. – *Remote Sensing of Environment* 110: 29–44.
- KAUTH, R. J. és THOMAS, G. (1976): The tasselled cap – a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat. – *LARS Symposia*: 159.
- KAYTAKIRE, F., HAMEL, C. és DEFOURNY, P. (2006): Retrieving forest structure variables based on image texture analysis és IKONOS-2 imagery. – *Remote sensing of environment* 102: 390–401.
- KENNEDY, R. E., YANG, Z. és COHEN, W. B. (2010): Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr – Temporal segmentation algorithms. – *Remote Sensing of Environment* 114: 2897 – 2910.
- KIM, M., MADDEN, M. és WARNER, T. A. (2009): Forest Type Mapping using Object-specific Texture Measures from Multispectral Ikonos Imagery. – *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 75: 819–829.



- KIRÁLY, G. (2007): A távérzékelés erdészeti alkalmazása. – PhD értekezés. Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola, Erdővagyon-gazdálkodás Program.
- KIRÁLY, G. és BROLLY, G. (2007): Tree height estimation methods for terrestrial laser scanning in a forest reserve. – *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 36: 211–215.
- KIRÁLY, G., BROLLY, G. és BURAI, P. (2012): Tree height and species estimation methods for airborne laser scanning in a forest reserve. – *Full Proceedings of SilviLaser*. 260–270.
- KIRÁLY, G., BROLLY, G. és MÁRKUS, I. (2007): Földi lézerszkennelés alkalmazása egyes fák vizsgálatára. – *Geomatikai Közlemények* 10: 241–250.
- KOCH, B. (2010): Status and future of laser scanning, synthetic aperture radar and hyperspectral remote sensing data for forest biomass assessment. – *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 65: 581–590.
- KOCH, B., STRAUB, C., DEES, M., WANG, Y. és WEINACKER, H. (2009): Airborne laser data for stand delineation and information extraction. *International Journal of Remote Sensing* 30: 935–963.
- KOVALSKYY, V. és ROY, D. (2013): The global availability of Landsat 5 TM and Landsat 7 ETM+ land surface observations and implications for global 30 m Landsat data product generation. – *Remote Sensing of Environment* 130: 280–293.
- KRAUS, K. és PFEIFER, N. (1998): Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. – *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 53: 193–203.
- KRISTÓF, D. (2005): Távérzékelési módszerek a környezetgazdálkodásban. – PhD értekezés. Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola.
- KRISTÓF, D., BELÉNYESI, M., BURAI, P., CZIMBER, K., KIRÁLY, G. és TANÁCS, E. (2013a): Távérzékelési adatok és módszerek erdőtérképezési célú felhasználása. Esettanulmányok és ajánlások. – Kutatási jelentés. An Augur Kft.
- KRISTÓF, D., BELÉNYESI, M., BURAI, P., CZIMBER, K., KIRÁLY, G. és TANÁCS, E. (2013b): Távérzékelési adatok és módszerek erdőtérképezési célú felhasználása. Megvalósíthatósági tanulmány – Kutatási jelentés. An Augur Kft.
- LABRECQUE, S., FOURNIER, R., LUTHER, J. és PIERCEY, D. (2006): A comparison of four methods to map biomass from Landsat – TM and inventory data in western Newfoundland. – *Forest Ecology and Management* 226: 129–144.
- LALIBERTÉ, A. és RANGO, A. (2008): Correlation of object-based texture measures at multiple scales in sub-decimeter resolution aerial photography. – jIP 1. [www.isprs.org/proceedings/xxxviii/4-C1/Sessions/Session1/6556\\_Laliber-te\\_Proc.pdf](http://www.isprs.org/proceedings/xxxviii/4-C1/Sessions/Session1/6556_Laliber-te_Proc.pdf)
- LATIFI, H. (2012): *Characterizing forest structure by means of remote sensing: A review*. – In: Boris, E. (szerk): *Remote Sensing – Advanced Techniques and Platforms*, INTECH Open Access Publisher, pp 3–28

- LAWRENCE, R. L., WOOD, S. D. és SHELEY, R. L. (2006): Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (RandomForest). – *Remote Sensing of Environment* 100: 356–362.
- LEBOEUF, A., FOURNIER, R., LUTHER, J., BEAUDOIN, A. és GUINDON, L. (2012): Forest attribute estimation of northeastern Canadian forests using QuickBird imagery and a shadow fraction method. – *Forest ecology and management* 266: 66–74.
- LEHMANN, E. A., CACCETTA, P., LOWELL, K., MITCHELL, A., ZHOU, Z.S., HELD, A., MILNE, T. és TAPLEY, I. (2015): SAR and optical remote sensing: Assessment of complementarity and interoperability in the context of a large – scale operational forest monitoring system. – *Remote Sensing of Environment* 156: 335–348.
- LENNARTZ, S. P. és CONGALTON, R. G. (2004): Classifying és mapping forest cover types using Ikonos imagery in the northeastern United States. – *Proceedings of the ASPRS 2004 Annual Conference*. 23–28.
- LEVESQUE, J. és KING, D. J. (2003): Spatial analysis of radiometric fractions from high – resolution multispectral imagery for modelling individual tree crown and forest canopy structure and health. – *Remote Sensing of Environment* 84: 589–602.
- LILLESAND, T., KIEFER, R. W. és CHIPMAN, J. (2000): Remote sensing and image interpretation. John Wiley & Sons, 736 pp.
- MAIER, B., TIEDE, D. és DORREN, L. (2008): *Characterising mountain forest structure using landscape metrics on LiDAR-based canopy surface models*. – In: Blaschke, T., Lang, S. és Hay G. J. (szerk.): Object-Based Image Analysis, Springer, Berlin, Heidelberg, pp 625–643
- MARTIN, M., NEWMAN, S., ABER, J. és CONGALTON, R. (1998): Determining forest species composition using high spectral resolution remote sensing data. – *Remote Sensing of Environment* 65: 249–254.
- MÁRKUS, I., CZIMBER, K., KIRÁLY, G., SZENTESI, L., BÁCSATYAI, L., BÁNKY, J., GÁL, J., BARTHA, D. és VÁRKONYI, T. (1996): MERA: MARS & Environment Related Applications, Forest Ecosystems Mapping. Final Report. – Kutatási jelentés.
- MCRROBERTS, R. E., COHEN, W. B., NÆSSET, E., STEHMAN, S. V. és TOMPPPO, E. O. (2010): Using remotely sensed data to construct and assess forest attribute maps and related spatial products. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 340–367.
- MCRROBERTS, R. E. és TOMPPPO, E. O. (2007): Remote sensing support for national forest inventories. – *Remote Sensing of Environment* 110: 412–419.
- MOUNTRAKIS, G., IM, J. és OGOLE, C. (2011): Support vector machines in remote sensing: A review. – *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 66: 24 –259.
- MUTANGA, O. és SKIDMORE, A. K. (2004): Narrow band vegetation indices overcome the saturation problem in biomass estimation. – *International Journal of Remote Sensing* 25: 3999–4014.
- NELSON, R. F. (1983): Detecting forest canopy change due to insect activity using Landsat MSS. – *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 49: 1303–1314.

- PATAKI, Z. és RUFF, J. (2015a): Drónok használata az erdészeti távérzékelésben I. – *Erdészeti Lapok* 150: 168–169.
- PATAKI, Z. és RUFF, J. (2015b): Drónok használata az erdészeti távérzékelésben II. – *Erdészeti Lapok* 150: 297–300.
- PEERBHAY, K. Y., MUTANGA, O. és ISMAIL, R. (2013): Commercial tree species discrimination using airborne AISA Eagle hyperspectral imagery and partial least squares discriminant analysis (PLS – DA) in KwaZulu – Natal, South Africa. – *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 79: 19–28.
- PETTORELLI, N., 2013. The normalized difference vegetation index. – OUP, Oxford, 224 pp
- PFLUGMACHER, D., COHEN, W. B., KENNEDY, R. E. és YANG, Z. (2014): Using Landsat-derived disturbance and recovery history and LIDAR to map forest biomass dynamics. – *Remote Sensing of Environment* 151: 124–137.
- PITKANEN, J., MALTAMO, M., HYYPPÄ, J. és YU, X. (2004): Adaptive methods for individual tree detection on airborne laser based canopy height model. – *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 36: 187 – 191.
- PLAZA, A. BENEDIKTSSON, J. A. BOARDMAN, J. W. BRAZILE, J. BRUZZONE, L. CAMPS – VALLS, G. CHANUSSOT, J. FAUVEL, M. GAMBA, P. GUALTIERI, A. és mtsaik (2009): Recent advances in techniques for hyperspectral image processing. – *Remote sensing of Environment* 113: 110–122.
- POHL, C. és VAN GENDEREN, J. L. (1998): Review article multisensor image fusion in remote sensing: concepts, methods and applications. – *International Journal of Remote Sensing* 19: 823–854.
- RAY, S. S., SINGH, J. és PANIGRAHY, S. (2010): Use of hyperspectral remote sensing data for crop stress detection: ground-based studies. – *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Science* 38.
- RIEDLER, B., PERNKOPF, L., STRASSER, T., LANG, S. és SMITH, G. (2015): A composite indicator for assessing habitat quality of riparian forests derived from Earth observation data. – *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 37: 114–123.
- ROWELL, E., SEIELSTAD, C., GOODBURN, J. és QUEEN, L. (2009): Estimating plot-scale biomass in a western North American mixed-conifer forest from LIDAR-derived tree stems. – *Silvilaser 2009. Proceedings of the 9th International Conference on Lidar Applications for Assessing Forest Ecosystems*. 14–16
- ROY, P. és RAVAN, S. A. (1996): Biomass estimation using satellite remote sensing data – an investigation on possible approaches for natural forest. – *Journal of Biosciences* 21: 535–561.
- SCHARDT, M., GRANICA, K., HIRSCHMUGL, M., DEUTSCHER, J., MOLLATZ, M., STEINEGGER, M., GALLAUN, H., WIMMER, A. és LINSER, S. (2015): The assessment of forest parameters by combined LiDAR and satellite data over Alpine regions – EUFODOS Implementation in Austria. – *Forestry Journal* 61: 3–11.

- SHIMADA, M., ITOH, T., MOTOOKA, T., WATANABE, M., SHIRAISHI, T., THAPA, R. és LUCAS, R. (2014): New global forest/non-forest maps from ALOS PALSAR data (2007-2010). – *Remote Sensing of Environment* 155: 13–31.
- SHIMADA, M. és OHTAKI, T. (2010): Generating large-scale high-quality SAR mosaic datasets: Application to PALSAR data for global monitoring. – *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 3(4): 637–656.
- STRASSER, T., LANG, S., PERNKOPF, L. és PACCAGNEL, K. (2012): Object – based class modelling for assessing habitat quality in riparian forests. – *Proceedings of the 4th GEOBIA: 7–9*.
- STRAUB, C., WEINACKER, H. és KOCH, B. (2008): A fully automated procedure for delineation and classification of forest and non-forest vegetation based on full waveform laser scanner data. – *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 37: 1013–1019.
- SVAB, A. és OŠTIR, K. (2006): High- Resolution Image Fusion. – *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72: 565–572.
- TANÁCS, E. (2015): Eltérő szerkezetű erdőállományok lehatárolása légifelvétel alapján, objektum-alapú módszerekkel. – *Természetvédelmi Közlemények* 21: 340–351.
- THENKABAIL, P. S., ENCLONA, E. A., ASHTON, M. S., LEGG, C. és DE DIEU, M. J. (2004): Hyperion, IKONOS, ALI, and ETM+ sensors in the study of African rainforests. – *Remote Sensing of Environment* 90: 23–43.
- TIEDE, D., HOCHLEITNER, G. és BLASCHKE, T. (2005): A full GIS – based workflow for tree identification and tree crown delineation using laser scanning. – *ISPRS Workshop CMRT 5: 2005*
- TIEDE, D., LANG, S. és HOFFMANN, C. (2006): Supervised and forest type-specific multi-scale segmentation for a one-level representation of single trees. – *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 36: 4.
- TOU, J. T. és GONZALEZ, R. C., 1974. Pattern recognition principles. Addison-Wesley Publishing Company. 377 pp
- TREITZ, P. és HOWARTH, P. (2000): High spatial resolution remote sensing data for forest ecosystem classification: An examination of spatial scale. – *Remote Sensing of Environment* 72: 268–289.
- TUOMINEN, S. és PEKKARINEN, A. (2005): Performance of different spectral and textural aerial photograph features in multi-source forest inventory. – *Remote Sensing of Environment* 94: 256–268.
- USTIN, S. L., GITELSON, A. A., JACQUEMOUD, S., SCHAEPMAN, M., ASNER, G. P., GAMON, J. A. és ZARCO-TEJADA, P. (2009): Retrieval of foliar information about plant pigment systems from high resolution spectroscopy. – *Remote Sensing of Environment* 113: S67–S77.
- VAN AARDT, J. és WYNNNE, R. (2007): Examining pine spectral separability using hyperspectral data from an airborne sensor: An extension of field-based results. – 28: 431–436.

- VERBESSELT, J., HYNDMAN, R., NEWNHAM, G. és CULVENOR, D. (2010): Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. – *Remote Sensing of Environment* 114: 106–115.
- VIEIRA, I. C. G., DE ALMEIDA, A. S., DAVIDSON, E. A., STONE, T. A., DE CARVALHO, C. J. R. és GUERRERO, J. B. (2003): Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazonia. – *Remote Sensing of Environment* 87: 470–481.
- VOHLAND, M., STOFFELS, J., HAU, C. és SCHULER, G. (2007): Remote sensing techniques for forest parameter assessment: multispectral classification and linear spectral mixture analysis. – *Silva Fennica* 41: 441.
- WĘZYK, P., SZOSTAK, M. és TOMPALSKI, P. (2013): *Use of Airborne Laser Scanning Data for a Revision és Update of a Digital Forest Map and its Descriptive Database: A Case Study from the Tatra National Park*. In: Kozak, J., Katarzyna, O., Bytnerowicz, A. és Wyżga, B. (szerk): *The Carpathians: Integrating Nature and Society Towards Sustainability*. – Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- WALKER, W. S., STICKLER, C. M., KELLNDORFER, J. M., KIRSCH, K. M. és NEPSTAD, D. C. (2010): Large-area classification and mapping of forest and land cover in the Brazilian Amazon: a comparative analysis of ALOS/PALSAR and Landsat data sources. – *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 3: 594–604.
- WULDER, M., NIEMANN, K. O. és GOODENOUGH, D. G. (2000): Local maximum filtering for the extraction of tree locations and basal area from high spatial resolution imagery. – *Remote Sensing of Environment* 73: 103–114.
- YOSHIOKA, H., MIURA, T., HUETE, A. és GANAPOL, B. (2000): Analysis of vegetation isolines in red-NIR reflectance space – *Remote Sensing of Environment* 74: 313–326.
- ZAWADZKI, J. J., Przeździecki, K., SZYMANKIEWICZ, K. és MARCZEWSKI, W. (2013): Simple Method of Forest Type Inventory by Joining Low Resolution Remote Sensing of Vegetation Indices with Spatial Information from the Corine Land Cover Database. – *ISRN Forestry*
- ZBORAY, Z., TANÁCS, E. és BÁRÁNY-KEVEI, I. (2007): The accuracy and possible uses of a stand height map derived from a digital surface model. – *Proceedings of the ForestSat 2007 Conference*
- ZHANG, X., FRIEDL, M. A., SCHAAF, C. B., STRAHLER, A. H., HODGES, J. C., GAO, F., REED, B. C. és HUETE, A. (2003): Monitoring vegetation phenology using MODIS. – *Remote Sensing of Environment* 84: 471–475.
- ZHAO, F., HUANG, C. és ZHU, Z. (2015): Use of Vegetation Change Tracker and Support Vector Machine to Map Disturbance Types in Greater Yellowstone Ecosystems in a 1984–2010 Landsat Time Series. – *Geoscience and Remote Sensing Letters, IEEE* 12: 1650–1654.

Weboldalak:

- [1] <http://modis.gsfc.nasa.gov/tools>
- [2] <https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/rapid-response>
- [3] <http://earthexplorer.usgs.gov>
- [4] [http://landsat.gsfc.nasa.gov/?page\\_id=3525](http://landsat.gsfc.nasa.gov/?page_id=3525)
- [5] <http://step.esa.int/main/download>
- [6] <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/home>
- [7] <https://scihub.copernicus.eu/news/News00097>
- [8] [www.satimagingcorp.com/satellite-sensors](http://www.satimagingcorp.com/satellite-sensors)
- [9] [www.esa.int/Our\\_Activities/Observing\\_the\\_Earth/New\\_satellite\\_to\\_measure\\_plant\\_health](http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/New_satellite_to_measure_plant_health)
- [10] [www.asf.alaska.edu/about-sar/sar-basics](http://www.asf.alaska.edu/about-sar/sar-basics)
- [11] <http://southport.jpl.nasa.gov/scienceapps/dixon/index.html>
- [12] [www.fao.org/forest-resources-assessment](http://www.fao.org/forest-resources-assessment)
- [13] [www.fao.org/3/a-i4793e.pdf](http://www.fao.org/3/a-i4793e.pdf)
- [14] [www.landcover.org](http://www.landcover.org)
- [15] <http://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/forests/view>
- [16] [landsatlinkr.jdbcode.com](http://landsatlinkr.jdbcode.com)
- [17] <http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>
- [18] <http://foresthealth.fs.usda.gov/portal>
- [19] [http://karpatierdeink.hu/files/docs/SH\\_4\\_13\\_Taverz\\_esettanulmany.pdf](http://karpatierdeink.hu/files/docs/SH_4_13_Taverz_esettanulmany.pdf)
- [20] <http://earthexplorer.usgs.gov>
- [21] [www.gdal.org/gdal\\_utilities.html](http://www.gdal.org/gdal_utilities.html)

### III. AZ ERDŐÁLLAPOT-FELMÉRÉS MÓDSZERTANA

STANDOVÁR TIBOR<sup>1</sup>, KELEMEN KRISTÓF<sup>1</sup>  
SZMORAD FERENC<sup>1</sup>, KOVÁCS BENCE<sup>1,2</sup>  
KENDERES KATA<sup>1</sup>, PATAKI ZSOLT<sup>3</sup>

<sup>1</sup> *Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c.*

<sup>2</sup> *MTA ÖK Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.*

<sup>3</sup> *Tájéinformatika Bt., 2600 Vác, Attila u. 16.*

Az SH/4/13 azonosítójú projektben végzett munkánk egyik kiemelt feladata volt egy új erdőállapot-leíró módszertan kidolgozása. Alapvető célunk az volt, hogy a módszerrel a felmért területek erdeit sok szempont szerint, finom térléptékben értékelhessük. Arra törekedtünk, hogy nagy számú változót érintő mintavételt dolgozzunk ki, ezzel biztosítva a sokoldalú értékelés lehetőségeit. Emellett a módszertan hangsúlyozottan a Natura 2000 területekre eső, jellemzően természetközeli állapotú erdők részletes állapotleírását helyezte a középpontba. Ezáltal tudja hatékonyan támogatni az erdészeti-természetvédelmi tervezési és ellenőrzési feladatokat.

Mintavételünk egy szisztematikus ponthálón alapult, melynek 100×100 méterenként elhelyezkedő pontjait a teljes vizsgálati területen felvételeztük, illetve egyes részterületeken (korábban jelentősebb bolygatással érintett tömbök, egyes fokozottan védett területek, erdőrezervátumok) a mintavételi hálónk sűrítésével 70,71×70,71 és 50×50 méteres háló-sűrűséggel is dolgoztunk.

Mintavételi pontjainkon 500 m<sup>2</sup> területű plotban vizsgáltuk a faállomány (élő és holt fák minőségi és mennyiségi viszonyai), a légyszárú szint, a termőhely és a kiemelt biológiai jelentőséggel bíró mikroélelőhelyek egyes változóit. A plot közepén koncentrikusan elhelyezkedő 30 m<sup>2</sup> nagyságú szubplotban a cserjék és a fatermetű fásszárúak újulatának felvételezése történt. Két szomszédos mintavételi pont közötti útvonal környezete jelentette a mintavételi szakaszt, ahol többek között termőhelyi vonatkozású mikrohabitatok, valamint a friss természetes bolygatások jelenlétét rögzítettük.

A fejezetben az adatgyűjtés részletes leírása mellett vázoljuk az adatkezelés, adatminőség-ellenőrzés és adatelemzés kereteit biztosító rendszert is.

Kulcsszavak: erdőállapot-felmérés, mintavételi háló, szakasz, plot, szubplot, faállomány, cserjeszint, újulat, légyszárú szint, holtfa, termőhely, mikrohabitat, bolygatás, adatkezelési rendszer, minőség-ellenőrzés, átmérőosztály-diverzitás, pszeudofajszám, ForestDataCollect



## BEVEZETÉS

Az „Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban” című projektünket a Svájci-Magyar Együttműködési Program támogatta (SH/4/13). A 2012 és 2017 között végrehajtott kutatás egyik kiemelt feladata volt egy új erdőállapot-leíró módszertan kidolgozása. Az új módszertannak az erdőállapot-felmérés alapvető célját, vagyis a felmért területek erdeinek sok szempontú és finom térleptékben történő értékelését kell szolgálnia. Ez azt követelte meg, hogy a módszer alkalmas legyen az erdők állapotleíró adatainak minél teljesebb és szélesebb körű, nagy számú változót érintő felvételére, ezzel biztosítva a sokoldalú (az egyes változók esetében egymástól független) értékelés lehetőségeit. Emellett a módszertan hangsúlyozottan a Natura 2000 területekre eső, jellemzően természetközeli állapotú erdők részletes állapotleírását helyezte a középpontba. Ezáltal tudja hatékonyan támogatni az erdészeti-termesztvédelmi tervezési és ellenőrzési feladatokat, ezen keresztül javítva a szektorközi együttműködést is. Megemlítenéd még, hogy a módszertan „éles” keretek közötti alkalmazását a kutatási program három északi-középhegységi tájegységre (Börzsöny, Mátra, Aggteleki-karszt) és összesen cca. 50 000 hektárra irányozta elő, tehát a kifejezetten nagy erdőterületeken való alkalmazhatóság a fejlesztés során szintén elvárás volt.

A tervezett erdőállapot-felmérést összességében olyan módszertanra szerrettük volna alapozni, amely finom térbeli felbontásban, térben explicit módon, sokrétű, könnyen rögzíthető információt szolgáltat az erdőhöz kötődő élőlények számára fontos összetételbeli és szerkezeti elemekről. Ez a célkitűzés újonnan kidolgozott módszerekkel volt csak elérhető, mert a korábbi szakirodalmi források feldolgozása során áttekintett erdőfelmérési rendszerek más célokat szolgálnak, a céljainknak megfelelő létező módszertan a kidolgozás időpontjában nem állt publikáltan rendelkezésre. Mivel fontos célunk volt a kezelési/gazdálkodási egységeken (erdőrészeteken) belüli változatosság mintavételezése, ezért sűrű hálózatra (és ebből adódóan nagy mintavételi pontszámra) volt szükség, s ez a szempont a módszertani kidolgozás kezdeti fázisától arra ösztökélt minket, hogy viszonylag egyszerű, gyors módszert alkalmazzunk. Ugyanakkor az erdészeti adattári adatok közül hiányzó elemeket (pl. faállomány átmérőeloszlása, holtfa mennyisége és minősége, élőhelyjelző lágyszárúak) is megbízható módon szolgáltatnia kellett a metodikának. S minthogy az egyes változók értékei rendre eltérő térbeli mintázatot mutatnak, nyilvánvalónak tűnt, hogy a független értékelési lehetőségek biztosítására vonatkozó igények/elvárások miatt poligon alapú, élőhelyi foltokat jellemző/leíró módszer nem jöhet számításba.

Ez a fejezet röviden bemutatja az erdőállapot-felmérési módszertan kidolgozásának folyamatát, a kialakítás előzményeit, a fejlesztést és tesztelést. Az elkészült módszertant részletesen bemutatjuk. Tesszük ezt azért, mert egyrészt a projekt egyik fő eredményének tartjuk, másrészt a IV. fejezetben bemutatott eredmények pontos értelmezését is szolgálja a terepi adatgyűjtés részleteinek ismerete. Végül vázlatosan leírjuk az adatgyűjtés, adatkezelés, adatminőség-ellenőrzés és adatelemzés kereteit biztosító rendszert, mert ez néhány változtatással alkalmas lehet hasonló felmérések támogatására.

### III.1 A MÓDSZERTAN KIALAKÍTÁSÁNAK ELŐZMÉNYEI

A többcélú erdőállapot-felmérés alapvető célja az volt, hogy GIS rendszerekben használható és elemezhető információkat szolgáltatson az erdőkről, amelyek a kezelési/gazdálkodási egységek (erdőrészek) léptékében természetvédelmi kezelések, erdőtervezés és Natura 2000 fenntartási tervek készítéséhez is felhasználhatóak. A felmérés során keletkezett adatok az erdőkről rendelkezésre álló – jobbára erdészeti adattári – adatokat kell, hogy kiegészítsék. Először tehát megállapításra került, melyek azok az információk, amelyek leginkább hiányoznak az erdők adattári (Országos Erdőállomány Adattár) leírásából és elengedhetetlenek ahhoz, hogy az erdőkhöz kötődő – részben közösségi jelentőségű – növény- és állatfajok szempontjából is előnyös erdőgazdálkodást/erdőkezelést viszonylag erős alapokra lehessen helyezni. A négy legfontosabb változócsoport ezek közül a gazdasági szempontból kevésbé fontos elegyfafajok előfordulása, a holtfa mennyisége és minősége, a faállományhoz kötődő mikrohabitatok jelenléte és az élőhelyjelző lágyszárú növények előfordulása. Mivel ezeket a változókat valamilyen formában mindenképpen szeretnénk volna rögzíteni, már a tervezés korai fázisában nyilvánvalóvá vált, hogy a mintavételi rendszerünknek pontszerűnek kell lennie (nem poligon alapúnak), hogy az egyes változók térbeli mintázatai egymástól függetlenül értékelhetőek legyenek.

Elvárásunk volt a módszertannal szemben, hogy legyen költséghatékony, és a szakmai érintettek legszélesebb köre által elvégezhető. Gyors és egyszerű módszereket kellett tehát alkalmazni vagy kidolgozni, amelyek nagy területeken lehetővé teszik a mintavételezést. További szempont volt a létező adatokkal való összehasonlíthatóság, illetve az, hogy egyes hagyományosan használt tematikus térképek (pl. élőhely-típusok, erdőtermészetesség) az adatokból előállíthatóak legyenek.

A módszertan fejlesztését szakirodalmi áttekintéssel kezdtük. A hazai felméréseket igyekeztünk teljes körűen áttekinteni, és a felmérés során történő használhatóság alapján értékelni. A nemzetközi irodalomból többnyire olyan erdőfelmérési módszertani leírásokat kutattunk fel, amelyekben mintapontokon, többnyire szisztematikus hálózatban történt a felmérés, és részletes protokollt tartalmaztak, valamint lehetőleg megadták a felmérés szakértő-, műszer- és időigényét. Igyekeztünk a legszélesebb körből meríteni mind földrajzi értelemben, mind a felmérések céljának szempontjából. Az erdőfelmérési rendszerek áttekintésekor kigyűjtöttük az adatgyűjtés céljait, a felmérés térbeli kiterjedését és felbontását, a mintavétel elvét (mintaterület kiválasztásának elve, mintaterület nagysága, alakja, mintavételezés intenzitása), a vizsgált változók listáját, valamint a legfontosabb szempontként a konkrét változók mérési, vagy becslési módszerét. Ezek alapján értékeltük, hogy az egyes módszerek projektünk megvalósításához átvehetőek-e, illetve hatékonyan alkalmazhatóak-e. A mintavételezésen túl a felmérési infrastruktúrára (felmérők, eszközpark, adatgyűjtési és -elemzési rendszerek) is figyelmet fordítottunk.

Az irodalmi áttekintés (SZMORAD és mtsai 2013) megtalálható a projekt honlapon [1]. Ez alapján elmondhatjuk, hogy tervezett munkánk szempontjából a leghasznosabb forrásanyagok talán az erdőleltárak voltak: ezek világosan megfogalmazott célokkal gyűjtenek adatokat állandósított mintavételi helyszíneken, és hosszú ideje (általában több évtizede) fejlődő, jól kidolgozott rendszerek. Kiemelkedő jelentőségűek voltak emellett a módszertani összehasonlító tanulmányok, amelyekből az egyes változókra vonatkozó adatfelvételi módszerek részletes leírásán túl azok pontossága, reprodukálhatósága, idő- és infrastruktúraigénye is kiolvasható volt.

A korábbi hazai felmérések adatszerkezetét abból a célból is áttekintettük, hogy az erdőállapot-felmérési módszerünk a vizsgált erdőterületekre már létező adatokat jól kiegészítse, de egyúttal kerüljük olyan adatok rögzítését, ami hozzáférhető más adatforrásból. Kiemelkedő jelentőségű adatállomány ebből a szempontból a már említett Országos Erdőállomány Adattár, amely országosan erdőrészekre (általában 3–10 hektáros poligonokra) szolgáltat adatokat az állomány gazdaságilag fontos jellemzőiről, rögzíti a tervezett munkákat és lehetőséget nyújt a végrehajtott erdőgazdálkodási tevékenységek dokumentálására. Ennek a sokrétű, erdőtervezést, hatósági munkát és országos kimutatásokat egyaránt kiszolgáló adatbázisnak a felmérésünk szempontjából az erdőrészlet tulajdonságait leíró „részlet” tábla és a fafajokra vonatkozó „fafajsor” tábla adatai nyújtanak fontos információkat. Az erdőrészlet-leíró adatok közül a termőhelyre vonatkozó adatok (erdészeti klímakategória, hidrológiai viszonyok, genetikai

talajtípus, termőréteg mélység, fizikai talajféleség), a faállomány tulajdonságaiból származtatott adatok (záródás minősítése, faállománytípus, természetesség), valamint a termelésre vonatkozó adatok (utolsó használat éve, vágásérettségi kor) segíthetnek az erdők állapotának biodiverzitás-szemponturnak értékelésében. Az erdőrészleteken belül szintenként rögzítésre kerül a záródás, a fafajсорok adataiból pedig kiolvasható, mely fafaj milyen elegyaránnyal, átlagos átmérővel és magassággal van jelen az egyes szintekben.

Az adattárban erdőrészletekre és fafajсорokra felvett állapotleíró adatok többféle módszer alkalmazásával keletkeznek. A faállomány-leíró adatok jelentős részét szakértői döntésre (pl. fafaj, eredet, szintek elhatárolása, elegyedés módja) és mérésre (pl. átmérő-, körlapösszeg- és famagasság-mérés) alapozva veszik fel, ugyanakkor számos változót (pl. záródás) becslés alapján rögzítenek, illetve a már mért/becsült adatokból származtatnak (pl. fatermési osztály). Az erdőrészlet-leíró adatok egy része konkrét mérésen/vizsgálaton alapul (pl. termőhelyi adatok), másik részük viszont adminisztratív jellegű adat (pl. üzemmód) vagy származtatott mutató (pl. természetesség). Az adattárban rögzített adatokat részben az idő múlásával automatikusan aktualizálják (koradatok emelése, növedékesítés), részben adminisztratív változások (pl. erdőterv-módosítás) és egyes (pl. fakitermelési) munkák elvégzése okán frissítik. Összességében tehát a módszertanunk szempontjából egyfajta külső referenciának tekintett adattár tartalma – az adatok származását és pontosságát tekintve – meglehetősen változatos, sokszínű.

A fenti (erdészeti adattári) adatok általában elégségesnek bizonyulnak a gazdálkodás tervezéséhez, de egyben azt is megmutatják, hogy melyek azok a hiányzó adatok, amelyek az erdőhöz kötődő élőlények szempontjából kiemelkedő fontosságúak. A fafajсорok közé ugyanis általában csak azok a fajok kerülnek be, amelyek az erdőrészletben legalább 5%-os elegyaránnyal képviseltetik magukat. A gazdaságilag kevésbé fontos elegyfajok (pl. kislevelű hárs, barkóca berkenye) a tapasztalatok alapján többször nem kerülnek be a leírásba akkor sem, ha 5% feletti az elegyarányuk. A szintezettesség szubjektív elemeket nem nélkülöző megállapítása után az egyes szintekben a fafajokhoz rendeltlen csak átlagos értékek kerülnek rögzítésre, az eloszlásokról semmilyen információt nem kapunk.

A fentiekből látható, hogy a poligonokra értelmezett (az erdőrészleten belüli térbeliségről lényegében semmit nem mondó), hangsúlyosan a gazdálkodás szempontjából releváns (számos biológiai vonatkozású változó leírását nélkülöző), sokféle módon és pontossággal keletkeztetett, a faállomány vonatkozásában jellemzően átlagadatokat rögzítő (vagyis az eloszlásokról „hallgató”) adattári adatok tervezett felmérésünk támogatása mellett a módszertani fejlesztés során számos kihívást is tartogattak.

Az áttekintett módszertani anyagok, valamint saját szakmai tapasztalatunk alapján végül a potenciális – hazai viszonyok közötti erdőállapot-leírás szempontjából releváns, illetve nagyobb szereppel bíró – változókról előzetesen egy terjedelmes (közel 100 tételből álló) listát készítettünk. Ez a lista képezte a módszertani fejlesztés alapját, s egyben ez az anyag volt az erdészeti és természetvédelmi szakmák képviselőivel folytatott konzultációk kiindulópontja is. A potenciális változók között termőhelyi viszonyokra, terepen felvehető erdő-történeti háttéradatakra, az állomány egyes fő komponenseit (élő faállomány, álló és fekvő holtfa, újulat, cserjék, lágyszárúak, mohák) leíró változókra, mikrohabitatokra, bolygatásokra, vegetációtípus szerinti besorolásra, előforduló művi létesítményekre stb. vonatkozó adattípusok egyaránt szerepeltek. A terjedelmes lista ugyanakkor nyilvánvalóvá tette, hogy a tervezett felmérés időkeretébe minden tétel nem férhet be, így a következő lépés a változók szelektálása, a jegyzék rövidítése volt.

A válogatás egyik elve az volt, hogy terepen csak a máshonnan be nem szerezhető adatokat gyűjtsük, így a más adatforrásokból (pl. domborzatmodell, légifotó stb.) elérhető változók (pl. kitétség, lejtők, domborzati sajátosságok) eleve kiestek a jegyzékünkéből. Vizsgáltuk továbbá, hogy a rendelkezésre álló kataszteri nyilvántartásokból (pl. forrás, barlang) milyen objektumok jelenléti adatai szerezhetőek be nagy biztonsággal és pontossággal, s a rövidítéseknél ezt is figyelembe vettük. Kihagytunk néhány olyan változót (pl. vegetációtípus, Natura 2000 élőhelytípus), amelynek előállítását az egyébként is felvételre kerülő állapotleíró adatokból (faállomány, cserjék, lágyszárúak) utólagosan elvileg elő lehet állítani. Ezen túl néhány változó (pl. terepi erdő-történeti információk) az általános rövidítési kényszer „áldozatául” esett. A rövidítés összességében az előzetes listán szereplő változók max. 20%-át érintette, vagyis a továbblépéshez kényszerűen szükséges karcsúsítás az előzetesen kiválasztott állapotleíró változók zömét (a legfontosabbakat beleértve) megtartotta.

A szűkített listán található változók közül a legfontosabbak esetében több, korábban alkalmazott módszert is kiválasztottunk, vagy újat alkottunk, és az alternatív mérési vagy becslési módszereket pontosságuk, hatékonyságuk, időráfordítás-igényük alapján összevetettük. A faállomány-leírásnál például több átmérőosztály-felosztást és több becslési skálát is kipróbáltunk, s ezek alkalmazásának időigényét is vizsgáltuk. Az álló holtfa felvétele esetében szintén vizsgáltuk a többféle átmérőosztály-kiosztás melletti felvétel lehetőségét és pontosságát. A fekvő holtfára vonatkozó információk rögzítéséhez kiterjedt vizsgálatokat folytattunk egy gyors és minél pontosabb módszer meghatározásához. Itt a teljes felvétel mellett vonal menti mintavételezéssel is kísérleteztünk, illetve

hosszasan teszteltük azt a 9 fokozatú becslési skálát is, amely végül is (kielégítő pontossága és csekély időráfordítás-igénye miatt) a végső megoldás lett. A tesztelési folyamatot követően alakult ki aztán a végleges, felvételezésre tervezett változó-lista és maga a módszertan, amelyhez a fejlesztés végén egy részletes protokollt (STANDOVÁR és mtsai 2015, 2016) és egy képzési anyagot is készítettünk.

Mindeközben az adatgyűjtési, -ellenőrzési és -elemzési rendszer alapjait is leraktuk. Megfogalmaztuk a rendszerrel szemben támasztott követelményeket, kidolgoztuk az adatfolyamat sémáját, majd a hardverek és szoftverek kiválasztását követően elkészítettük az adatbázis alapszerkezetét és a folyamatokat végrehajtó rendszereket (részletesebben minderről a III.4 fejezetben lehet még olvasni).

## III.2 MINTAVÉTELI ELRENDEZÉS, ALKALMAZOTT ESZKÖZÖK

### III.2.1 Mintavételi elrendezés

Az erdőállapot-térképezés a projekt célterületeinek erdőtervezett erdővel borított részein került végrehajtásra. Nem kerültek felmérésre a faállománnyal tartósan nem borított tisztások, rétek, utak, nyiladékok, sziklagyepek. Az erdők lehatárolását az Országos Erdőállomány Adattárhoz rendelt digitális erdészeti térkép felhasználásával értük el, kiszűrve az egyéb részleteket. Ennek következtében a térképezett területen belül itt-ott található kisebb méretű foltok, amelyeket erdő borít ugyan, de mivel az erdészeti adattár nem erdőként tartja őket nyilván, kimaradtak a felmérésből. A megközelítés előnye ugyanakkor, hogy nagy nem-erdő területek maradtak ki, amely végül költséghatékony lépésnek bizonyult.

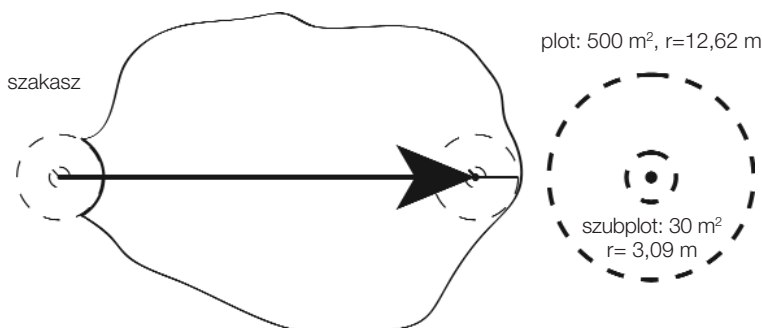
#### III.2.1.1 Mintavételi hálózat

A kidolgozott erdőállapot-térképezési módszertan egyik nagyon fontos kérdése volt az alkalmazott mintavételi sűrűség. Annak a kettős elvárásnak kellett megfelelnünk, hogy kellően finom térbeli felbontású legyen a mintavétel a tervezett célok (erdőrészlet-léptéken belüli változatosság leképezése) eléréséhez, ugyanakkor elvégezhető számú mintavételi pontot tűzzünk ki. E kettős célt végül oly módon terveztük elérni, hogy a teljes térképezési területen virtuálisan lefektetésre került egy 50×50 méteres alapháló, melyet minden második sor, illetve minden megmaradt sor minden második pontja kihagyásával 100×100 méteres hálóra ritkítottunk. A projektbe bevont teljes terület felmérése ezzel a mintavételi

hálóval történt, de egyes részterületeken (korábban jelentősebb bolygatással érintett tömbök, egyes fokozottan védett területek, erdőrezervátumok stb.) a mintavételi háló „visszasűrítésével” (a korábban kiejtett pontsorok minden második pontjának eltolt visszaemelésével)  $70,71 \times 70,71$  méteres mintavételi hálóval is dolgoztunk. Ezen túl elvi lehetőségként előttünk állt, hogy a térben változatosabb faállományú részterületeket további pont-sűrítéssel, az alapháló szerinti  $50 \times 50$  méteres mintavételezéssel vegyük fel (ezzel csak egy egészen kis területen, az egyik erdőrezervátum esetében éltünk). Lényeges momentum, hogy a különböző térbeli sűrűséget adó mintavételi hálók oly módon kerültek kialakításra, hogy a ritkább hálók minden eleme egybeesik az elvi sűrű háló pontjaival.

### III.2.1.2 Mintavételi egységek

Az adatgyűjtést három mintavételi egységre vonatkozóan végeztük (III.1. ábra):



III.1. ábra: A mintavételi egységek vázlata

#### *Mintavételi szakasz:*

A mintavételi szakasz alapvetően két szomszédos mintavételi terület közötti útvonal környezetét jelöli. A mintavételi szakasz felvételezésének az a célja, hogy az egyes mintavételi területek részletes jellemzésével végzett erdőállapot-leírást teljesebbé tegyük a közöttük levő állományrészek természetvédelmi és/vagy erdőgazdálkodási szempontból kiemelt jelentőségű jellemzőinek dokumentálásával. Magába foglalja egy felvett mintavételi területtől a következőig terepen megtett útvonalat, az arról oldalirányban átlátható állományrészeket, valamint a felvételezésre kerülő következő mintavételi területet.



*Mintavételi terület (plot):*

Az adatfelvétel fő vonatkoztatási alapjául szolgáló 500 m<sup>2</sup> területű (12,62 m sugarú) kör. A mintaterület a mintavételi háló szerint előzetesen meghatározott helyzetű mintavételi pont – mint középpont – körül értelmezendő. A mintaterület alapvetően a faállomány (élő és holt fák minőségi és mennyiségi viszonyai), a lágyszárú szint, a termőhely és a kiemelt biológiai jelentőséggel bíró mikroélőhelyek leírásának színtere.

*Mintavételi részterület (szubplot):*

Ez a 30 m<sup>2</sup> nagyságú részmintaterület a mintaterületen belül koncentrikusan elhelyezkedő, 3,09 m sugarú kör. A részmintaterület alapvetően a cserjék és a fatermetű fásszárúak újulatának leírását szolgálja.

### III.2.2 Az adatfelvétel eszközei

A térképezés során az adatrögzítés elektronikus formában történik, a helymeghatározáshoz külön GPS készüléket használunk. Ezen felül a mintavételi terület középpontját jelölő kitűzőrúdra, ellenőrző távolságmérő eszközre (táv mérő vagy mérőszalag), valamint a fák átmérőjének tesztelésére (ellenőrzésére) alkalmas eszközre (mérőszalag) van szükség.

Az adatbeviteli eszköz Android 4.2 operációs rendszert futtató érintőképernyős telefon (EVOLVEO StrongPhone Q4), amelyen a projekt keretében kifejlesztett alkalmazás (ForestDataCollect) fut. Az előzetesen kijelölt mintavételi pontok felkeresése GPS segítségével történik, itt a választás a Garmin GPSmap 64 típusú készülékre esett. A mintapontok kiosztása és az adatok kezelése csomagokban történik: ennek menetérol, az adatfelvételi eszközök kiválasztási szempontjairól, valamint a készülékek fontosabb jellemzőiről az adatkezelési rendszert bemutató III.4 fejezetben adunk áttekintést.

A terepmunka kivitelezését támogató minden GPS készüléken elérhetővé tettük a felmérési terület turistatérképét, ami az általános tájékozódást segíti. Emellett az EVOLVEO StrongPhone Q4 készülékre telepítésre került a Geopaparazzi alkalmazás, melynek segítségével rendelkezésre bocsátottuk a felmérési terület 1:10 000 méretarányú topográfiai térképe alapján készült, az androidos felületre optimalizált áttekintő térképet, amely pontosabb domborzati információval segíti a tájékozódást.

### III.3 A TEREPI ADATFELVÉTELEZÉS

Ebben az alfejezetben rövid összefoglalását adjuk a terepi adatgyűjtés főbb pontjainak, jellegzetességeinek. A részletek iránt érdeklődő olvasó a teljes protokollt megtalálja e fejezet *függelékében*. A III.2 alfejezetben bemutattuk a mintavétel alapvető elrendezését, s a háromféle mintavételi egységet, amelyekben adatgyűjtés történt. Az alábbiakban bemutatjuk a mintavétel főbb lépéseit, illetve a rögzített változók csoportjait és a felvételezésükkor alkalmazott skálákat, továbbá a választható opciókat. Az egyszeres vagy többszörös választással megválaszolható kérdések esetében a felmérőknek minden esetben az *egyik sem* válasszal kellett jelezni, ha a felsorolt lehetőségek közül egyik sem választható, ezzel egyértelműsítve, hogy nem véletlen kihagyásról van szó. Az alábbiakban az *egyik sem* opciót nem tüntetjük fel külön.

Az elvi mintavételi háló pontjaira kiosztott mintavételi pontokat a terepi felmérők a GPS készülékükre feltöltött POI-kra történő navigálással keresik fel. E művelet közben a két pont közötti szakasz – mint mintavételi egység – felvételezése a terep járhatatlansága (vagy aránytalanul nagy erőfeszítést igénylő bejárhatósága) esetén elhagyható. Hasonlóképp, a mintavételi plot is eshet olyan helyre, ahol nem lehet (fizikailag megközelíthetetlen, veszélyes, adminisztratív okokból lezárt) vagy nem érdemes (nem erdő, rakodó stb.) végrehajtani az adatfelvételt. Ezek a helyzetek szintén az úrlapon rögzítendőek.

#### III.3.1 A mintavételi szakaszra vonatkozó adatrögzítés

A mintavételi szakaszon olyan jelenségek rögzítését írja elő a protokoll, amelyek a plot-szintű mintavételezésnél durvább térleptékben értelmezhetők/térképezhetők, illetve olyan fontos információt hordoznak, ami akkor is figyelmünkre érdemes, ha azokat az 500 m<sup>2</sup>-es plotok között észleljük. Előbbiek közé tartoznak bizonyos termőhelyi vonatkozású mikrohabitatok, valamint a friss természetes bolygatások. Utóbbiak közé a famatuzsálemek, az agresszíven terjedni képes idegenhonos fajok, valamint néhány Natura 2000-es jelölőfaj jelenlétére utaló nyomok. Az alábbiakban tömören bemutatjuk, hogy tételesen mely változókra terjed ki a mintavételi szakaszon végrehajtott felvételezés.

*Termőhelyi vonatkozású mikrohabitatok jelenléte:*

Többszörös választással az alábbi – speciális szubsztrátként/élőhelyként értelmezhető, az erdők biológiai sokféleségének megőrzése szempontjából jelentős szereppel bíró – típusok rögzítésére van lehetőség:

- *suvadás, talajcsúszás;*
- *sziklafal, sziklaletörés;*
- *kiálló szikla és kőgörgeteg;*
- *erodálódott talajfelszín;*
- *vízmosások;*
- *forrás, szivárgó.*

#### *Friss faállomány-bolygatás jelenléte:*

Ebben az esetben a kifejezetten friss bolygatások nyomainak a rögzítése a cél, s amennyiben lehetséges, az adatrögzítés a bolygatás eredetére is információt szolgáltat. Ha a friss faállomány-bolygatás jelenlétére vonatkozó válasz *igen*, meg kell adni a bolygatás típusát az alábbi jegyzékből történő többszörös választással:

- *korona- vagy törzstörés;*
- *tűz;*
- *egész fa / törzs dőlése;*
- *biotikus hatások.*

#### *Kiugró méretű fák jelenléte:*

Az állomány egészéhez képest jelentősen eltérő méretű és habitusú fák jelenlétének rögzítése azért indokolt, mert e nagyobb átmérőjű, vastagabb törzsű, nagyobb koronájú, idősebb korban esetleg odvas-üreges fák („biotóp-fák”) fontos – az állományrészből egyébként hiányzó – mikroélelőhelyeket szolgáltathatnak. Amennyiben a protokollban rögzített kritériumoknak megfelelő fa vagy fák jelenlétét észleljük (vagyis nem *egyik sem* a válasz), az alábbi szituációk közül van lehetőség választani:

- *kiugró méretű élő fa (fák);*
- *kiugró méretű álló holtfa (holtfák);*
- *kiugró méretű élő fa és álló holtfa (együtt).*

#### *Agresszíven terjedő idegenhonos fafajok jelenléte:*

Tekintettel arra, hogy az e kérdés megválaszolásával rögzítésre kerülő fafajok – akár fiatal egyedei is – az állomány jövőjére nézve jelentős kockázatot hordoznak, kiemelt jelentőséget tulajdonítunk az alábbi fafajok szakaszon történő rögzítésének: akác (*Robinia pseudoacacia*), amerikai kőris (*Fraxinus pensylvanica*), bálványfa (*Ailanthus altissima*), kései meggy (*Padus serotina*), vörös tölgy (*Quercus rubra*), zöld juhar (*Acer negundo*).

#### *Életnyomok és jelölőfajok jelenléte:*

A mintavételi szakaszon előírjuk egyes könnyen azonosítható, természetvédelmi szempontból nagyobb jelentőséggel bíró életnyomok és holtfához kötődő Natura 2000 jelölőfajok (xilofág rovarok) jelenlétének rögzítését:

- *gallyfészek;*
- *harkály-életnyom;*

- *Natura 2000 jelölőfajok* – rögzítendő fajok: gyászincér (*Morimus funereus*), havasi cincér (*Rosalia alpina*), nagy hőscincér (*Cerambyx cerdo*), szarvasbogár (*Lucanus cervus*).

### III.3.2 A mintavételi területre (plot) vonatkozó adatrögzítés

A mintavételi terület (plot) az erdőállapot-felmérés adatgyűjtésének fő színtere. Az 500 m<sup>2</sup>-es (r=12,62 m) plot határának kijelölésére, valamint az egyes változók korrekt rögzítéséhez szükséges bejárására vonatkozó részletes útmutatás a protokollban található (*Függelék*).

Az első feladat az érintett állományrész *habitusának összefoglaló jellegű leírása* a jelen lévő fatermetű fásszárúak és újulatak záródása, illetve átlagos magassága alapján. E jellemző megragadására három fő kategória használatát vezettük be:

1. *Középkorú vagy idős erdő*: Olyan állomány, amelyben az 5 m-nél magasabb, méretes fák záródása legalább 20%-os.
2. *Fiatalos*: Természetes bolygatás vagy mesterséges beavatkozás nyomán az 5 m-nél magasabb fák záródása 20% alatti. Az állomány fő töme-gét 1,5 m-t elérő, de 5 m-t meg nem haladó, legalább 70%-os záró-dású fatermetű fásszárúak alkotják.
3. *Felújulási terület*: Természetes bolygatás vagy mesterséges beavatkozás hatására kialakult olyan állomány, ahol az 5 m-nél magasabb fák záródása 20% alatti, a fatermetű fásszárúak átlagos magassága nem éri el a 1,5 m-t, vagy 1,5 és 5 m közé esik és a záródása kisebb mint 70%.

Az esetek döntő többségét adó *középkorú vagy idős erdő* minősítésű állományok vertikális jellemzőinek összefoglaló leírására a felmérők rögzítik a *fiziognómiai kategóriát*. Az egyes típusok elkülönítésének alapját a cserje- és koronaszint elkülönültségéből, valamint az állományalkotó fák növekedési formáiból levezethető állománykép adja. A leggyakrabban előforduló, szálerdő képet mutató állományok *egyik sem* minősítésén felül az alábbi kategóriák közül választ a felmérő:

1. *Sarjcsokros erdő*: A sarjcsokros növekedésű (rendszerint görbe) törzsek aránya meghaladja a 80%-ot.
2. *Összefolyó korona- és cserjeszintű erdő*: A fatermetű fásszárú fajok jellemzően alacsonyak, vagy közepes magasságúak, a lombkoronaszint (=faállomány) és a cserjeszint (=cserjék) nem válik el élesen egymástól.
3. *Szabad állásban nőtt idős fákat tartalmazó állomány*: Az állomány legnagyobb részét alkotó faegyedek korát és átlagos vastagságát jelentősen megha-

ladó, egykor (legalább részben) szabad állásban növekedett, terebélyes koronájú fák (legalább 3 db) előfordulása és természetes úton felnőtt fiatalabb korosztály együttes jelenléte jellemzi a plot területét és a környező állományrészt. Kialakulása legtöbbször korábbi fáslegelő, legelőerdők felhagyása utáni spontán erdősülés révén valósult meg. Nem tartoznak ide a vágásos üzemmódban használt erdők véghasználatokor megkímélt hagyásfákat tartalmazó fiatalosok, illetve a nagyobb koronájú, idősebb törzseket magukba foglaló állományok sem.

A továbbiakban a leggyakoribb *középkorú vagy idős erdő* kategóriába tartozó plotok példáján mutatjuk be a főbb regisztrált változó csoportokat, majd a másik két fő kategória esetében speciális változókat ismertetjük.

### III.3.2.1 A faállomány-jellemzők felvételezése

Az erdőállapot-térképezés során az egyik legfontosabb feladat a faállomány összetételének és szerkezetének minél sokrétűbb leírása. Módszertanunkban a faállomány részeként azokat a fatermetű fásszárú fajhoz tartozó egyedeket vesszük figyelembe, amelyek meghaladják 2,5 méteres magasságot. Kiemelt célunk volt olyan adatrögzítési módot alkalmazni, ami lehetővé teszi, hogy a Magyarország összes erdőterületére rendelkezésre álló erdészeti adattári adatok kiegészítéseként az ott szereplő leírásnál sokkal árnyaltabb képet kapjunk a ritka elegyfajok jelenlétéről éppúgy, mint az állomány horizontális és vertikális szerkezetére egyaránt reflektáló átmérőeloszlásról. Hasonlóképp, törekedtünk a holtfa mennyiségi és minőségi viszonyainak leírására is. A faállomány jellemzéséhez az alábbi változók kerülnek rögzítésre:

#### *A faállomány lombkorona-záródása:*

A záródás meghatározása szembecsléssel, 5%-os pontossággal történik. A lombkorona-záródás mértékének meghatározásakor csak a fajok 2,5 m-es magasságot meghaladó egyedeit (= faállomány) vesszük figyelembe.

#### *Fafajösszetétel és átmérő-osztályonkénti tömegesség:*

Módszertanunk egyik újítása, hogy – sok más hozzáférhető módszertannal ellentétben – a fafajösszetételt és a faállomány-szerkezetet egyetlen kombinált becsléssel írjuk le. A felmérők az adott ploton belül észlelt fajok átmérőosztályonkénti tömegességét becslik meg. Így tulajdonképpen az adatbeviteli szoftver segítségével egy olyan táblázatot töltenek ki értékekkel, amelynek soraiban a fajok, oszlopaiban a lehetséges átmérőosztályok szerepelnek.

Öt átmérőosztályt különítettünk el a felmérés során:

- $dbh \leq 8$  cm;
- $8$  cm  $< dbh \leq 20$  cm;
- $20$  cm  $< dbh \leq 35$  cm;
- $35$  cm  $< dbh \leq 50$  cm;
- $50$  cm  $< dbh$ .

A *dbh* (diameter at breast height) a fa mellmagasságban (130 cm) mért átmérőjét jelenti. Az egyes fajok adott vastagsági osztályba tartozó egyedeinek tömegességét az alábbi durva skála alkalmazásával rögzítettük:

1.  $0\% < \text{lombkorona borítása} \leq 5\%$ ;
2.  $5\% < \text{lombkorona borítása} \leq 20\%$ ;
3.  $20\% < \text{lombkorona borítása} \leq 50\%$ ;
4.  $50\% < \text{lombkorona borítása}$ .

#### *Hántás jelenléte:*

Rögzítettük, ha a jellemzően 20 centiméternél kisebb mellmagassági átmérővel rendelkező faegyedek legalább 5%-án vadfajok által okozott friss kéreghántás nyomai látszanak.

#### *Antropogén eredetű törzskárok jelenléte:*

Hasonlóképp azt is rögzítettük, ha a ploton belüli faegyedek legalább 5%-án megfigyelhető volt olyan friss törzskárosítás, kéregsérülés, ami egyértelműen emberi tevékenységhez (fadöntés, közelítés) köthető.

#### *Álló holtfa és facsonk jelenléte:*

Kiemelt jelentőséget tulajdonítottunk annak, hogy az erdőlakó specialista állat-, növény- és gombafajok fennmaradása szempontjából elengedhetetlen (vö. táplálék, szaporodó- vagy búvóhely, aljzat) álló holtfa mennyiségéről, korhadtsági állapotáról, méreteloszlásáról, valamint – ahol megállapítható – faji hovatartozásáról információt gyűjtünk.

Álló holtfának azokat az elhalt faegyedeket tekintettük, amelyek meghaladják a 2,5 méter magasságot, mellmagassági átmérőjük nagyobb 8 centiméternél, valamint „megállnak a saját lábukon”. A különböző mértékben ferde vagy fennakadt törzseket (mint belátható időn belül talajra kerülő faanyagot) a fekvő holtfa mennyiségébe számítottuk. A 2,5 métert el nem érő, s egyértelmű vágással nem rendelkező elhalt faegyedeket facsonkként rögzítettük.

Külön-külön rögzítettük az álló holtfák és facsonkok darabszámát három vastagsági osztályban (8–20 cm, 21–50 cm és 50+ cm). Ezen felül a 20 centinél vastagabb egyedekre vonatkoztatva megadtuk a jellemző korhadtsági állapotot is alábbi kategóriák alkalmazásával:

- *friss*: a kéreg ép, vagy a törzs több mint felén jelen van; még megfigyelhetők a kisebb ágak, gallyak (esetleg levelek); a fatest kemény;
- *korhad*t: a kéreg borítása a törzsön <50%, vagy teljesen hiányzik; csak a nagyobb ágak találhatóak meg, illetve gyakran már csak a törzs áll; a fatest puha;
- *vegyes*: ha a *friss* és *korhad*t minősítésű egyedek egyaránt legalább 20%-os gyakorisággal fordulnak elő a plotban.

Amennyiben jellemző korhadtsági fokként a *friss* vagy a *vegyes* kategória került rögzítésre, az elpusztult egyedek faji hovatartozását is megadtuk.

#### *A fekvő holtfa jelenléte:*

Az álló holtfához hasonlóan fontos ökológia szereppel rendelkező fekvő holtfa mennyiségére, méreteloszlására és korhadtsági állapotára is kiterjed a mintavétel. A felmérés során egy vizuális segédlet alkalmazásával választották ki a felmérők az adott plotban jellemző helyzetet legjobban bemutató szituációt. Az összesen 9 kategóriát tartalmazó skála 3 vastagsági kategóriában (csak 8 cm Ø-nél vékonyabb; 8–35 cm Ø-ű frakció is; van 35 cm Ø-nél vastagabb is) ír le 3–3 mennyiségi kategóriát (lásd *Függelék*). Az lehetséges 9 kategóriából a felmérők az átmérőeloszlást prioritásként kezelve választották ki a leginkább megfelelőt.

Amennyiben volt vastag (Ø: 8–35, 35+ cm) fekvő holtfa (CWD), az álló holtfánál megadott szempontok szerint rögzítettük a korhadtsági fokot is. Az álló holtfánál megadott besorolási szempontokat itt még kiegészítette három további:

- *friss*: a fa a talajtól élesen elhatárolódik; keresztmetszete általában kör alakú; színe a fa eredeti színéhez hasonló;
- *korhad*t: a fa felületének legnagyobb része a talajfelszínnel érintkezik; keresztmetszete leggyakrabban ovális, ellapuló; színe fakó, szürkés.

A *vegyes* korhadtsági állapot értelmezése megegyezik az álló holtfánál leírtakkal. Amennyiben jellemző korhadtsági fokként a *friss* vagy a *vegyes* kategória került rögzítésre, a CWD faji hovatartozását is megadtuk.

### III.3.2.2 Lágyszárúak felvételezése

A lágyszárúak mennyiségének és faji összetételének megismerése segíti az állomány termőhelyi viszonyainak és degradáltságának értékelését, ezért a domináns fajokon felül az adott élőhely ökológiai viszonyait jellemző, az idegenhonos (adventív) és a különböző bolygatások hatásait tükröző őshonos nitrofil fajok jelenlétét és tömegességét is jellemeztük. A lágyszárú növényzet leírása az alábbi szempontokra terjedt ki:



*A lágyszárúak összborítása:*

Az összborítás becslésekor azt vizsgáltuk, hogy a lágyszárú növények által lefedett terület hogyan viszonyul a plot teljes területéhez. A becsléshez az alábbi skálát használtuk:

0. borítás  $\leq 1\%$ ;
1.  $1\% < \text{borítás} \leq 5\%$ ;
2.  $5\% < \text{borítás} \leq 20\%$ ;
3.  $20\% < \text{borítás} \leq 50\%$ ;
4.  $50\% < \text{borítás}$ .

*Domináns lágyszárú növények azonosítása:*

Amennyiben a lágyszárú-összborítás becsült értéke az 5%-ot meghaladta, felírtuk a domináns növényfajokat. Domináns növényfajként a legalább 20%-os relatív borítási arányt képviselő fajok közül a három legnagyobb relatív borítást képviselő taxont rögzítettük.

*Élőhelyjelző lágyszárú növények azonosítása:*

A domináns fajokon felül rögzítettük azt is, hogy a plot területén milyen élőhelyjelző lágyszárú növények fordulnak elő. Élőhelyjelzőnek azokat a fajokat tekintettük, melyek átlagos termőhelyi – szárazság-üdeség, bázikusság-savanyúság gradiensek mentén értelmezett – viselkedésük alapján egyes élőhelyek vagy élőhely-csoportok azonosítása szempontjából relevánsak. Ennél a menüpontnál is maximum három lágyszárú növényfaj volt kiválasztható a vizsgálati területeinkre (Északi-középhegység) releváns fix listáról (lásd *Függelék*).

*Adventív lágyszárúak jelenlétének rögzítése:*

Rögzítettük, hogy a plot területén mely adventív növényfaj(ok) fordult(ak) elő. Ez esetben is egy előre megadott – erdőkben jellemző adventív fajokat tartalmazó – listáról (lásd *Függelék*) választottak a felmérők.

*Őshonos nitrofil és bolygatásjelző növények aránya:*

Amennyiben a lágyszárú-összborítás becsült értéke az 5%-ot meghaladta, rögzítettük az őshonos nitrofil és bolygatásjelző lágyszárú növények fontosságát a növényzetben. A becsléshez az erdős élőhelyeken gyakrabban előforduló őshonos nitrofil és bolygatásjelző növények együttes relatív borítását kellett figyelembe venni, s a lágyszárú-összborításnál alkalmazott skálát használtuk a relatív borítás becsléséhez. Ez esetben is előre megadott fajlistán (lásd *Függelék*) szereplő fajokat vettek figyelembe a felmérők.

### III.3.2.3 Mikrohabitatok felvételezése

Mintavételünk kialakításakor fontos cél volt, hogy adatokat gyűjtsünk a természetes erdők specialista fajainak előfordulását lehetővé tevő, közvetlenül vagy közvetve faállományhoz köthető élőhely-szerkezeti elemek jelenlétéről. A szinte megszámlálhatatlanul sok lehetséges mikrohabitat-féleség rögzítésére (mennyiségi információ megadása nélkül) felmérőink az alábbiak jelenlétét rögzítették:

- *gyökértányér;*
- *vágástéri hulladék;*
- *friss tuskó;*
- *régi tuskó;*
- *üreges tő;*
- *hasadt törzs;*
- *fagyléces csertölgy törzs(ek);*
- *tükkör (levált kéreg);*
- *elváló kéreg;*
- *tapló;*
- *odú élőfán;*
- *odú holtfán;*
- *üreges törzs;*
- *holtfa élőfán;*
- *lián.*

Az egyes mikrohabitatok részletes meghatározását és az illusztrációkat a *Függelék* tartalmazza.

### III.3.2.4 Termőhelyi jellemzők felvételezése

Az erdei élőhely természetességi állapotát és termőhelyi potenciálját erősen befolyásolja a talajfelszín bolygatottságának, illetve a felszín kövességének mértéke, jellege. Ezért mintavételünk e tulajdonságokra is kiterjedt.

#### *A talajbolygatás mértéke:*

Felmérőink a plot területén belül – a lágyszárú növényzet tömegességénél is használt borítás-skála alkalmazásával – a bolygatott talajfelszín arányát becsülték. Amennyiben a talajbolygatás elérte az 5%-ot, az alábbi kategóriákból történő (akár többszörös) választással annak típusát is feljegyezték:

- *keréknyom;*
- *közelítés;*
- *vadtúrás, vadtaposás;*
- *egyéb.*

#### *Az aljzat kövességének felvételezése:*

A kövesség mértékét a faállomány leírásánál használt borítás-skálát alkalmazó becsléssel rögzítettük. Ha a kövesség mértéke meghaladta az 5%-os mértéket, megadtuk a területet borító kövek jellemző típusát/méretét is:

- *görgetegkő:* apró (2–10 cm), közepes (11–50 cm), nagy (50 cm <);
- *szálkő.*

### III.3.2.5 Az idegenhonos cserjék és újulat jelenlétének/hiányának felvételezése

Az erdei élőhelyek jelenlegi és jövőbeni természetességi állapotát is erősen befolyásolják az idegenhonos fa- és cserjefajok. Ezért e fajok újulati szintben való előfordulását a cserjék és újulat jellemzésére szolgáló 30 m<sup>2</sup>-es szubploton kívül, a teljes plot területén is rögzítettük. Ez esetben is egy előre meghatározott listából (lásd *Függelék*) többszörös választással rögzítettük az érintett fajokat.

### III.3.3 A részmintaterületre (szubplot) vonatkozó adatrögzítés

A részmintaterület (szubplot) a plot középpontjában koncentrikusan elhelyezett 30 m<sup>2</sup> területű (3,09 m sugarú) kör. A szubplot területén a cserjék és a fatermetű fásszárúak újulatának felvételezését végeztük.

#### III.3.3.1 A cserjék felvétele

A szubplot területéről gyűjtöttünk adatot az erdők szerkezeti változatosságát jelentős mértékben meghatározó cserjék előfordulásáról. Az alábbi adatok kerültek rögzítésre:

##### *Az előforduló cserjék összborítása:*

A cserjék összborításának megállapításához a lágyszárúak esetében is használt becslési skálát alkalmaztuk.

##### *Domináns cserjefajok azonosítása:*

A lágyszárúaknál bemutatott módon a cserjék esetében is rögzítettük a maximum három domináns cserjefajt, amennyiben a cserje-összborítás becsült értéke meghaladta az 5%-ot.

##### *Élőhelyjelző cserjefajok előfordulása:*

A szubplot területén előforduló élőhelyjelző cserjefajokat a jellegzetes termőhelyi igényvel jellemezhető cserjefajok előre megadott listájából (lásd *Függelék*) többszörös választással jelölték meg a felmérők.

### III.3.3.2 Az újulat felvétele

Az erdők állapotának egyik fontos jelzője a regenerációs képességét megjelenítő fiatal generáció(k) jelenléte, állapota. E fontos sajátság jellemzésére az alábbi változókat rögzítettük:

*A magas (0,5 m feletti) és alacsony (0,5 m alatti) újulat összborítása:*

A már jól ismert (lágyszárúak, cserjék) borítás skála alkalmazásával megbecsültük a magas (0,51–2,50 m) és az alacsony (0–0,50 m) újulat tömegességét.

*Domináns fajok azonosítása az újulati szintben:*

Ez esetben is 5%-os összborítás felett adtuk meg az újulat domináns fajait. A két magassági osztály mennyiségétől és arányától függő szabályokat a *Függelék* tartalmazza, de bármely esetben maximum három domináns faj rögzítésére volt lehetőség.

*Az újulatban látható egyéb fajok jelenléte:*

Az újulat esetében – ésszerű ráfordítással – törekedtünk a teljes fajösszetétel leírására. Ennek érdekében a dominánsként rögzített fajokon felül észlelt minden fajt felírtunk.

*Jellemző rágottsági kategória:*

Az erdők általános állapotára, regenerációs képességére jelentős hatást gyakorolhatnak a nagy testű növényevő vadfajok. Éppen ezért felmérésünk kiterjedt az újulat vad általi rágottságának rögzítésére is. A rágottság mértékének megítélésükor úgy jártunk el, hogy a tárgyévi állapot mellett a felvételezést megelőző 2–3 év történetiségét is tükrözze a besorolás. Felmérőink a 30 m<sup>2</sup>-es mintakörben előforduló újulat egyedeinek átlagos/jellemző rágottsági állapotát rögzítették az alábbi skálát alkalmazva:

- *ép;*
- *enyhén rágott;*
- *erősen rágott;*
- *bonsai, életképtelen „csutak”;*
- *nem megállapítható.*

*Tuskósarjak jelenléte:*

Tekintettel arra, hogy a felnövekvő faállomány állékonysága szempontjából fontos lehet, külön jeleztük, ha a teljes újulatban (alacsony + magas újulat) a sarjhajtások (tuskósarjak) relatív területaránya meghaladta a 20%-ot.

### III.3.4 Dokumentáció és megjegyzés

Minden plot-felvételt fotódokumentáció készítésével zártunk. Az összesen hat fénykép (négy égtáj, lombkorona, szubplot) a felvett adatok/változók közötti ellentmondások feloldását és a hibák kiszűrését, valamint a terepi ellenőrzések során a mintavételi pont újbóli visszakeresését támogatja.

A dokumentáció részeként vitték be felmérőink az adatbeviteli felületre a felvételezés ideje alatt a GPS készülék által pontátlagolással előállított koordinátákat.

Végezetül az adatbeviteli felület lehetőséget ad rövid szöveges megjegyzések rögzítésére is. A megjegyzés rovat itt az adatbeviteli felület mezőiben nem rögzíthető, de a felmérő által fontosnak ítélt információk korlátozott terjedelmű rögzítésére szolgál.

### III.3.5 Fialalosok és felújulási területek leírásának specifikumai

#### III.3.5.1 Fialalosok

A fiatalosok felvételezése nem sokban tér el a *középkorú vagy idős erdőknél* leírtaktól. Néhány esetben előfordul, hogy a fiatalos erdőben nincs élő faállomány, vagyis 2,5 méteres magasságot meghaladó fatermetű fásszárú. A alkalmazás erre külön rákérdez, s nemleges válasz esetében a faállományra vonatkozó kérdések meg sem jelennek. Az álló- és fekvő holtfa felvételezését viszont ebben az esetben is elvégeztük.

Speciális az a helyzet amikor fiatalos minősítést kapott erdőnek van faállománya (2,5 m-nél magasabb frakciója) és ez a faállomány 70%-nál nagyobb részt borít a plot területéből. Ilyen esetekben a szubplot felvételezését nem írja elő a protokoll, mert pillanatnyi állapota (cserjék, újulat) nem sokat árul el az állomány jövőbeni kilátásairól, várható fejlődéséről.

#### III.3.5.2 Felújulási területek

A felújulási területek a definíciónk alapján 1,5 métert nem meghaladó átlagos magasságú fásszárú újulattal jellemezhetőek, vagy ha az átlagos magasság 1,5 és 5 méter közötti, akkor a záródása nem éri el a 70%-ot. Ez azonban nem jelenti azt, hogy nem lehet faállomány – a protokoll definíciója szerint 2,5 m feletti fásszárú állomány – a plot területén. Az ilyen állományok esetében a faállomány felvételezése a fent leírtak szerint megtörténik. A felújulási területen az újulat

állapotára vonatkozó speciális változók is felmérésre kerültek, a lágyszárúak esetében viszont az időmegtakarítás okán csak az élőhelyjelző és adventív fajok kerültek rögzítésre.

*Az újulat állapota, növekedése és az ezt hátráltató tényezők jelenléte/hiánya felújulási területen:*

A felújulási területekre specifikus feladat annak eldöntése, hogy az újulat mennyisége elegendő-e ahhoz (>70%), hogy az erdő felújulását az erdészeti gyakorlat kritériumai szerint biztosítottan értékelhessük. Nemleges válasz esetén megvizsgálendő, hogy sikeres felújulás hiányában a mintavételi terület pillanatnyi állapotát hogyan tudjuk jellemezni. Az alábbi – az újulat hiányával potenciálisan összefüggésbe hozható – állapotokat/jelenségeket rögzíthettük:

- *vágásnövényzet és/vagy tövises bozót:* a plot területét részben vegetatív módon jól terjedő, igen kompetitív vágásnövények uralják;
- *fokozott vadhatás:* a plot területén a nagyvad-fajok intenzív és folyamatos jelenlétének nyoma (rágás, túrás, taposás stb.) látható;
- *szélsőséges termőhely:* a plot területén termőhelyi szélsőségek (pl. alacsony vagy túl magas talajnedvesség, nagyarányú kövesség, a termőtalaj hiánya) jelei detektálhatók;
- *frissen keletkezett felújulási terület:* a plot területe frissen keletkezett felújulási terület (akár emberi beavatkozás, akár természetes bolygatás alakította ki), ahol a korábbi faállomány megszűnése óta még nem telt el elegendő idő a megfelelő borítású újulat megalapozásához vagy kialakulásához.

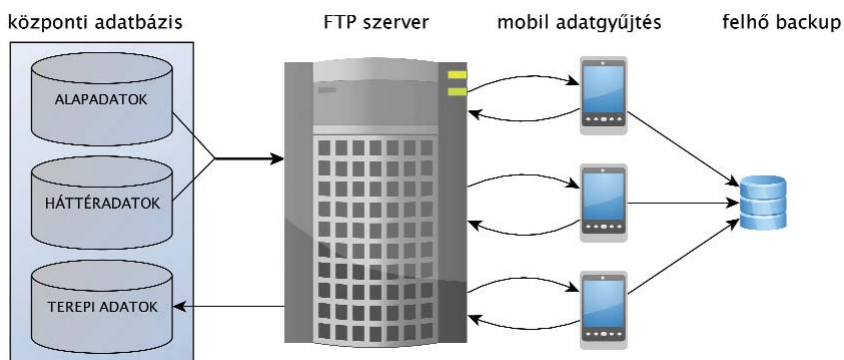
Amennyiben a fenti kérdésnél vágásnövényzet jelenlétét detektáltuk az alábbi lehetőségek közötti választással lehetett megnevezni a legjellemzőbb domináns fajokat: *földi szeder; galagonyák; erdei iszalag; kökény; rózsák; békaszittyó; földi bodza; siska nádtippan; egyéb.*

### III.4 AZ ADATKEZELÉSI RENDSZER VÁZLATOS BEMUTATÁSA

Az adatkezelési rendszer biztosítja a feladat kiosztást a felmérők számára, az adat-rögzítést, -érkeztetést és -ellenőrzést, valamint az adatok kezelését és biztonságos tárolását. A rendszerrel szemben elvárás volt, hogy 20–30 felhasználót kezeljen megfelelő autentikációval (adminisztrátor, ellenőr, felmérő funkciók), a rendszeres, gyakori folyamatok minél inkább automatikusan működjenek, valamint hogy nyílt forráskódú rendszereket használjunk. Rendszerünk ismertetésének

célja kettős. Egyrészt szeretnénk bemutatni az adatkezelési feladatokat és nehézségeket (a megoldási módokkal és lehetőségekkel együtt), másrészt szeretnénk megismertetni a konkrét rendszert, hiszen az kisebb módosításokkal alkalmas lehet más, hasonló típusú adatgyűjtési feladatokra.

Az adatfolyamat elemeit, elvi felépítését a *III.2. ábra* mutatja. A rendszer központi eleme az adatbázis, amely az alapadatok (felhasználók adatai, elméleti pontháló, felmérési csomagok, logolási információk) mellett a háttéradatokat (Országos Erdőállomány Adattár erdőrészletre és fafajsorokra vonatkozó adattáblái, úthálózat, domborzatmodell) és a nyers terepi, valamint feldolgozott adatokat is tartalmazza. A rendszer másik pillére az FTP szerver, amely a terepi felmérők számára hozzáférhetővé teszi az üres adatlapokat, valamint fogadja az elkészült adatcsomagokat. Méretüknél és jellegüknél fogva a dokumentumfotók kezelése kivételt képez, azok nem az adatbázisban, hanem külön könyvtárban kerülnek tárolásra. A terepi adatrögzítő eszközök fogadják a felmérő egyéni, jelszóval védett fiókjából a kiosztott feladatot, lehetővé teszik a digitális adatrögzítést, és az adatok FTP szerverre történő feltöltése mellett felhő típusú biztonsági mentést is készítenek.



**III.2. ábra:** Az adatkezelési rendszer elemei

Az alapadatok és háttéradatok felhasználásával felmérési csomagok kerülnek kiosztásra a felmérőknek. Ezek kihelyezésre kerülnek az FTP szerverre, ahonnan a felmérők letöltik a számukra kiosztott feladatot. Az adatgyűjtést követően a felmérők feltöltik az adatokat. A dokumentumfotókat kivéve az adatok betöltésre kerülnek az adatbázis terepi adatokat tároló sémájába. A nyers adatok tárolása mellett a duplikált adatokon javítások, ellenőrzések végezhetőek, így alakul ki az elemzési adatbázis. A mobil eszközökről biztonsági mentés készül a felmért adatokról, amelyek felhőben tárolódnak.

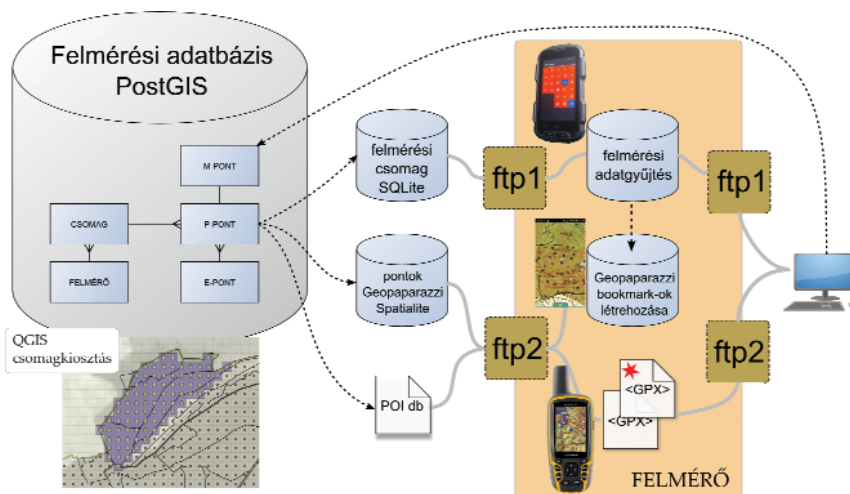


A hardver- és szoftvereszközöket többféle rendszer tesztelése során választottuk ki. A szerver gépen CentOS 6.4 operációs rendszer vált be proFTP kapcsolatkezelővel. A nyílt forráskódú adatbázis-kezelők közül a PostgreSQL-t választottuk (9.3 verzió), mert ennek van a legfejlettebb térbeli adatkezelő modulja (PostGIS). A szerverfolyamatok automatizálása Python 2.7 szkriptek segítségével valósul meg. A központi adatbázisból QGIS segítségével férünk hozzá a térképen megjeleníthető adatokhoz. QGIS segítségével történik az üres űrlapok előkészítése, amely szintén Python 2.7 szkript segítségével került automatizálásra. Néhány funkció még nem elérhető QGIS alatt, ezért ArcGIS (10.4) környezetet is használtunk.

Az adatrögzítő terepi eszköz – mint már utaltunk rá – az Evolveo Strongphone Q4 lett, amely Android 4.2 Jelly Bean futtat. A készülék előnye, hogy terepálló (IP67 szabványnak megfelelő), nagy a képernyője (4”) és hosszú terepi működést biztosít (2700 mAh, opcionálisan 4800 mAh, utóbbival akár 3 teljes terepnap). Egyedüli hátránya a fényképező, amely a konkurenseknél rosszabb képminőséget biztosít. Android eszközökön számos ingyenes adatgyűjtő alkalmazást (pl. Open Data Kit, EpiCollect) teszteltünk, de egyik sem teljesítette minden igényünket. Éppen ezért saját fejlesztésbe fogtunk, és elkészítettük a ForestDataCollect elnevezésű alkalmazást (erről később még több szó esik). Az alkalmazás SQLite formátumban olvassa be az űrlapokat, és ebbe menti a felvett adatokat. A terepi tájékozódást és a munka tervezését segíti a Geopaparazzi használata, amely háttérkép fölött megjeleníti a SpatiaLite formátumban tárolt csomagokat, terepi pontokat.

Mivel az Evolveo nem alkalmas erdei környezetben a pontos helymeghatározásra, külső GPS-re volt szükség. Teszteltünk bluetooth-szal jelet küldő GPS egységet (Garmin GLO), de egyrészt nem tűnt megbízhatónak (sokszor elveszítette a jelet, nem volt kellően terepálló), másrészt a bluetooth kapcsolat gyorsan merítette az akkumulátort. Ennek megfelelően különálló GPS készülék használata mellett döntöttünk, és az elérhető tesztek alapján a Garmin GPSMap 64 tűnt alkalmasnak. Ez az a készülék, amely terepálló, hozzáférhető árú és speciális antennájának köszönhetően néhány méteres pontosságra képes lombátor alatt is. Az Amerikai Egyesült Államok Erdészeti Szolgálatának tesztje alapján ez a jelző zárt sátor alatt is 10 méteren belüli pontossággal (50 méretről származó hiba: 9,29 m WAAS korrekció mellett) jellemezhető [2]. A 64-es sorozat a GLONASS műholdak jelét is fogadja, bízunk tehát benne, hogy több helyen lesz jel, mint a 62-es használatával lett volna.

A terepi felmérés elengedhetetlen része a feladat kiosztás, a kihelyezés és a visszatöltés (III.3. ábra). A felmérési pontokat az adatok másolásának, kezelésének egyszerűsítése és az áttekinthetőség kedvéért csomagokba rendeztük. A rendszer 1–99 pontig engedi változtatni a csomag méretét, de a gyakorlatban 15–40 pont közötti csomagok alakultak ki, amely megfelel egy-egy felmérő napi teljesítményének. A csomagok pontjai vagy egy tömbben, az előzetesen megcélzott mintavételi sűrűségnek megfelelően helyezkednek el, vagy ún. sakktábla-kiosztásban. Utóbbi megoldás elsősorban minőség-ellenőrzési célokat szolgál (részletesebben lásd a III.5. fejezetben): ilyenkor két felmérő egy-egy csomagjának mintavételi pontjai önmagukban a tervezett mintavételi hálónál ritkább térbeliséget mutatnak, a sakktábla-szerűen egymásba illeszkedő két pontfelhő viszont kirajzolja a végleges mintavételi hálót.



III.3. ábra: A kiosztás-visszatöltés folyamatának egyszerűsített vázlata

Az adatbázis kezdetben csak az elméleti pontok listáját tartalmazza. A kiosztást végző személy ezekből választ ki átlagosan 30 pontot egy csomaghoz, amely az adatok továbbításának egysége, s áttekinthetővé, kezelhetővé teszi az adatfolyamatot. QGIS segítségével előre meghatározott feltételek mentén kijelölhetők a csomagba szánt pontok, majd szkript segítségével, a felmérő megadása mellett megtörténik a csomag generálása. A létrejött csomagok kihelyezésre kerülnek két FTP fiókba: az üres űrlapokat az adatrögzítő alkalmazás tölti le, a GPS és kiegészítő adatok külön fiókból másolhatóak. Felmérést követően is megmarad a két út: a kitöltött űrlapok az alkalmazás segítségével jutnak szerverre, míg a GPS-en rögzített koordináták és a dokumentumfotók a másik fiókba kerülnek feltöltésre.

A felmérést megelőzően elkészült a kiosztáshoz szükséges alapháló és a felmérőket nyilvántartó tábla, valamint az adatok fogadását lehetővé tevő táblaszervezet. Az adatbázisban az e-pont tábla tartalmazza az elméleti pontokat, vagyis a szabályos 50×50 méteres háló pontjait. Egyetlen e-ponthoz több p-pont, azaz potenciális pont is tartozhat, hiszen egy pontot több felmérőnek is ki lehet osztani (dupla felmérés), illetve a zoológiai vizsgálatok helyszínének egy része is pontként került kiosztásra, így integrálva az adatbázisba a zoológiai adatokat. QGIS segítségével megtekinthető az e-pont réteg, és a pontok kijelölését követően egy Python szkript lefuttatásával jönnek létre az adatbázisban a csomagok. A folyamat közben meg kell adni a felmérőt, tehát ezen a szinten határozható meg, mely felmérő melyik területeket kapja, egy adott csomag egyértelműen kötődik egy felmérőhöz.

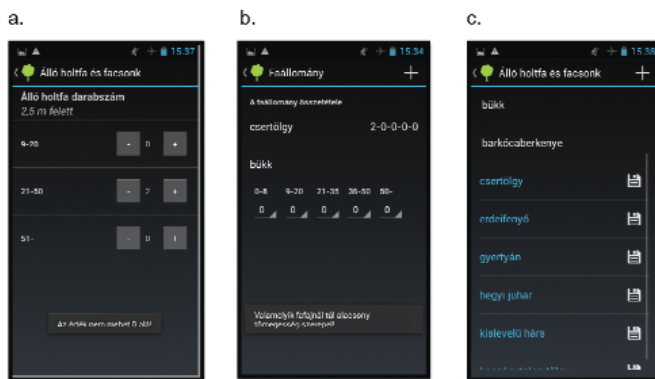
A felmérési csomagok úgy jönnek létre, hogy a csomag és p-pont táblák mellett a felmérésnek megfelelő szerkezetű üres táblákat is létrehozunk, és egy SQLite adatbázis tömörített változatát az FTP szerverre másoljuk (ftp1). Ezzel párhuzamosan elkészül egy POI (érdekes hely) állomány a GPS Babel nevű program segítségével, amely a Garmin GPS-en navigálás céljából beolvasható. Ez a file azonban egy másik ftp fiókba kerül (ftp2), hiszen ezt a felmérőnek manuálisan kell felmásolnia a GPS-re. Ezek a folyamatok a csomag generálását követően a félóránként időzített futtatásnak köszönhetően automatikusan végrehajtásra kerülnek. Ennek megfelelően a kiosztás akár azonnali beavatkozásként is végezhető, bár a munka során törekedtünk rá, hogy kb. egy hétre előre minden felmérő számára ismert legyen a feladat kiosztás. Ezen kívül a tervezés és terepi munka támogatása céljából naponta egyszer egy Spatialite file is készült, amely Geopaparazzi alkalmazás alatt nézhető. Ebben a felmérőnél még kint lévő, valamint újonnan létrehozott csomagok körvonala, továbbá csomagonként külön rétegekben a bennük található pontok helyezkedtek el. A teljes felmérési területre a felmérők rendelkezésére állt az 1:10 000-es léptékű topográfiai térkép ún. csempékbe rendezett változata, amely alaptérképként szolgált a csomagok elhelyezkedésének azonosításához.

A felmérési csomagokat a terepi adatgyűjtő alkalmazás letöltés modulja töltötte be a felméréndő csomagok listájába, majd kitöltést (adatfelvételt) követően is az alkalmazáson belülről kerültek feltöltésre (wifi kapcsolat útján) a befejezett csomagok. A GPS-szel átlagolás során nyert útvonal-pontok, valamint a dokumentumfotók az ftp2 fiókba kerültek feltöltésre. A feltöltött adatokat rendszeresen betöltöttük az adatbázisba, menet közben számos olyan ellenőrző lépést beiktatva, amelyek elsősorban az adatok teljességét vizsgálták.

Az adatgyűjtés a saját fejlesztésű ForestDataCollect (FDC) alkalmazás segítségével történt. A programozási feladatokat Kozák Csaba, Tornai Kálmán és Dr. Oláh András végezték a Pázmány Péter Katolikus Egyetemről (KOZÁK 2013). Az alkalmazás az alábbi funkciókat képes ellátni:

- Kizárólagos autentikáció biztosítása;
- Csomagok le- és feltöltése, archiválása;
- Csomagok közötti választás, pontok közötti választás térbeli segédlettel;
- Adatgyűjtés űrlapok segítségével;
- Metaadatok gyűjtése az adatfelvételi folyamatról;
- Fotóanyagok gyűjtése és kapcsolása;
- A csomagok készenléti állapotának követése.

Az autentikációt androidos natív fiókkezeléssel oldottuk meg, Adminisztrátor fiókot is készítettünk, ezért lehetőség van/volt további FTP-beállításokra, valamint űrlap-definíciós file készítésére és tesztelésére. A gyakorlatban ez azt jelenti, hogy az alkalmazás használható más felmérésekre is, hiszen be lehet állítani új FTP szerveret, valamint – a leprogramozott kérdéstípusokat tartalmazó – új űrlapot is készíthetünk. Az alkalmazást dokumentáció egészíti ki, amely egyrészt a felhasználó eligazodását segíti, másrészt pedig az adminisztrációt. Az űrlap-definíciós file-hoz validáló eszköz is fejlesztésre került.

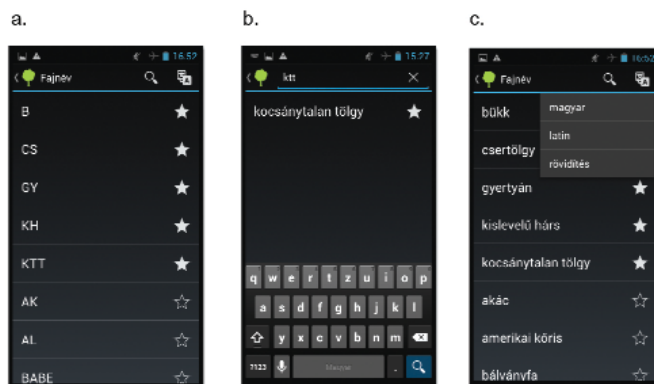


**III.4. ábra:** A terepi adatgyűjtő alkalmazás speciális kérdéstípusainak képernyőképe: (a) strigulázós kérdés, (b) táblázatos kérdés, (c) előzetes lista kérdés

Az alkalmazás lelke az űrlapkezelő modul, amelynek segítségével megjelennek a képernyőn a kérdések, a válaszok megadásakor pedig módosul a háttérben futó SQLite adatbázis. Az alábbi kérdéstípusok szerepelnek űrlapunkban: egyszeres választás, többszörös választás, többszörös választás „egyik sem” opcióval, választás képpel, információs lap, beviteli mező, strigulázós kérdés, táblázatos

kérdés, valamint előzetes lista kérdés. Mivel a kérdéstípusok zöme megtalálható a legtöbb mobil adatgyűjtő alkalmazásban, itt csak a strigulázós, táblázatos és előzetes lista kérdéseket mutatjuk be részletesebben (III.4. ábra). A strigulázós kérdés lényege, hogy az értéket „+” és „-” gombok segítségével tudjuk beállítani. Felmérésünkben az álló holtfa darabszámát mértük fel ennek segítségével, mert könnyebb a középpontból körbefordulás közben jelölni a számlálandó törzseket, mint egyben megszámolni és beírni. A táblázatos kérdés esetében egy űrlapon belül több objektumra (esetünkben fafajra) szeretnénk megadni több változóra vonatkozó értékeket. Ezt ún. spinner segítségével oldottuk meg, tehát az érték beírásához egy legördülő menüből kell választani. Helytakarékoság miatt az elkészült rekordok „összecsukhatóak”, így több sor fér ki a képernyőre. Gyakran előfordul, hogy egy kérdésre egy korábbi válasz támpontot nyújt. Esetünkben a holtfa és az újulat fafajai nagy valószínűséggel a faállomány fafajaiból kerülnek ki. Az előzetes lista lehetőséget teremt rá, hogy gyorsan kiválasszuk a faállományban már rögzített fajokat, de szükség esetén (az adatbeviteli mező jobb felső sarkában található „+” gomb segítségével) új fafajt is hozzáadhatunk a listához.

További újítás, hogy a fajokat (hosszú listák) kereshető listából adhatjuk hozzá. A listák xml file-ban tartalmazzák a magyar és tudományos neveket, valamint a kódokat és szinonimákat, de ezeken kívül tetszőleges számú további mező is bevihető. A megjelenítésnél választható a nyelv, a kereső viszont minden mezőben keres egyezést. Nagymértékben gyorsítja a munkát az ún. kedvencek hozzáadásának lehetősége. A csillaggal megjelölt fajok a lista elejére ugranak, ezért a gyakori fajokat nem kell keresni, a kedvencek listája pedig dinamikusan változtatható (III.5. ábra).



**III.5. ábra:** A terepi adatgyűjtő alkalmazás kereshető listájának képernyőképei:

(a) a lista görgethető, a csillaggal jelölt sorok a lista elejére kerülnek, (b) a kereső mezőben a megjelenítéstől függetlenül a teljes háttértáblában keres a rendszer, így szinonimák is megadhatóak, (c) a megjelenítés beállíthatósága is segíti a gördülékeny munkát

A digitális adatrögzítés legnagyobb előnye a papírra történő bevitellel szemben, hogy a lehetséges adatfelvételi és adatbeviteli hibák nagy része már a helyszínen kiszűrhető. Erről az alkalmazás két funkciója gondoskodik. Egyrészt minden változóhoz megadható, hogy az adott válasz esetén mely változó adatbeviteli mezője legyen a következő képernyőn, így mindig csak a releváns kérdések jelennek meg, s ezáltal elágazó, sőt hálózatos űrlapok is létrehozhatóak. Másrészt minden változóhoz megadható korlátozás, amelyben az adott és a többi kérdésre adott válasz egyaránt szerepelhet. Kitöltés nélkül, illetve rossz válasz esetén az alkalmazás nem engedi a továbblapozást, továbbá hibüzenetet is ad. Erre láthatunk példát a *III.4. ábrán*, ahol „0” érték esetén a „-” gomb megnyomásakor megjelenik, hogy „0” alá nem mehetünk. További példa, hogy amennyiben nagyon kevés fekvő holtfát veszünk fel (FWD=1), de a mikrohabitatok között bejelöljük a vágástéri hulladékot, akkor szintén nem enged tovább az alkalmazás. Két változó bizonyos értékkel való egyidejű jelenléte, illetve felvétele tehát problémaként azonosítható, s az azonosított kombinációk a biztos és potenciális hibák feltárásához feltételként megadhatók. Mindezekon túl a hibák kiküszöbölését segíti az is, hogy gépeltül egyedül a megjegyzés rovatban szükséges, a fajokat, kategóriákat listából választja ki a felmérő, így kisebb lehetőség van hibázni.

A ForestDataCollect alkalmazás összességében beváltotta a hozzá fűzött reményeket. A felmérés sebességét nem korlátozta le, hanem ellenkezőleg, segítségére volt a felmérőknek az ütemes haladásban. A terület könnyen megszokható volt, néhány kisebb fagyást és problémát leszámítva hatékonyan segítette az adatgyűjtést. Kiemelendő, hogy a kezdetben szkeptikus, a technikához távolságtartással közeledő felmérők is megszokták az adatrögzítés ezen módját. A biztos és potenciális hibák elkerülését is hatékonyan szolgálta az űrlap a beállított szabályok segítségével. Erre példa, hogy 2014-ben, az első terepszegzonban volt néhány szabály, amely hiányzott az űrlapból, mert előzetesen nem lehetett minden problémás érték-kombinációt meghatározni. A fent említett vágástéri hulladék megjelenése alacsony holtfa ellátottság (FDW=1) mellett 25 alkalommal fordult elő az első évben, a szabály beiktatása után viszont egyszer sem!

A felmérés támogatására hasznosnak bizonyult a Geopaparazzi alkalmazás [3], amelyet a bejárando útvonallal tervezéséhez, illetve a terepi tájékozódáshoz lehetett használni. A felmérők változó intenzitással használták, de például az ellenőrök dolgát megkönnyítette, hogy egyetlen eszközzel, áttekinthető térképen tudtak navigálni a felmérők között, amikor egy terepnapon belül több felmérőt is meglátogattak. A Geopaparazzi további előnye, hogy többféle háttérképet meg tudunk jeleníteni, és nagyobb a képernyője, mint a Garmin GPSMap 64 készüléknek.

A Garmin GPS használata is jó döntésnek bizonyult, bizonyította terepállóságát és a legtöbb helyszínen jó vételt biztosított. A mintavételi pontokon a felmérés ideje alatt a készülékek átlagolást végeztek, és a későbbiekben ezt a pontosított helyszínt használtuk az adatok lokalitásaként. Éppen ezért érdekes kérdés volt, hogy milyen pontossággal sikerült az elméleti pontokra navigálni a készülékek segítségével. Az erre vonatkozó adataink azt mutatják, hogy a szabályos hálóban elhelyezkedő pontok felkeresési pontossága kb. 3–5 méter. A dokumentumfotók használata mellett ez azt jelenti, hogy a pontok többsége nagy pontossággal felkereshető. Ezt az ellenőrzések során teszteltük is terepen, s az volt a tapasztalat, hogy a GPS kellőképpen közeli navigálást tesz lehetővé ahhoz, hogy aztán a dokumentumfotók segítségével, az állományban előforduló jellegzetes elemek alapján (a nehezen áttekinthető felújulási területek és fiatalosok egy részét leszámítva) a mintavételi pont helyszínét 0,5 m-es pontosság alatt azonosítsuk!

### III.5 MINŐSÉGBIZTOSÍTÁS, MINŐSÉG-ELLENŐRZÉS

Az erdőfelmérési munka során nagy hangsúlyt helyeztünk a minőség-ellenőrzésre. Ennek keretében a mintapontok 2,47%-át átfedően osztottuk ki, hogy megvizsgálhassuk: azonos helyszíneken két felmérő mennyiben rögzít azonos, vagy éppen eltérő adatokat. A projekt időszaka alatt bekövetkezett természetes bolygatások, illetve az elvégzett erdőgazdálkodási munkák miatt összevetésre természetesen csak az azonos évben végzett felmérések lettek alkalmasak, a különböző években felvett pontok adatai a plotra vonatkozó idősor külön adataiként kezelhetők. Mivel az állapotfelmérési munkák során a mintaterületek terepi állandósítása nem volt cél, s ezért a később érkező felmérő nem tudott hajszálpontosan a korábbi felmérés helyszínére ráállni, a dupla felmérések végül csak korlátozottan, durva tévesztések vagy adatbevételi hibák kiszűrésére bizonyultak használhatónak.

További minőségbiztosítási megoldás volt a mintavételi pontok sakk-táblaszerű kiosztása. Ennek az alapja az a feltevés, illetve tapasztalat, hogy a változók többségét tekintve hozzávetőlegesen homogén erdőtömbökön belül az egyes változók értékei csak nagyon kis valószínűséggel mutathatnak sakk-tábla mintázatot. Vagyis ha egyazon területen belül egy változót tekintve két felmérő közel sakk-tábla-mintázatot mutat, vagy azt közelítő értékeket rögzített, ott jó eséllyel feltételezhetjük, hogy az egyik felmérő (hogy melyik, az külön ellenőrzést igényel) szisztematikusan hibázik, illetve szisztematikusan alá- vagy fölé becsül. Praktikussága miatt ezt a minőségbiztosítási módszert a projekt keretében



kiterjedten alkalmaztuk, a kiosztott pontok összesen 33,6%-a került sakktábla-kiosztású csomagba. A sakktábla-mintázatban felvett pontokat elsősorban a felmérők teljesítményének értékelésére használtuk fel. A legfontosabb változókra T-teszt segítségével összehasonlítottuk a sakktábla mintákon belül a két felmérő értékeit. A szignifikánsan és lényegesen eltérő átlagok esetében utánajártunk az okoknak, és visszajelzést adtunk a hibát elkövető felmérőknek. Példaként: jó néhány sakktábla mintában eltérés mutatkozott a felvett mikrohabitatok számában, és mindig egy felmérő „teljesített felül”, illetve a többiek „alul”. A részletes elemzést követően kiderült, hogy egy felmérő számos esetben a definíció rossz alkalmazása miatt hibásan vett fel egy mikrohabitatot, ezért voltak kiugróan magasak az értékei. A visszajelzést követően a felmérő már helyesen alkalmazta a definíciót, amely segítette a további adatok minőségének javulását. A tényleges adatellenőrzési munkák során a sakktábla-mintázatot elsősorban a fekvő holtfa (FWD/CWD) becslésének kontrolljához használtuk, s itt – mint bebizonyosodott – egy nagyon hasznos eszközt kaptunk a hibák kereséséhez, illetve kiegyenlítéséhez. A CWD-értékek sakkmintákban átfedő adatait ebben a megközelítésben is T-teszttel hasonlítottuk össze, majd kigyűjtöttük azokat a sakkmintákat, ahol szignifikáns és legalább 1 egységnyi eltérés mutatkozott a két felmérő között (és az nem lehet a véletlen következménye). Ezt követően a gyanús sakkminták esetében tételes, minden érintett pontra kiterjedő, dokumentumfotókra támaszkodó ellenőrzést végeztünk, majd a konzekvens adatfelvételi hibákat (jellemzően alul- vagy felülbecslés) javítottuk.

A minőség-ellenőrzés részeként került sor a felvett fajadatok ellenőrzésére és javítására is. Ehhez a mozzanathoz az adatokat ArcGIS (10.4) környezet alá, shp formátumba exportáltuk, majd a fajfajokra (szakasz-, faállomány- és újulatadatok bontásban), cserjékre és lágyszárúakra külön-külön előállított állományok fajonkénti előfordulási mintázatát tájegységi szinten, az ismert flóraművek és flóratérképek (NAGY 2007, KIRÁLY 2009, BARTHA és mtsai 2015, VIRÓK és mtsai 2016) adataival is összevetve ellenőriztük. A gyanús adatokat a fászsárúaknál minden esetben terepen is ellenőriztük, lágyszárúak esetében viszont elsősorban az egyes fajok földrajzi elterjedése, valamint termőhelyi preferenciái alapján – részben a fotóanyagra támaszkodva – végeztünk korrekciókat. A fászsárúakon belül egyes könnyebben összetéveszthető fajták (pl. kislevelű és nagylevelű hárs, virágos és magas kőris, amerikai és magas kőris, cser és kocsányos tölgy) adatait az erdészeti adattári adatokkal való összevetés alapján külön is ellenőriztük (egyes törzsek a magasra feltolódott koronák miatt esetenként csak kéreg vagy lehullott levél alapján voltak azonosíthatók, a javított hibák elsősorban erre, vagy figyelmetlenségre voltak visszavezethetők).

Kerestük az adatállományon belüli biztos és potenciális hibákat is. Az egyes változók egymást kizáró értékeinek együttállása esetén biztos hibákról beszéltünk, míg a nem, vagy kevésbé valószínű adatok egyidejű jelenléte esetén potenciális hibákat feltételeztünk. Az adatfelvételi módszertan alapján előzetesen 13 biztos hibát és 12 potenciális hibát azonosítottunk. Biztos hibaként kezeltük például, ha egy felmérő csak 20 cm-nél vastagabb törzseket tartalmazó faállományban vett fel hántáskárt (ez a kombináció a protokoll alapján nem fordulhatna elő), vagy ha a mikrohabitatok között „fagyléces cser”-t rögzített, miközben az állományban (vagy a friss minősítésű álló holtfák között) nem volt felvéve cser. Potenciális hiba lehetett többek között abban az esetben, ha csak 20 cm-nél vékonyabb törzseket tartalmazó faállományban vettek fel „üreges tő” mikrohabitatot (ilyen eset csak sarjcsokros állományokban fordul elő), vagy ha magas (50% feletti) cserjeborítás esetén nem rögzítettek domináns cserjefajt (ennek így kicsi a valószínűsége). A feltárt biztos hibákat minden esetben javítottuk, a potenciális hibákat viszont csak ott korrigáltuk, ahol a fotódokumentáció alapján azt indokoltak láttuk. Az alkalmazás projekt során folytatott fejlesztésével a biztos hibák bevitelének kiküszöbölésére menet közben több megoldás is született, potenciális hibák esetében pedig a kritikus pontokon figyelemfelhívó szövegek megjelenése segítette a második és harmadik terepi szezonban a felmérők munkáját.

A minőség-ellenőrzési munkák nagy része egy külön erre a célra fejlesztett ellenőrző felületen folyt. E rendszer kialakításának előzménye volt, hogy az adatbázisba rendezett adatok közé importálásra kerültek a GPS-ről származó adatok is, így könnyen ellenőrizhetővé vált, hogy mely pontok lettek hiánytalanul felmérve, illetve hogy hol szükségesek javítások. A fényképek azonban egy független (de kapcsolt) szerkezetben voltak elérhetőek, illetve az adatok 28 táblázatban helyezkedtek el. Mindezek miatt hamar felmerült az igény egy olyan felület létrehozására, amely összefoglalja egy pont legfontosabb adatait és beköti a fotókat is. Mindez találkozott azzal az igénnyel, hogy a pontok fentebb már részletezett minőség-ellenőrzését is el lehessen végezni. A megoldás végül egy olyan alkalmazás lett (Python és QT felhasználásával), amely az adatok böngészése mellett alkalmas hibák megjegyzéssel ellátására és javítások végrehajtására is.

Az ellenőrzést biztosító alkalmazás képernyőképén (III.6. ábra) látható, hogy két fülön helyet kaptak a kiemelt adatok, nevezetesen a faállomány, újulat, cserjék, lágyszárúak, álló és fekvő holtfa, mikrohabitatok. A fotók kis méretben mindig megjelennek, és ezen felül az eredeti felbontású képek külön ablakban is megjeleníthetőek. Az adatok közvetlenül az adatbázisból kerülnek beolvasásra, ehhez a felhasználónak meg kell adnia, mely pontokat szeretné látni. A csomagok

The screenshot shows a complex web application for forest management. At the top, there's a navigation bar with 'Főoldal', 'Rólunk', and 'Kontaktus'. Below that, a 'Feldolgozott' section shows a progress bar at 100%. The main area is split into several panels. On the left, there's a 'Művelés' section with a table of forest types and their status. The central part contains a large text area with a yellow warning box that reads: 'A Csatlakozás sikertelen! A szerver nem érhető el. Kérjük, ellenőrizze a hálózati beállításait. Ha a probléma továbbra is fennáll, kérjük, forduljon a szerverkezelőhöz.' To the right of this are several input fields for 'Cím', 'Címzet', 'Címzet', 'Címzet', and 'Címzet'. At the bottom, there's a 'Képek' section with a grid of forest images and a table with columns for 'Birtok', 'Művelés', 'Érték', and 'Típus'. The table shows data for various forest types, including 'Aggtelek', 'Barnai Sándor', and 'Borsos'.

**III.6. ábra:** A rekordok böngészésére és a minőség-ellenőrzés egyes feladatainak kiszolgálására készült kisalkalmazás képernyőképe. Bal oldalon a felső sávban az állomány kategóriájára vonatkozó adatok találhatóak, alatta két fülön a legfontosabb változók, amelyek a felvert fajokat valamint a holtfát és mikrohabitatokat mutatják. Jobb oldalon felül a kis méretű forók láthatóak, amelyek teljes méretben külön ablakban ismeregíthetőek. A pontok kiválasztása több módszerrel lehetséges, a pontok listájában pedig tájékozódhatunk az ellenőrzés állapotáról. Bal oldalon alul az ellenőrzési kezelő panel kapott helyet. A hibás adatokhoz megjegyzések fűzhetőek, kéthetente konzultációt és terepi ellenőrzést, végül társíthatunk döntést, amely megadja, milyen változatról kell végrehajtani az adatbázisban.

szerinti leválogatás mellett lehetőség van egy-egy erdőrészletbe eső pontok megtekintésére, egy adott pont környezetében elhelyezkedő pontok bemutatására, valamint az „sql” ablak segítségével tetszőleges tematikájú pontok (pl. ahol 50 cm átmérőnél vastagabb vadcseresznye előfordul) is kigyűjthetőek. Végül QGIS segítségével a pontok közül térben is körülhatárolhatunk egy sokaságot, és az ellenőrző felületre ezek adatait is be tudjuk tölteni.

Az adatok alatt az ellenőrzés adatait láthatjuk. A részletek leírása nélkül a rendszer alapja az, hogy az ellenőr (csomagonkénti ellenőrzés keretében, vagy potenciális hibákra való szűrést követően) végignézi a pont adatait, és ahol hibát talál, ott a hiba típusát megadva megjegyzést fűz a ponthoz. Amennyiben másik ellenőr véleményére is kíváncsi, konzultációt kérhet, illetve jelezheti, ha a kérdés csak terepen dönthető el. Ha a helyzet egyértelmű, illetve megtörtént a konzultáció, vagy a terepi visszaellenőrzés, akkor a megjegyzéshez döntést társítunk, amit aztán az adatbázisban is átvezetünk.

Az adatelemzésre és gyakorlati célú felhasználásra alkalmas ellenőrzött adatbázis a különböző lehetséges hibatípusokra való rákeresés és ellenőrzés, valamint a szükséges javítások átvezetése után jött létre. A hibakeresési folyamat valamennyi hiba kiszűrését természetesen biztosan nem oldotta meg, de a sokféle típusú és számos változóra kiterjedő ellenőrzési munka garantálja, hogy a tájegységi szintű értékelésekhez, valamint az eredeti célkitűzések szerinti, gyakorlati célú hasznosítás számára kellően pontos adatállomány áll rendelkezésre.

### III.6 AZ ADATELEMZÉS MÓDSZEREI

Az adatelemzés során először a terepen rögzített állapotjellemzők elemi leíró statisztikáit állítottuk elő tájegységenként. A terepen rögzített változók értékeit több esetben egy-egy kérdés megválaszolása érdekében összevontuk, csoportosítottuk. Erre példa, hogy a fajösszetétel, fajgazdagság vizsgálata során az összesített fajszámon felül külön vizsgáltuk az egyes plotok őshonos, idegenhonos, agresszíven terjedő idegenhonos és őshonos elegyfajokban való gazdagságát. Ez utóbbiakon a gazdasági jelentőséggel bíró általában egy-egy állományban domináns fajokon (B, GY, KTT, CS) felüli elegyfajokat értettük.

A faállomány-szerkezet elemzésekor külön változóként elemeztük a vastagsági osztályok számát, illetve a vastagsági osztályok relatív borítási értékeiből számolt átmérőosztály diverzitást, amelyet Shannon index alkalmazásával számítottunk a fajok átmérőosztályokkal való helyettesítésével. Szintén egy-fajta gazdagság-mutatóként vizsgáltuk az ún. pszeudofajszámot. Ez a változó a

fafaj×vastagsági osztály mátrix nem üres elemeinek számával egyenlő. Vagyis külön pszeudofajnak számít pl. a bükk 0–8 cm és 21–35 cm-es vastagsági osztályba tartozó előfordulása.

A lágyszárú növényfajok esetében vizsgáltuk az egyes nagy élőhelycsoportokat jelző fajok relatív fontosságát. A 3. mellékletben felsorolt növényfajokat az alábbi csoportok valamelyikébe soroltuk:

- sziklalakó, alapkőzettől függetlenül megjelenő páfrányok;
- sziklás-köves termőhelyek (sziklaerdők, sekély talajú felnyíló tölgyesek) növényei;
- száraz, kisavanyodó talajú (mészmentes alapkőzeten található) termőhelyek (mészkerülő erdők) acidofil növényei;
- száraz, inkább meszes alapkőzetű termőhelyek (felnyíló száraz tölgyesek) xerofil növényei;
- száraz-félszáraz termőhelyek (zárt vagy felnyíló száraz tölgyesek) xerofil növényei;
- száraz, kisavanyodó talajú termőhelyek (cseres-tölgyesek) xerofil-xeromezofil növényei;
- üde, humuszos feltalajú termőhelyek (bükkösök, gyertyános-tölgyesek) mezofil növényei;
- üde-félnedves termőhelyek (bükkösök, gyertyános-tölgyesek, szurdokerdők, égeresek) mezohigrofil növényei;
- félnedves-nedves termőhelyek (égeresek és más szivárgó vizes élőhelyek) higrofil növényei
- generalista, jelzőérték nélküli fajok;
- nitrofil és bolygatásjelző fajok.

Az alapvető leíróstatisztikákat az R statisztikai programkörnyezetben állítottuk elő (R Development Core Team 2016). A bemutatásra kerülő térképeket az ArcGIS 10.4 környezetben készítettük.

## IRODALOMJEGYZÉK

- BARTHA, D., KIRÁLY, G., SCHMIDT, D., TIBORCZ, V., BARINA, Z., CSIKY, J., JAKAB, G., LESKU, B., SCHMOTZER, A., VIDÉKI, R., VOJTKÓ, A. és ZÓLYOMI, SZ. (szerk.) (2015): *Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlasza*. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 329 pp.
- KIRÁLY, G. (szerk.) (2009): *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok*. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósavfő, 616 pp.

- KOZÁK, Cs. (2013): *Erdőökológiai terepi adatgyűjtő kliensalkalmazás fejlesztése Android platformon.* – Szakdolgozat, Pázmány Péter Katolikus Egyetem Információs Technológiai és Bionikai Kar, 55 pp.
- NAGY, J. (2007): *A Börzsöny hegység edényes flórája.* – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 378 pp.
- R CORE TEAM (2016): *R: A language and environment for statistical computing.* – R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- STANDOVÁR, T., KELEMEN, K., KOVÁCS, B. és SZMORAD, F. (2015): *Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban – SH/4/13 2. részfeladat – Erdőállapot-felmérések Magyarország Kárpát-régiójában AZ ERDŐÁLLAPOT-LEÍRÓ RENDSZER PROTOKOLLJA 3.2 változat.* 52 pp. [http://karpatierdeink.hu/files/docs/SH\\_4\\_13\\_WP2\\_Protokoll\\_2015\\_lezart\\_02.pdf](http://karpatierdeink.hu/files/docs/SH_4_13_WP2_Protokoll_2015_lezart_02.pdf)
- STANDOVÁR, T., SZMORAD, F., KOVÁCS, B., KELEMEN, K., PLATTNER, M., ROTH, T. és PATAKI, Zs. (2016): A novel forest state assessment methodology to support conservation and forest management planning. – *Community Ecology*, 17(2): 167-177.
- SZMORAD, F., KELEMEN, K., KOVÁCS, B. és STANDOVÁR, T. (2013): *Többcélú erdőállapot-felmérések módszertanának kidolgozását megalapozó irodalmi áttekintés.* – Kutatási jelentés, 140 pp. [http://karpatierdeink.hu/files/docs/SH4\\_13\\_WP1\\_irodalmi\\_attekintes.pdf](http://karpatierdeink.hu/files/docs/SH4_13_WP1_irodalmi_attekintes.pdf)
- VIRÓK, V., FARKAS, R., FARKAS, T., ŠUVADA, R. és VOJTKÓ, A. (szerk.) (2016): *A Gömör-Tornai-karszt flórája. Enumeráció.* (Flóra Gemersko-Turnianskeho Krasu. Enumerácia.) – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvald, 200 pp. + CD melléklet (922 pp.)

**Weboldalak:**

- [1] [www.karpatierdeink.hu](http://www.karpatierdeink.hu)
- [2] <http://www.fs.fed.us/database/gps/mtdcr,ept/accuracy/index.htm>
- [3] <https://geopaparazzi.github.io/geopaparazzi>



## FÜGGELÉK: A TEREPI ADATFELVÉTELEZÉS PROTOKOLLA

### F.1 A mintavételi pont felkeresése, döntés a mintavételi szakasz és mintavételi pont felvehetőségéről

Terepen felkeresendő mintavételi pontnak az elvi mintavételi háló (grid) alapján előzetesen meghatározott helyzetű hálópontokat tekintjük. A terület, illetve munkanap szerinti legelső mintavételi pont felkeresését (figyelembe véve a felméréendő mintapontok elhelyezkedését, illetve az egy nap alatt felvehető pontok mennyiségét is) időtakarékosági szempontok alapján előzetesen gondosan meg kell tervezni. Folyamatos térképezési munka közben az újabb mintavételi pont felkeresése a két mintavételi pont közötti útvonal (=mintavételi szakasz) végigjárásával történik (lásd F.2 pont).

A mintavételi háló elvi pontjaira mint ÉH-ra (érdekes hely, point of interest, POI) navigálunk a GPS-eszköz segítségével. Az elvi pontot a lehető legjobban meg kell közelíteni, ez a készülék aktuális mérésének kijelzett hibáján belüli távolságot jelent. Az űrlap kitöltése előtt ellenőrizzük, hogy a megfelelő űrlapot nyitottuk-e meg: a GPS-készüléken található pillanatnyi koordinátát rögzítjük az űrlapon, amely összehasonlításra kerül a mintavételi háló pontjaival. Amennyiben másik pont űrlapján kezdtünk volna dolgozni, mint ahová navigáltunk, figyelmeztetést kapunk azzal, hogy melyik űrlapot kellett volna megnyitnunk. Az ellenőrzést követően kitöltjük a mintavételi szakaszra vonatkozó kérdéseket. Ez idő alatt a GPS kicsit pontosabban „rááll” a helyre, ezért a mintavételi szakasz adatainak kitöltése után újra ellenőrizzük pozíciónkat. Amennyiben az elvi ponttól vett távolságunk (az androidos alkalmazás számítja a bevitt koordináták alapján) a GPS készüléken kijelzett – a helymeghatározás pontatlanságából eredő – hibánál nagyobb, helyet változtatunk a plot középpontjának lehető legpontosabb meghatározásához. A végleges plot-középpontban elhelyezzük a mérőrudat. A mintavételi pont adatainak felvételezése alatt a GPS készüléken pontátlagolást végzünk és az átlagolt koordinátákat a GPS-ben tároljuk. A pontátlagolás eredményét később az űrlapon is rögzítjük (lásd F.5 fejezet).

A mintavételi pont felkeresése során egyes jól meghatározott esetekben lehetőség van a mintavételi szakaszra és/vagy a mintavételi pontra vonatkozó adatrögzítés elhagyására.



### F1.1 Döntés a mintavételi szakasz felvételezhetőségéről

*szakértői döntés, egyszeres választás (igen/nem)*

A felmérő számára teljesen új térképezési terület első mintavételi pontja előtt elhagyható a szakaszra vonatkozó adatrögzítés. Az adott munkanapon legelőször felkeresett mintavételi pont esetében a mintavételi szakasz az előző napi utolsó mintaterülettől számított útvonal (és állományrész). Nehezen járható fiatalosok és felújulási területek esetén, amikor az egyes mintavételi pontok felkeresésére nem a legrovidebb, hanem a legcélszerűbb (pl. utak, szomszédos idősebb erdő felőli) útvonalat választjuk, a mintavételi szakaszra vonatkozó kérdések megválaszolása elhagyható. Akkor is elhagyható a mintavételi szakaszra vonatkozó adatrögzítés, ha annak zöme nem faállománnyal borított terület, illetve ha fizikai vagy adminisztratív korlátok miatt nem megközelíthető. Kihagyás esetén tehát bejelölendő, ha az említett okok valamelyike miatt nem készül felmérés (az indokot nem kell feltüntetni).

### F1.2 Döntés a mintavételi pont (plot) felvételezhetőségéről

*szakértői döntés, egyszeres választás (igen/nem)*

A mintavételi pont felkeresése közben/után (az adatbeviteli felületen a szakaszra vonatkozó kérdések kitöltése után) eldöntendő, hogy az adott területen a protokoll szerinti adatfelvétel kivitelezhető-e. A felvételezés elhagyására csak akkor kerülhet sor, ha a mintavételi helyszín felkeresése fizikai vagy adminisztratív okok miatt nem lehetséges (pl. kerítéssel elzárt objektum, csak külön engedéllyel megközelíthető terület), ha a felvételezési munka egyértelműen balesetveszélyes (pl. nagyon meredek, sziklás terület), vagy ha a terület stabilan nem erdővel borított, illetve nem erdőként hasznosított (pl. erdőterületen belüli gyepfoltok, erdészeti nyilvántartásban egyéb részletként szereplő területek: vadföld, tisztás, rakodó, nyiladék). Erősen kiritkuló, sok esetben gyepfoltokkal és cserjésekkel mozaikos karsztbokorerdők és egyéb felnyíló tölgyesek állományai határeset-jellegük ellenére (fontos állományjellemző változók rögzítésének reményében) felvételezendők, ha a fatermetű fásszárúak gyér borítása egyértelműen a szélsőséges termőhelyi tényezőknek tulajdonítható.

A felvételezhetőségről hozott döntést a „Felvehetőek a plot adatai?” kérdésre adott *igen* vagy *nem* válasz bejelölésével kell az adatbeviteli felületen rögzíteni. Ha a mintavételi pont kihagyásáról döntünk (tehát ha a válasz: nem), meg kell adnunk a kihagyás okát.

***Kihagyás oka****szakértői döntés, egyszeres választás***Cél:** A mintavételi területen és részterületen (plot és szubplot) történő felmérés kihagyásának indoklása.

Helyszíni szakértői döntés alapján megválaszolendő, hogy milyen ok miatt marad el a plot és szubplot felvétele. Az űrlap kitöltéséhez (egyszeres választással) az alábbi kategóriákból lehet választani: *fizikailag megközelíthetetlen – adminisztratív okok miatt nem lehet felkeresni – nem erdő*

**Ha a mintavételi pont kihagyását semmi nem indokolja, a protokoll szerint az adatfelvételt folytatni kell!**

**F.2 A mintavételi szakaszra vonatkozó adatrögzítés**

A mintavételi szakaszra vonatkozóan rögzítésre kerülő változók különböző jellegű, de főként a plot-szintű mintavételezésnél durvább térléptékben értelmezhető/térképezhető termőhely- és állományleíró adatok. Felvételük általános célja az erdőállapot-leírás teljesebbé tétele, a mintavételi pontok közötti – szerkezeti változatosságtól függően változó hosszúságú/kiterjedésű – állományrészek természetvédelmi és erdőgazdálkodási szempontból kiemelt jelentőségű jellemzőinek dokumentálása. A további változók természetvédelmi szempontból nagyobb jelentőséggel bíró életnyomok és egyes Natura 2000 jelölőfajok jelenlétének rögzítését szolgálják.

A mintavételi szakaszon nem kell teljességre törekvő bejárást végezni, elegendő a – balesetmentes közlekedéssel összeférő – figyelmes haladás és az ennek során látottak rögzítése. Az adatokat nem menet közben, hanem az új mintavételi pontra érkezve kell kitölteni.

**F.2.1 Termőhelyi vonatkozású mikrohabitatok jelenléte***szakértői döntés, többszörös választás*

**Cél:** A termőhelyi változatosság finom térléptékben jelentkező elemeinek leírása, a vizsgált erdőterületeken belül megtalálható, speciális szubsztrátként/élőhelyként értelmezhető, az erdők biológiai sokféleségének megőrzése szempontjából jelentős szereppel bíró képződmények előfordulásának dokumentálása.

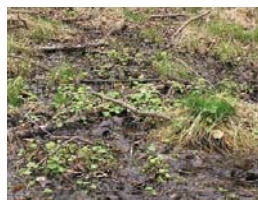
Helyszíni szakértői döntés alapján bejelölendő, hogy a megtett útvonalon, illetve áttekintett állományrészben milyen termőhelyi vonatkozású mikrohabitat(ok) fordul(nak) elő. Az űrlap kitöltéséhez – akár több elem kiválasztásával (többszörös választással) – az alábbi jegyzékből lehet a mikrohabitatokat azonosítani:

Mikrohabitat-típus	Leírás	Példa
<i>suvadás, talajcsúszás</i>	<p>Agyagos vízzáró rétegen megcsúszott, képződési helyükről elmozdult, különböző méretű (általában max. néhány 10 m<sup>2</sup>-es felszínű), jellemzően völgyalji helyzetben látható talajtömbök, talajfoltok. Csuszamlások alkalmával a lejtő anyaga egy karéjos formájú fal mentén szakad meg (szakadásfal), az alacsonyabb térszínekre csúszó plasztikus tömeg szétterülve nyelvformát hoz létre. Felismerésüket segíti a talajfelszakadás jól látható nyomvonala és/vagy az új felszín természetes geomorfológiától elütő jellege. Hasonló morfológiai jellemzők esetén szintén ide értendők a föld, homok vagy kavics kitermelésére használt egykori anyagnyerő helyek is!</p>	
<i>sziklafal, sziklaletörés</i>	<p>Olyan tereptörések, ahol legalább 1 m magas, oldalirányban jellemzően nagyobb távolságra (akár több 10 méter hosszúságban) elhúzódó, közel függőleges sziklafelszínt láthatunk. A sziklafalak 3 m feletti, a sziklaletörések 1–3 m magasú tereptörések. Hasonló morfológiai jellemzők esetén szintén ide értendők az állomány alatti, egykori (kisméretű) kőfejtők!</p>	
<i>kiálló szikla és kőgörgeteg</i>	<p>A talajtakaró alól felszínre kibukkanó, (megkezdhető vagy átléphető), általában 0,5–1,0 m-nél nem magasabb sziklakibúvások, amelyek összefüggően legalább 100 m<sup>2</sup>-t legalább 50%-os borítással fednek. A felszínt borító kőtörmelék, görgeteg-követ is ide számítjuk!</p>	
<i>erodálódott talajfelszín</i>	<p>Olyan területek, ahol a talajfejlődés geomorfológiai okok (a felszín meredeksége) miatt tartósan korlátozott. Elsősorban a rendszeres avarerózióval és talajfelszíni erózióval érintett sekély váztalajok foltjai sorolhatók ide. A másodlagosan (emberi tevékenység következtében) erodált, nem feltétlenül extrém kitétségű, sérült feltalajú területek e helyütt irrelevánsak.</p>	

*vízmosások* Régi utak, vagy burkolt felületekről lefutó vizek nyomvonalán, illetve völgyaljakban kialakult eróziós árkok. Hasonló morfológiájuk miatt ide értendők a határozott peremmel és rézsűvel rendelkező mélyutak is!



*forrás, szivárgó* Völgytalpakon vagy vízzáró réteg jelenléte esetén domboldali helyzetben megjelenő vízfakadások, vagy -szivárgások. Beazonosításuk elsősorban a felszínre törő víz jelenléte, szárazabb-aszályosabb periódusokban pedig a fakadási ponton vagy közvetlenül az alatt jelentkező higrofil növényzet alapján lehetséges.



*egyik sem* Bejelölendő, ha a fenti, termőhelyi vonatkozású mikrohabitatok közül egyet sem észleltünk.

## F.2.2 Friss faállomány-bolygatás jelenléte

*szakértői döntés, egyszeres választás (igen/nem)*

**Cél:** Az erdők természetes dinamikai folyamataihoz hozzátartozó, az aktuális állomány-szerkezetet megtörő, s gyakran sok faegyed elpusztulásához vezető természetes bolygatások előfordulásának detektálása.

Helyszíni szakértői döntés alapján megválaszolendő, hogy a megtett útvonalon, illetve áttekintett állományrészben láttunk-e faállományt érintő friss, természetes eredetű (nem gazdálkodási vagy kezelési célzatú beavatkozásra visszavezethető) bolygatást. Esetünkben friss természetes bolygatásként értelmezendők azok a behatások, melyek 1–2 évnél nem régebben érték az állományt és a bolygatásra adható válaszreakciók (gyomosodás, újulat megjelenése/megerősödése stb.) még érdemben nem láthatók. Akkor rögzítsük e bolygatások jelenlétét, ha az érintett terület nagysága meghaladja a 400 m<sup>2</sup>-t. Ez a területnagyság fakidőlések, vagy lombvesztés esetén már jelentős változást okoz az erdőbelső fényviszonyaiban, illetve avartűz esetén már messzebről is jól érzékelhető.

### **A faállomány jellemző bolygatás-típusa**

*szakértői azonosítás, többszörös választás*

**Cél:** A vizsgált állományrészben tapasztalt friss bolygatások típusának (eredetének) azonosítása.

Amennyiben a friss faállomány-bolygatás jelenlétére vonatkozó válasz *igen*, helyszíni szakértői döntés alapján meg kell adni a bolygatás típusát. Az

űrlap kitöltéséhez – akár több elem kiválasztásával (többszörös választással) – az alábbi jegyzékből lehet a bolygatás-típusokat azonosítani:

Bolygatás-típus	Leírás
<i>korona- vagy törzstörés</i>	A fák koronájának vagy törzsének mechanikus hatások (rendszerint jég, hó) miatt jelentkező törése. A letört korona- vagy törzsrészek a fán fennakadva láthatók, vagy a talajra kerültek.
<i>egész fa / törzs dőlése</i>	A fa egészének mechanikus hatások (rendszerint szél, jég) miatt jelentkező kidőlése. A dőlés történhet gyökértányérral együtt, vagy (elsősorban sarj eredetű, kikorhadt tövű fák esetén) anélkül, a törzs többől való kitörése következtében.
<i>tűz</i>	Rendszerint gondatlanságból bekövetkezett avar- és/vagy koronatűz. A tűz eset nyomai az avartakarón, az aljnövényzetben (lágyszárúak, cserjék), a fák törzsen és kérgén, illetve (koronatűz esetén) az ágrendszeren/lombozaton is jól kivehetők.
<i>biotikus hatások</i>	Vírusok, baktériumok, gombák vagy rovarok okozta, kondíció-gyengülés-sel, részleges vagy teljes lombvesztéssel, illetve törzspusztulással járó, az állomány későbbi szerkezeti jellemzőit és/vagy dinamikáját jelentős mértékben befolyásoló (rendszerint intenzív) hatások összessége. A vadhatást nem ezen a helyen vesszük figyelembe!

### F.2.3 Kiugró méretű fák jelenléte

*szakértői döntés, egyszeres választás*

**Cél:** Az erdei életközösségek vertikális és horizontális szerkezetét is megtörő, az állomány egészéhez képest jelentősen eltérő méretű és habitusú fák jelenlétének rögzítése. Ezek az általában nagyobb átmérőjű, vastagabb törzsű, nagyobb koronájú, idősebb korban esetleg odvas-üreges fák („biotóp-fák”) fontos – az állományrészről egyébként hiányzó – mikroélelőhelyeket szolgáltathatnak.

Helyszíni szakértői döntés alapján megválaszolendő, hogy a megtett útvonalon, illetve áttekintett állományrészben láttunk-e olyan élő, vagy (álló) elhalt törzset, melynek átmérője legalább 50 cm és a befoglaló (az érintett vastag fa magasságával összemérhető átmérőjű körön belüli) állomány átlagátmérőjét legalább 30 cm-el meghaladja. A két feltételnek együtt kell teljesülnie, így az egyöntetűen vastag törzseket tartalmazó állományrészek idős fáinak számbavétele

e helyütt nem releváns. Az űrlap kitöltéséhez (egyszeres választással) az alábbi kategóriákból lehet választani:

Kategória	Megjegyzés
<i>kiugró méretű élő fa (fák)</i>	-
<i>kiugró méretű álló holtfa (holtfák)</i>	Ide sorolandók az 1–2 kisebb élő ágat, vagy töről felverődött sarjakat még hordozó, de a törzs nagyobb részén már elpusztult példányok is!
<i>kiugró méretű élő fa és álló holtfa (együtt)</i>	Bejelölendő, ha nem láttunk kiugró méretű törzset.
<i>egyik sem</i>	

#### F.2.4 Agresszíven terjedő idegenhonos fajok jelenléte

*szakértői döntés, többszörös választás*

**Cél:** Az erdei életközösségek nem őshonos, beültetett vagy szubszpontán megjelent, a természetességi állapotot és az állomány jövőbeni sorsát várhatóan negatívan befolyásoló fajok(ok) előfordulásának dokumentálása.

Helyszíni szakértői döntés alapján bejelölendő, hogy a megtett útvonalon, illetve áttekintett állományrészben mely agresszíven terjedő idegenhonos faj(ok) fordul(nak) elő. Az előfordulás tényének megállapításához az adott faj(ok) egyetlen (akár magonc korú/méretű) egyedének jelenléte elegendő. Az űrlap kitöltéséhez – szükség esetén több faj megjelölésével (többszörös választással) – az alábbi jegyzékből lehet a fajokat kiválasztani:

Tudományos név	Magyar név	Kód
<i>Acer negundo</i>	zöld juhar	ZJ
<i>Ailanthus altissima</i>	bálványfa	BL
<i>Fraxinus pensylvanica</i>	amerikai kóris	AK
<i>Padus serotina</i>	kései meggy	KM
<i>Quercus rubra</i>	vörös tölgy	VT
<i>Robinia pseudoacacia</i>	akác	A
<i>egyik sem</i>	Bejelölendő, ha nem észleltünk agresszíven terjedő idegenhonos fajajt.	

## F.2.5 Életnyomok és jelölőfajok jelenléte

*szakértői azonosítás, többszörös választás*

**Cél:** Egyes könnyen azonosítható, természetvédelmi szempontból nagyobb jelentőséggel bíró életnyomok és holtfához kötődő Natura 2000 jelölőfajok (xilofág rovarok) jelenlétének rögzítése.

A két plot között az alábbi életnyomok és/vagy fajok jelenlétét kell feljegyezni:

Feljegyzendő	Leírás
<i>gallyfészek</i>	A lombkoronaszintben lévő, jó állapotú gallyfészek előfordulását kell csak rögzíteni, amely alkalmas lehet ragadozómadarak, holló és/vagy fekete gólya számára.
<i>harkály-életnyom</i>	Olyan – elsősorban táplálkozás során létrejött, harkályok által okozott – nyomok a fatörzsön vagy vastagabb ágakon, amelyek a földről menet közben is jól látszanak.
<i>Natura 2000 jelölőfajok</i>	Menet közben, extra időráfordítás nélkül is jó eséllyel észlelhető és felismerhető Natura 2000 jelölőfajok (rovarfajok) előfordulása. A részletes jegyzéket lásd alább!
<i>egyik sem</i>	Bejelölendő, ha útközben nem észleltünk életnyomokat.

**Natura 2000 jelölőfajok**

*szakértői azonosítás, többszörös választás*

**Cél:** Egyes Natura 2000 élőlények azonosítása és regisztrálása a szakaszon.

Amennyiben a Natura 2000 jelölőfajok előfordulását firtató kérdésre a válasz *igen*, helyszíni szakértői azonosítás alapján szükséges a megfigyelt taxon(ok) megnevezése is.

Az űrlap kitöltéséhez – akár több elem kiválasztásával (többszörös választással) – az alábbi jegyzéket kell használni:

Tudományos név	Magyar név
<i>Cerambyx cerdo</i>	nagy hőscincér
<i>Lucanus cervus</i>	szarvasbogár
<i>Morimus funereus</i>	gyászincér
<i>Rosalia alpina</i>	havasi cincér

A felsorolt Natura 2000 fajok keresésével külön időt tölteni nem szabad, csak a mintavételi szakasz normál ütemű bejárása során szem elé kerülő egyedeket kell feljegyezni!



### F.3 A mintavételi területre (plot) vonatkozó adatrögzítés

A mintavételi területet a mintavételi háló szerint előzetesen meghatározott helyzetű mintavételi pont terepi rögzítése után a jelölő rúd körül, a kör sugarának ( $r=12,62$  m) becslésével (a határhelyzetű fák azonosításával) kell lehatárolni. A mintavételezés egyenletességének biztosításához rendkívül fontos a távolságbecslés előzetes „kalibrálása”, ennek érdekében a felmérés előtt (akár naponta) próbabecsléseket kell végezni. Emellett esetenként (különösen, ha határhelyzetben a becsülendő adatok/értékek egészét érdemben befolyásoló egyedek is vannak) a felmérési munka közben is szükség lehet a becsült távolság mérőszaggal vagy távolságmérővel történő ellenőrzésére. Az ellenőrzés (mérés) során jelentősebb terepdőlés esetén minden esetben törekedni kell a vízszintes távolság közelítésére!

Jól áttekinthető, erősebb cserje- és újulat-borítás nélküli, kevés számú és/vagy egyértelműen felismerhető fafajt tartalmazó, jól becsülhető átmérőjellelmzőkkel rendelkező állományokban (pl. idősebb bükkösökben) sok esetben a faállomány összetételének és átmérőeloszlásának leírása is megoldható a mintavételi terület középpontjából. Ha viszont az állomány nehezen áttekinthető, az előforduló fafajok nem egyértelműen beazonosíthatók, illetve ha egyes törzsmérők mérésével történő ellenőrzése szükséges, a mintaterület bejárása már a felvételezés ezen fázisában is szükséges lehet. Lényeges irányelv, hogy a faállomány-összetétel és átmérőeloszlás leírását követően – a további változók rögzítéséhez – mindenképpen ki kell mozdulni a plot középpontjából!

Általános tapasztalat, hogy egy szisztematikus bejárással a teljes kérdéssor nem válaszolható meg, ezért inkább a lépésről-lépésre történő állomány szemle és adatbevitel ajánlható. A plot-középpontból való kimozdulás iránya és rendszere nem szabványosítható, azt inkább a soron levő változó leképezéséhez szükséges információ(k) megszerzési lehetőségei határozzák meg. Ha a plot teljes területének átpásztázása szükséges, akkor célszerű a középpont körül a mintaterület-sugár kétharmadának (kb. 8 m) megfelelő íven szisztematikusán végighaladni, s a részletesebb vizsgálatot igénylő objektumokhoz/állományrészekhez külön-külön odamenni. Ha a ploton kívüli állományból további fafajokhoz és/vagy átmérőosztályokhoz tartozó faegyedek koronája lóg/lóghat be, úgy a bejárást célszerű a plot kerületén (szükség esetén ellenőrző távolság mérésekkel) kezdeni és utána végigpásztázni a plot belsejét. Erős cserjefoltok jelenléte esetén a bejárásnál arra is figyelmet kell fordítani, hogy a fafajok sűrű cserjésekben megbúvó, faállományhoz sorolandó, fiatal/vékony egyedeit is megtalálhassuk. A fekvő holtfa mennyiségének piktogram-alapú becslése (lásd később) viszont mindenképpen a plot-középpontból végzendő!

## F.3.1 Az állománykép jellemzőinek felvétele

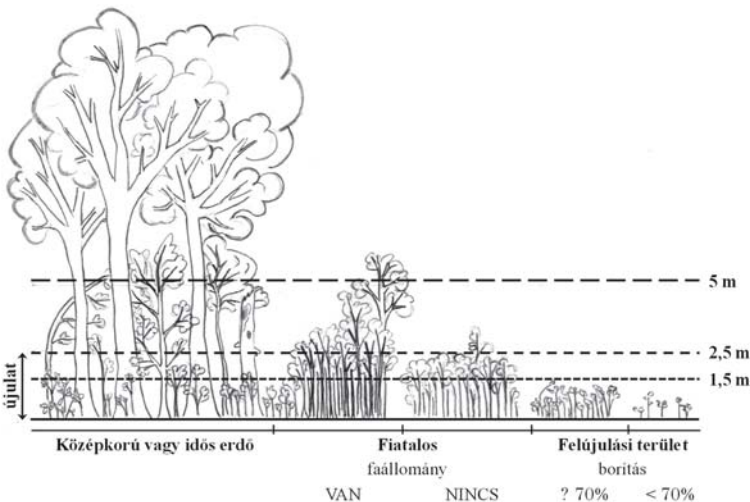
## F.3.1.1 A mintavételi terület jellemzése a főkategóriák megadásával

*szakértői döntés, egyszeres választás*

**Cél:** A mintavétellel érintett állományrész habitusának összefoglaló jellegű leírása a jelen lévő fatermetű fásszárúak és újulatuk záródása, illetve átlagos magassága alapján. A korábbi gazdálkodási célú beavatkozások, valamint a természetes bolygatások hatására kialakult állománykép rögzítése.

A vizsgálati terület fásszárúak alkotta állományát magassági határértékek és záródási kritériumok alapján az alábbi táblázatban szereplő három (állomány-átlagkört tükröző) kategória valamelyikébe kell sorolni (lásd még: *F.2. ábra*).

Kategória	Leírás
<i>középkorú vagy idős erdő</i>	Olyan állomány, amelyben az 5 m-nél magasabb, méretes fák záródása legalább 20%-os.
<i>fiatalos</i>	Természetes bolygatás vagy mesterséges beavatkozás nyomán az 5 m-nél magasabb fák záródása 20% alatti. Az állomány fő tömegét 1,5 m-t elérő, de 5 m-t meg nem haladó, legalább 70%-os záródású fatermetű fásszárúak alkotják.
<i>felújulási terület</i>	Természetes bolygatás vagy mesterséges beavatkozás hatására kialakult olyan állomány, ahol az 5 m-nél magasabb fák záródása 20% alatti, a fatermetű fásszárúak átlagos magassága nem éri el a 1,5 m-t vagy 1,5 és 5 m közé esik és a záródása kisebb mint 70%.



**F.2. ábra:**

Az állománykép jellemzőinek felvétele

A főkategória meghatározásának speciális esetével találkozhatunk az F.1.2 fejezetben is említett karsztbokorerdők és egyéb erősen felnyíló tölgyesek esetében. Ezen állományoknál a szélsőséges termőhelyi viszonyok miatt az 5 m magasságot elérő frakció összborítása esetenként 20% alá csökken, így ilyen helyszíneken (mivel a „fiatalos” kategória jelenlétére viszonylag kicsi az esély) jellemzően „középkorú vagy idős erdő” és „felújulási terület” kategóriák váltakozására lehet számítani.

Az űrlap kitöltéséhez a felsorolt kategóriákból egyet kötelezően meg kell jelölni. A felmérés a mintavételi terület jellemzésének függvényében folytatódik tovább.

Ha a mintavételi terület:

*középkorú vagy idős erdő* → F.3.1.2

*fiatalos és felújulási terület* → F.3.1.3

### F.3.1.2 A mintavételi pont faállományának fiziognómiai jellemzése

*szakértői döntés, egyszeres választás*

**Cél:** Az előzőekben „középkorú vagy idős erdő” besorolást kapott állományrészek vertikális jellemzőinek összefoglaló leírása. (A fiziognómiai kategória fontos szerepet játszik az állományrész termőhelyi és történeti meghatározottságainak értékelésében.)

A jellemzés során a cserje- és koronaszint elkülönültségéből, valamint az állományalkotó fák növekedési formáiból levezethető állománykép kerül tipizálásra. Helyszíni szakértői döntés alapján megválaszolendő, hogy a plot területére eső állományrész milyen fiziognómiai kategóriával írható le. Az űrlap kitöltéséhez (egyszeres választással) az alábbi kategóriákból kell egyet (kötelezően) megjelölni:

Fiziognómia-kategória	Leírás
<i>sarjcsokros erdő</i>	A sarjcsokros növekedésű (rendszerint görbe) törzsek aránya meghaladja a 80%-ot.
<i>összefolyó korona- és cserjeszintű erdő</i>	A fatermetű fásszárú fajok jellemzően alacsonyak, vagy közepes magasságúak, a lombkoronaszint (=faállomány) és a cserjeszint (=cserjék) nem válik el élesen egymástól.

<i>szabad állásban nőtt idős fákat tartalmazó állomány</i>	Az állomány legnagyobb részét alkotó faegyedek korát és átlagos vastagságát jelentősen meghaladó, egykor (legalább részben) szabad állásban növekedett, terebélyes koronájú fák (legalább 3 db) előfordulása és természetes úton felnőtt fiatalabb korosztály együttes jelenléte jellemzi a plot területét és a környező állományrészt. Kialakulása legtöbbször korábbi fáslegelők, legelőerdők felhagyása utáni spontán erdőszülés révén valósult meg. Nem tartoznak ide a vágásos üzemmódban használt erdők véghasználatokor megkímélt hagyásfákat tartalmazó fiatalosok, illetve a nagyobb koronájú, idősebb törzseket magukba foglaló állományok sem.
<i>egyik sem</i>	Az állomány nem mutatja egyik, az előző kategóriákban bemutatott fiziognómiai kategóriára jellemző állományképet sem. Ebbe a kategóriába tartoznak a leggyakrabban előforduló, szálerdő képet mutató állományok.

Esetenként előfordulhat, hogy a plot területén a faállomány sarjcsokros, a koronaszint pedig a cserjeszinttel összefolyik (pl. letörpült, sarj eredetű molyhos tölgyesek esetében). A két állományjellemező egyidejű jelenléte esetén fiziognómiai kategóriaként mindig az „összefolyó korona- és cserjeszintű erdő” kategóriát rögzítsük!

### F.3.1.3 Faállomány jelenléte fiatalosokban és felújulási területen

*szakértői döntés, egyszeres választás (igen/nem)*

**Cél:** Az előzőekben „fiatalos”, valamint „felújulási terület” besorolással ellátott állományrészekben a méretes szálfákból álló idősebb, illetve a 2,5 méteres magasság fölé növekvő fiatal állomány rögzítése. Amennyiben a vizsgált fiatalos vagy felújulási terület rendelkezik faállománnyal, a mintavétel során a faállomány-összetételt is jellemezni kell (F.3.2 pont).

Amennyiben a plot területén a fajlistában (lásd *1. melléklet*) található fajok bármelyike meghaladja a 2,5 m magasságot, a faállomány rögzítése szükséges, tehát igen a válasz és a faállományra vonatkozó többi kérdésre is válaszolni kell. Amennyiben azonban a ploton belül csak 2,5 m alatti frakció (újulat) található, akkor a válasz *nem*, és a faállományra vonatkozó többi kérdés nem jelenik meg. Abban az esetben, ha a fajok által képzett állomány a 2,5 m-es magassági határon van (néhány egyed minden bizonnyal meghaladja a 2,5 m-t, de azok is éppen kinőttek az újulatból), akkor a faállomány-leírástól eltekintünk. Hagyasfák esetében azonban mindig faállományként rögzítjük a 2,5 m-nél magasabb fákat!

### F.3.1.4 Az újulat állapota, növekedése és az ezt hátráltató tényezők jelenléte/hiánya felújulási területen

**Cél:** Annak megítélése, hogy az előzőekben „felújulási terület” besorolást kapott állományrészekben az újulat mennyisége elegendő-e ahhoz, hogy az erdő felújulását az erdészeti gyakorlat kritériumai szerint biztosítottan értékelhessük. Nemleges válasz esetén érdeklődésünk kiterjed a mintavételi terület jelenlegi állapotára, ami esetenként az elégséges újulat hiányának okára is utalhat, de nem célunk (nem is lehetőség) az újulat hiányának okát egyértelműen meghatározni.

#### A felújulási területen a záródás eléri-e a 70%-ot?

*szakértői döntés, egyszeres választás (igen/nem)*

Itt azt kell megbecsülni, hogy a felújulási területen az átlagosan 1,5 m-nél alacsonyabb fatermetű fásszárú fajokhoz tartozó újulat eléri-e a 70%-os borítást vagy sem. Ezt a bevételi képernyőn szakértői becslés révén, egyszeres választással (igen/nem) kell rögzíteni.

Ha a válasz *nem*, a felújulást nem tekintjük egyértelműen biztosítottnak, ezért a mintavétel a terület néhány – akár az újulat záródáshiányát potenciálisan kiváltó – jellemzőjének rögzítésével folytatódik. Ha a válasz *igen*, az adatfelvétel a faállomány (ha van), vagy az álló holtfa és/vagy facsonk leírásával folytatódik.

#### A felújulási terület jellemző állapota

*szakértői döntés, többszörös választás*

Ha a mintavételi területen az újulat mennyisége nem kielégítő (az újulat borítása nem éri el a 70%-ot), megvizsgálandó, hogy sikeres felújulás hiányában a mintavételi terület pillanatnyi állapotát hogyan tudjuk jellemezni. Rögzítendő az alábbi kategóriákkal leírható (az újulat hiányával potenciálisan összefüggésbe hozható) tényezők:

Állapotjellemzők	Leírás
<i>vágásnövényzet és/vagy tövises bozót</i>	A plot területét részben vegetatív módon jól terjedő, igen kompetitív vágásnövények uralják.
<i>fokozott vadhatás</i>	A plot területén a nagyvad-fajok intenzív és folyamatos jelenlétének nyoma (rágás, taposás stb.) látható.
<i>szélsőséges termőhely</i>	A plot területén termőhelyi szélsőségek (pl. alacsony vagy túl magas talajnedvesség, nagyarányú kövesség, a termőtalaj hiánya) jelei detektálhatók.

*frissen keletkezett  
felújulási terület*

A plot területe frissen keletkezett felújulási terület (akár emberi beavatkozás, akár természetes bolygatás alakította ki), ahol a korábbi faállomány megszűnése óta még nem telt el elegendő idő a megfelelő borítású újulat megtelepedéséhez vagy kialakulásához. A plot területét egyik fent említett állapotjellemző se írja le megfelelően.

*egyik sem*

-

### **A vágásnövényzet és/vagy tövises bozót jellemző faja(i)**

*szakértői azonosítás, többszörös választás*

Az adatbeviteli felületen megjelenített vágástéri növények közül kell kiválasztani a plotban leginkább releváns (domináns, gyakori) fajt vagy fajokat. Választható növények:

*földi szeder; galagonyák; erdei iszalag; kökény; rózsák  
békaszittyó; földi bodza; siska nádtippán  
egyéb*

#### F.3.2 A faállomány-jellemzők felvételezése

**Cél:** A faállomány felmérésének elsődleges célja az, hogy a fafajösszetételről és a kor-, illetve méreteloszlásról egyszerű skálák alkalmazásával képet alkothassunk. A jelenleg rendelkezésre álló (erdészeti adattári) adatokhoz képest szeretnénk a ritka fafajok jelenlétét is megjeleníteni, ezért fontos, hogy a mintaterületet alaposan körbejárva az összes jelenlevő fafajt megtaláljuk a faállományban.

### **A faállomány lombkorona-záródása**

*szakértői becslés*

A záródás szembecsléssel, 5%-os pontossággal történik. A lombkorona-záródás mértékének meghatározásakor csak a fafajok 2,5 m-es magasságot meghaladó egyedeit (= faállomány) vesszük figyelembe. A becslés során a szintekkel nem foglalkozunk, csupán azt rögzítjük, hogy a faállomány milyen mértékben záródik, és ezáltal mennyire hoz létre fényben gazdag, illetve fényben szegény környezetet. Fontos, hogy a faegyedek élő koronarészeinek lombzatán belül mutatkozó hézagok a záródásbecslés szempontjából figyelmen kívül hagyandók, a záródást/záródáshiányt a koronák vagy koronarészek között mutatkozó hézagok alapján kell meghatározni. A záródás/záródáshiány becsléséhez figyelembe veendő, hogy a ploton belül 5% 25 m<sup>2</sup>-es, 10% pedig 50 m<sup>2</sup>-es területnek felel meg.

Mivel a záródás becslésének célja a nagyobb záródásiánnyal bíró foltok körülhatárolása és a tömegesség-becslések hozzávetőleges ellenőrzése, a becslés megengedhető hibája  $\pm 10\%$ . Éppen ezért törekedni kell a becslési idő leszorítására. Ügyelni kell továbbá arra, hogy a becslés csak az 500 m<sup>2</sup>-es mintavételi körre vonatkozzon, vagyis ne engedjünk a „csábításnak”, hogy jóval nagyobb területre vonatkozó becslést adjunk, s ezzel a nagyrészt csak oldalról látott koronaszerkezet alapján alkossunk képet.

### Fafajösszetétel és átmérő-osztályonkénti tömegesség

*szakértői azonosítás és becslés, táblázat*

A fafajösszetételt a fafajok átmérőosztályonkénti tömegességének becslésével írjuk le. A táblázat első oszlopába a fafajok kerülnek, amelyek a fafajok jegyzékéből (*F1. melléklet*) választhatóak. A további oszlopokban az átmérőosztályok következnek, a táblázatba pedig minden faj esetében megadandó átmérő-osztályonként a tömegesség:

faj	dbh ≤ 8 cm	8 cm < dbh ≤ 20 cm	20 cm < dbh ≤ 35 cm	35 cm < dbh ≤ 50 cm	50 cm < dbh

A mellmagassági átmérő (dbh) a talajtól 1,3 m magasságban (lejtős terepen a fa hegy felőli oldalán állva) mérhető átlagos átmérő. Amennyiben a faegyedek néhány cm eltéréssel láthatóan egy korosztályhoz tartoznak, az átlagos átmérő pedig az osztályok határán található (pl. 20 cm), akkor a törzseket egy osztályba kell sorolni.

A tömegességet borítás-kategóriák alkalmazásával írjuk le, vagyis azt kell megbecsülni, hogy az adott faj adott vastagsági osztályba tartozó egyedeinek koronája az 500 m<sup>2</sup>-es plot hány százalékát borítja. A borítás-értékek becslésénél a plot területén kívül gyökerező törzsek lombzatának plotra behajló részét is figyelembe kell venni. E koronarészek borítási értékeit az érintett faj azon átmérőosztályához kell számítani, ahová az egyébként a plot területén kívül álló törzs tartozik. Ha egy faj és átmérőosztály csak egy példánnyal jelenik meg a plot területén, s annak koronája (a megdőlt törzs miatt) teljesen kilóg a plotból, a törzset a legalacsonyabb tömegességi értékkel (1) akkor is fel kell venni. A földön fekvő élő törzset – amennyiben a plotban új fajt vagy méretosztályt jelent – a legkisebb tömegességi értékkel (1) vesszük.



A borítás-becslés skálája:

1.  $0\% < \text{lombkorona borítása} \leq 5\%$ ;
2.  $5\% < \text{lombkorona borítása} \leq 20\%$ ;
3.  $20\% < \text{lombkorona borítása} \leq 50\%$ ;
4.  $50\% < \text{lombkorona borítása}$ .

### Hántás jelenléte

*szakértői döntés, egyszeres választás (igen/nem)*

Vad általi friss kéreghántás kerül rögzítésre abban az esetben, ha a mintaterületen belül a 20 cm dbh-nál kisebb átmérőjű egyedek legalább 5%-a érintett. A faegyedek tételes vizsgálatára nincs szükség. Amennyiben a faállomány felmérése közben szembeötlő a jelenség, akkor *igen* választ kell adni. Túl sok külön időt ne fordítsunk a kérdés vizsgálatára!

### Antropogén eredetű törzskárok jelenléte

*szakértői döntés, egyszeres választás (igen/nem)*

Az antropogén eredetű törzskárok akkor kerülnek felmérésre, ha a mintaterületen belül a faegyedek legalább 5%-a érintett. Itt elsősorban a közelmúlt felhasználatai során az egyes fák döntésekor (vö. kidőlő fa által maradó fán okozott kéregsérülés), illetve a kivágott faanyag kiközelítése során (vö. ló, vagy gép általi vonszolás) keletkezett, a nyomvonallal szomszédos fák töve közelében megjelenő kéregsérülésekre kell gondolni.

Mind a hántás, mind az antropogén eredetű törzskár esetén a friss kéregsérülést kell detektálni, vagyis csak akkor adunk *igen* választ, ha a sérülés helye még színében is jelentősen eltér a kéreg többi részétől, a sebzés még nem „hegesedett”.

### F.3.3 Az álló holtfa és facsonk felvételezése

**Cél:** Adatot gyűjteni az erdőlakó specialista állat-, növény- és gombafajok fennmaradása szempontjából elengedhetetlen (vö. táplálék, szaporodó- vagy bújóhely, aljzat) álló holtfa mennyiségéről, korhadtsági állapotáról, méreteloszlásáról, valamint – ahol megállapítható – faji hovatartozásáról.

### Álló holtfa és/vagy facsonk jelenléte

*szakértői döntés, egyszeres választás (igen/nem)*

A felmérés során álló holtfának tekintjük az olyan már nem élő, lábön száradt fa és cserje egyedeket, amelynek magassága a faállományhoz tartozó faegyedek minimális magasságát (2,5 m) meghaladja, mellmagassági átmérője pedig eléri

a 8 cm-t. Ezzel ellentétben a facsonk olyan lábon száradt egyed, amely törzs-törött, vagy biológiai folyamatok (lebontó szervezetek, madarak stb.) következtében lepusztult, így magassága az újulati szint felső határát nem éri el (maximális magasság 2,5 m), de a mellmagassági átmérője meghaladja a 8 cm-t. Különösen az alacsonyabb facsonkok és a mikroélőhelyek között szereplő tuskók elkülönítése érdekében megjegyzendő, hogy a facsonk mindig törött, míg a tuskó mindig vágott felülettel határolt.

Az álló holtfa beazonosítása kapcsán két problémát kell kezelnünk. Nem ritka eset, hogy egy szinte teljes egészében elhalt fa törzsének alsó 0,5–1 méteres szakaszán 1–2 kósza levél még életjelet mutat, de funkcionálisan a fa már holtfaként „működik”. Ezeket az egyedeket – amennyiben az élő levelek tuskósarjakon, vagy maximum a fa alsó egynegyed magasságáig eredő ágakon fordulnak elő – álló holtfaként kell értékelni és felvételezni. A másik – jóval több nehézséget okozó – probléma az „álló jelleg” meghatározása. Gyakori eset, hogy az elhalt fa kidől, de fennakad a szomszédos fákon, így a majdnem álló helyzettől egészen a majdnem fekvőig minden előfordulhat. Pragmatikus megfontolásból álló holtfának azokat az egyedeket tekintjük, amelyekről azt feltételezzük, hogy az esetleg velük érintkező szomszédos fák eltávolítása esetén is állva maradnának.

További speciális eset, amikor illegális fakitermelés (falopás) miatt jöttek létre kisebb-nagyobb (általában 1 m-nél nem magasabb) „facsonkok”. Ezeket a motorfűrészszel vagy fejszével elvágott törzs-maradványokat facsonkként (még ha úgy is néznek ki) nem vesszük fel, mert a törzsek nem töröttek (a „Megjegyzés” rovatban viszont felírjuk: „lopásnyomok”).

### **Az álló holtfa darabszáma átmérőosztályként**

*szakértői azonosítás és számolás, az érték beírása*

A mintavételi területen belül előforduló 8 cm-es mellmagassági átmérőt meghaladó álló holtfa darabszámát három vastagsági osztályban (8–20 cm, 21–50 cm és 50+ cm) rögzítjük.

### **Az álló holtfa (Ø: 20–50, 50+ cm) jellemző korhadtsági foka**

*szakértői becslés, egyszeres választás*

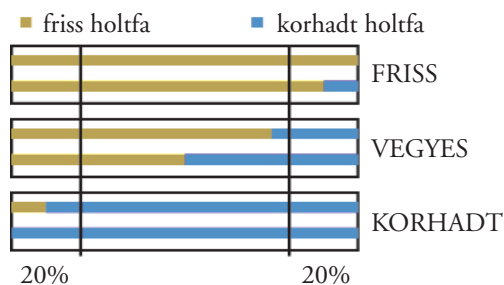
Az álló holtfa korhadtságát csak a 20 cm-nél nagyobb mellmagassági átmérőjű törzsek esetében kell rögzíteni. Három korhadtsági kategória szerint történik a jellemzés: friss, korhadt és vegyes. A besorolás legáltalánosabb szabályai a következők:

Friss	Bélyegek	Korhadt
<i>ép, vagy a törzs több mint felén jelen van</i>	kéreg	<i>borítása a törzsön &lt;50%, vagy teljesen hiányzik</i>
<i>a kisebb ágak, gallyak (esetleg levelek) is megvannak</i>	ágrendszer	<i>csak a nagyobb ágak találhatóak meg, illetve gyakran már csak a törzs áll</i>
<i>a fatest kemény</i>	textúra	<i>a fatest puha</i>

Amennyiben a felsorolt bélyegek alapján a besorolás esetleg kérdéses lenne, a végső döntést a kéregborítás aránya alapján kell meghozni.

Minden mintavételi területen a legjellemzőbb korhadtsági fokot kell rögzíteni (F.3. ábra). Amennyiben a „friss” és „korhadt” minősítésű egyedek egyaránt legalább 20%-os gyakorisággal fordulnak elő a plotban, a „vegyes” kategóriát kell választani. Többé-kevésbé azonos méretű törzsek esetén az arányok meghatározásánál a törzsszámot lehet alapul venni, jelentősen különböző méretű és eltérő korhadtsági fázisba sorolható törzsek esetén viszont a törzsek méretével/térfogatával súlyozott értékek szerint kell dönteni. Egyetlen törzs előfordulása esetén „vegyes” kategória nem adható!

Amennyiben jellemző korhadtsági fokként a „friss” vagy a „vegyes” kategória kerül rögzítésre, felmérjük az elpusztult egyedek faji hovatartozását is.



**F.3. ábra:**

A korhadtsági kategóriák megoszlása az összes holtfa mennyiségéhez viszonyítva

### Az álló holtfa jellemző fafaja(i)

*szakértői azonosítás, többszörös választással*

Rögzíteni kell a plotban előforduló álló holtfa egyedek fafaját vagy fafajait. A mintavétel során alapvetően arra vagyunk kíváncsiak, hogy a jelen lévő álló holtfa „állomány” faj szerinti összetétele mennyire hasonló az élő faállományéhoz. Az adatbeviteli felületen a faállomány leírásakor rögzített fajok automatikusan

megjelennek, első körben közülük lehet kiválasztani az álló holtfaként is megjelenő fafajokat. Továbbiak a fafajok listájából, külön-külön, egyszeres választással emelhetők be. Abban az esetben ha nem sikerül beazonosítani a fajt, lehetőség van a listából az „ismeretlen faj” kiválasztására is.

### **A facsonkok darabszáma átmérőosztályok szerint**

*szakértői azonosítás és számolás, az érték beírása*

A mintavételi területen belül előforduló, 8 cm-es átmérőt meghaladó, de 2,5 m-nél alacsonyabb facsonkok darabszámát három vastagsági osztályban (8–20 cm, 21–50 cm és 50+ cm) rögzítjük. Az 1,3 m alatti magasságú facsonkok esetében a mellmagassági átmérőt a megmaradt csonkból kell becsülni.

#### F.3.4 A fekvő holtfa felvételezése

**Cél:** A mintavétellel érintett állományokban jelen lévő vastag és/vagy vékony fekvő holtfa mennyiségének, korhadtsági állapotának, továbbá friss és vegyes holtfa esetében (amennyiben azonosítható) a jellemző fafaj(ok) rögzítése.

### **Fekvő vastag holtfa (CWD) jelenléte**

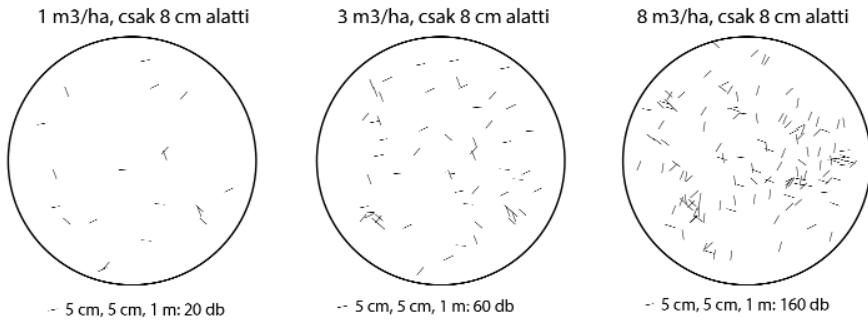
*szakértői döntés, egyszeres választás (igen/nem)*

A projekt során vastag fekvő holtfának (CWD, coarse woody debris) tekintjük azokat a talajhoz stabilan már nem rögzült (nem álló) holtfákat, holt fadarabokat (ideértve a cserjék anyagát is), amelyek a talajjal közvetlenül érintkeznek vagy az állomány más egyedén, illetve különböző tereptárgyakon fennakadtak (önállóan már nem állnának meg függőleges helyzetben), és átmérőjük legalább 1 méter hosszúságban 8 cm-nél nagyobb. Ide sorolandók a régebben elhalt fák földből kifordult tuskói is, amennyiben a szükséges vastagságot elérik. A finom frakció (FWD, fine woody debris) olyan fekvő holtfa, holt fadarab, amely 1 m-nél rövidebb hosszúságban (vagy szélső esetben sehol sem) éri el a 8 cm-es átmérőt.

### **Fekvő vékony holtfa (FWD) mennyisége**

*szakértői döntés, egyszeres választás*

Amennyiben az 500 m<sup>2</sup>-es mintavételi területen nem fordul elő kellő hosszúságú 8 cm vastagságot legalább 1 m-es hosszon meghaladó fekvő holtfa, csak a finom frakciót kell jellemezni. Az FWD mennyiségét piktogramok segítségével kell megadni, mégpedig az *F.4. ábrán* rögzített három ábra közül, az adott mintaterületre leginkább jellemző kép kiválasztásával (az ábrákon balról jobbra nő a holtfa mennyisége).



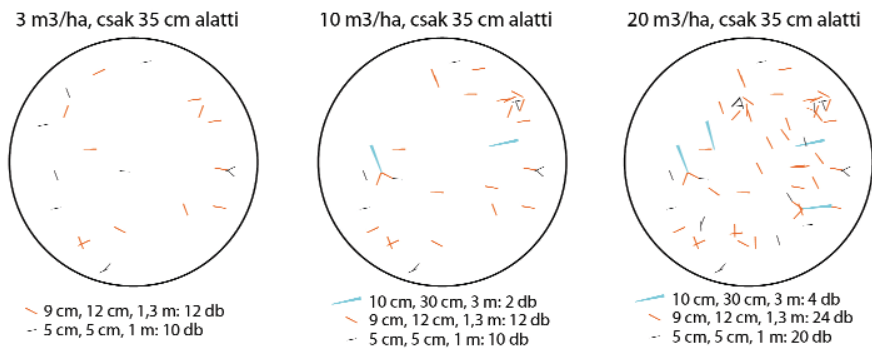
**F.4. ábra:** A fekvő vékony holtfa mennyiségére vonatkozó piktogramok és az ábrákon szereplő holtfa darabok mennyisége. A méreteknél az első két érték a fadarabok két végén mért átmérőre, a harmadik a hosszra vonatkozik. (Az ábrásor előzetes tapasztalatok alapján, egy-egy jellemző helyzetet reprezentál.)

### Fekvő vékony és vastag holtfa (CWD+FWD) együttes mennyisége

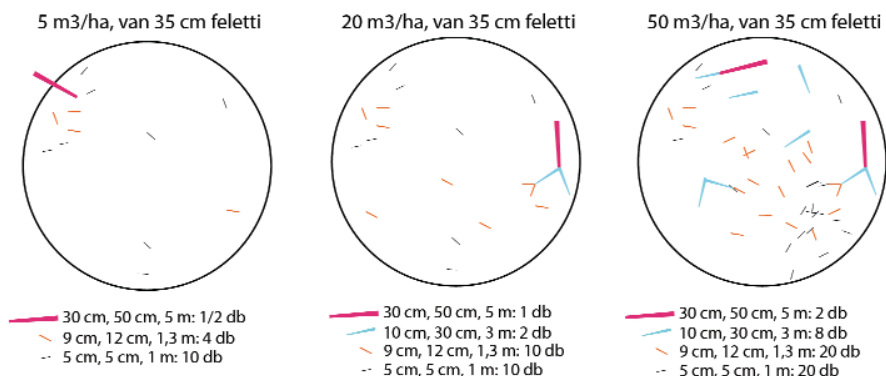
*szakértői döntés, egyszerűes választás*

Ha a mintaterületen van vastag frakció, a holtfa-ellátottságot a CWD mennyiségi viszonyaira koncentrálni kell értékelni. Az értékelés az FWD mennyiségi becsléséhez hasonlóan piktogramok segítségével történik.

Átmérő alapján két méretosztályra bontjuk a vastag fekvő holtfát: 8–35 cm-es és 35 cm-nél vastagabb kategóriára. Amennyiben nem található a mintaterületen 35 cm-t meghaladó fekvő holtfa, az *F.5. ábrán* látható lehetőségek közül kell választani. 35 cm-nél nagyobb átmérőjű holtfa jelenléte esetén az *F.6. ábrán* lát-ható lehetőségek közül kell megjelölni a terepi viszonyokat legjobban leíró képet.



**F.5. ábra:** A holtfa mennyiségére vonatkozó piktogramok és az ábrákon szereplő holtfa darabok mennyisége. 8 cm-nél vastagabb darabok előfordulnak, de 35 cm-nél vastagabbak nem. A méreteknél az első két érték a fadarabok két végén mért átmérőre, a harmadik a hosszra vonatkozik.



**F6. ábra:** A holtfa mennyiségére vonatkozó piktogramok és az ábrákon szereplő holtfa darabok mennyisége. 35 cm-nél vastagabb darabok előfordulnak a plotban. A méreteknél az első két érték a fadarabok két végén mért átmérőre, a harmadik a hossza vonatkozik.

### Fekvő vastag holtfa (Ø: 8–35, 35+ cm) jellemző korhadtsági foka

szakértői döntés, egyszeres választás

A fekvő holtfa felmérésekor a jelen lévő vastagsági osztályok jellemző korhadtsági fokát (külön-külön) is meg kell adni. Három korhadtsági kategória szerint (friss, korhadt, vegyes) történik a jellemzés, amelynek legáltalánosabb szabályai a következők:

Friss	Bélyegegk	Korhadt
<i>ép, vagy a törzs több mint felén jelen van</i>	kéreg	<i>borítása a törzsön &lt;50% vagy teljesen hiányzik</i>
<i>a kisebb ágak, gallyak (esetleg levelek) is megvannak</i>	ágrenyszer	<i>csak a nagyobb ágak található meg, de gyakran csak a törzs</i>
<i>a fatest kemény</i>	textúra	<i>a fatest puha, morzsolható vagy szétesik</i>
<i>a fa a talajtól élesen elhatárolódik</i>	kapcsolat a talajfelszínnel	<i>a fa felületének legnagyobb része a talajfelszínnel érintkezik</i>
<i>általában kör alakú</i>	keresztmetszet	<i>leggyakrabban ovális, ellapuló</i>
<i>a fa eredeti színéhez hasonló</i>	szín	<i>fakó, szürkés</i>

Minden mintavételi területen a legjellemzőbb korhadtsági fokot kell rögzíteni. Amennyiben a „friss” és „korhad” minősítésű egyedek/fadarabok egyaránt legalább 20%-os gyakorisággal fordulnak elő a plotban, a „vegyes” kategóriát kell választani. Többé-kevésbé azonos méretű törzsek esetén az arányok meghatározásánál a törzsszámot lehet alapul venni, jelentősen különböző méretű és eltérő korhadtsági fázisba sorolható törzsek esetén viszont a törzsek méretével/térfogásával súlyozott értékek szerint kell dönteni. Egyetlen törzs előfordulása esetén „vegyes” kategória nem adható! Bővebb magyarázat és útmutatás az álló holtfa korhadtságának megállapításánál (F.3.3 fejezet) olvasható.

### **Fekvő vastag holtfa (CWD) jellemző fafaja**

*szakértői döntés, egyszeres választás*

Amennyiben a mintavételi területen található CWD friss darabokat is tartalmaz (vagyis „friss” vagy „vegyes” minősítést adtunk) meg kell adni a holtfa jellemző (felismert) fafajait az adott plotban. Az adatbeviteli felületen a faállomány leírásakor rögzített fajok automatikusan megjelennek, első körben közülük ki lehet választani a CWD-ként is megjelenő fajokot. Továbbiak a fajok listájából, külön-külön, egyszeres választással emelhetők be. Abban az esetben ha nem sikerül beazonosítani a fajt, lehetőség van a listából az „ismeretlen faj” kiválasztására is.

### F.3.5 Lágyszárúak felvételezése

**Cél:** Az erdők gyepszintjében megjelenő lágyszárú növények előfordulásának, tömegességének rögzítése. A lágyszárúak mennyiségének és faji összetételének megismerése segíti az állomány termőhelyi viszonyainak és degradáltságának értékelését, ezért a domináns fajokon felül az adott élőhely ökológiai viszonyait jellemző, az idegenhonos (adventív) és a különböző bolygatások hatásait tükröző nitrofil fajok jelenlétét és tömegességét is jellemezzük.

### **A lágyszárúak összborítása**

*szakértői becslés, egyszeres választás*

Helyszíni szakértői becslés alapján meg kell adni, hogy a lágyszárú növények által lefedett terület hogyan viszonyul a plot teljes területéhez (5 m<sup>2</sup> lágyszárú borítás = 1%). A becsléshez a lágyszárú növények elszórtan elhelyezkedő foltjait képzületben egymás mellé kell rendezni, laza, szórványos lágyszárú-fedettség esetén pedig figyelmet kell fordítani a növényzettel nem fedett részterületek miatti levonásra. Az űrlap kitöltéséhez – egyszeres választással – az alábbi skálát kell használni:



A borítás-becslés skálája:

0. borítás  $\leq$  1%;
1. 1% < borítás  $\leq$  5%;
2. 5% < borítás  $\leq$  20%;
3. 20% < borítás  $\leq$  50%;
4. 50% < borítás.

### **Domináns lágyszárú növények azonosítása**

*szakértői azonosítás, többszörös választás*

Amennyiben a lágyszárú-összborítás becsült értéke az 5%-ot meghaladja, helyszíni szakértői döntés alapján meg kell adni a domináns növényfajokat. Domináns növényfajként a legalább 20%-os relatív borítási arányt képviselő – azaz az összesen pl. 60% lágyszárú borítás minimum 20%-át adó – fajok közül maximum 3 lágyszárú nevezhető meg, s ennek a három fajnak a 3 legmagasabb relatív borítást képviselő taxonnak kell lennie. A domináns lágyszárú fajokat külön-külön, egyszeres választással kell az alkalmazásban alapesetben megadott (északi-középhegységi erdőterületekre válogatott) listából megjelölni (lásd F.3. sz. melléklet). Amennyiben a listán nem szereplő, de a felmérő által biztosan felismert domináns lágyszárú fordul elő a plotban, lehetőség van további faj(ok) kiválasztására a teljes hazai flórát tartalmazó listából. A listából lehetséges „ismeretlen faj” kiválasztása is, ez esetben a felvételezőnek információkat kell gyűjtenie a faj későbbi meghatározásához (fotó, leírás, növény begyűjtése).

### **Élőhelyjelző lágyszárú növények azonosítása**

*szakértői azonosítás, többszörös választás*

Helyszíni szakértői döntés alapján bejelölendő, hogy a plot területén milyen élőhelyjelző lágyszárú növények fordulnak elő. E helyütt élőhelyjelzőnek tekintjük azokat a fajokat, melyek átlagos termőhelyi – szárazság-üdeség, bázikusság-savanyúság gradiensek mentén értelmezett – viselkedésük alapján egyes élőhelyek vagy élőhely-csoportok azonosítása szempontjából relevánsak, illetve a további élőhelyek felé differenciáló szereppel bír(hat)nak. A jellemzőnek tartott fajok közül maximum 3 lágyszárú növény nevezhető meg, ezeket külön-külön, egyszeres választással kell azonosítani (az élőhelyjelző minősítéssel felruházott fajok jegyzéke az F3. mellékletben érhető el). E nagy terepi tapasztalatot igénylő választásnál legyünk figyelemmel arra, hogy felújulási területen vagy túlzott fényhez juttatott, megbontott állományokban az előző idős állományból (vagy a beavatkozás előtti időkből) visszamaradt, klíma- és talajigények tekintetében rendszerint érzékenyebb fajokat részesítsük előnyben. Gyakori eset, hogy olyan

erdőben kell felvételeznünk, ahol az uralkodó faj eredeti termőhelyén kívül, tudatos emberi beavatkozás nyomán jelenik meg (pl. bükkösök vagy gyertyános-tölgyesek helyén telepített cseresek). Ilyen esetekben is az eredeti termőhelyet jelző fajokra legyünk figyelemmel, vagyis nem baj, sőt kívánatos, hogy a faállomány jelenlegi összetételének nem megfelelő élőhelyet jelző fajok is feljegyzésre kerüljenek.

### Adventív lágyszárúak jelenléte

*szakértői azonosítás, többszörös választás*

Helyszíni szakértői döntés alapján bejelölendő, hogy a plot területén a lágyszárú növények között mely adventív növényfaj(ok) fordul(nak) elő. Az előfordulás tényének megállapításához az adott növényfaj(ok) egyetlen (bármilyen fejlődési stádiumban levő) egyedének jelenléte elegendő. Az űrlap kitöltéséhez – szükség esetén több faj megjelölésével (többszörös választással) – az alábbi jegyzékből lehet a fajokat kiválasztani:

Tudományos név	Magyar név	Tudományos név	Magyar név
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Ürömlevelű parlagfű	<i>Conyza canadensis</i>	Kanadai betyárkóró
<i>Asclepias syriaca</i>	Közönséges selyemkóró	<i>Echinocystis lobata</i>	Süntök
<i>Erechtites hieracifolia</i>	Amerikai keresztlapu	<i>Rudbeckia laciniata</i>	Magas kúpvirág
<i>Erigeron annuus</i>	Egynyári seprence	<i>Solidago canadensis</i>	Kanadai aranyvessző
<i>Fallopia x bohemica</i>	Cseh óriáskeserűfű	<i>Solidago gigantea</i>	Magas aranyvessző
<i>Helianthus tuberosus</i>	Csicsóka	<i>egyik sem</i>	Bejelölendő, ha nem észleltünk semmilyen adventív fajt.
<i>Impatiens glandulifera</i>	Bíbor nebáncsvirág		
<i>Impatiens parviflora</i>	Kisvirágú nebáncsvirág		

### Óshonos nitrofil és bolygatásjelző növények relatív összborítása

*szakértői becslés*

Amennyiben a lágyszárú-összborítás becslött értéke az 5%-ot meghaladja, helyszíni szakértői becslés alapján meg kell adni, hogy az óshonos nitrofil és bolygatásjelző lágyszárú növények által lefedett terület hogyan viszonyul a plot területén regisztrált teljes lágyszárú borítottsághoz. A becsléshez az erdős élőhelyeken gyakrabban előforduló – a lentebbi táblázatban látható – óshonos nitrofil és bolygatásjelző növények együttes relatív borítását kell figyelembe venni:

Tudományos név	Magyar név	Tudományos név	Magyar név
<i>Alliaria petiolata</i>	Hagymaszagú kányazsombor	<i>Galium aparine</i>	Ragadós galaj
<i>Anthriscus cerefolium</i>	Zamatos turbolya	<i>Geranium robertianum</i>	Nehézszagú gólyaorr
<i>Atropa belladonna</i>	Maszlagos nadragulya	<i>Lamium maculatum</i>	Foltos árvacsalán
<i>Bromus sterilis</i>	Meddő rozsok	<i>Moehringia trinervia</i>	Erdei csitri
<i>Calamagrostis epigeios</i>	Siska nádtippán	<i>Parietaria officinalis</i>	Közönséges falgyom
<i>Chaerophyllum temulum</i>	Bódító baraboly	<i>Sambucus ebulus</i>	Földi bodza
<i>Chamaneiron angustifolium</i>	Erdei deréce	<i>Stellaria media</i>	Közönséges tyúkhúr
<i>Chelidonium majus</i>	Vérehulló fecskéfű	<i>Torilis japonica</i>	Bojtorjános tüskemag
<i>Fallopia dumetorum</i>	Sövénykeserűfű	<i>Urtica dioica</i>	Nagy csalán
<i>Galeopsis spp.</i>	Kenderkefű fajok	<i>Verbascum spp.</i>	ökörfarkkóró fajok
		<i>Veronica hederifolia</i>	Borostyánlevelű veronika

Az űrlap kitöltéséhez – egyszeres választással – az alábbi skálát kell használni:  
A relatív borítás becslésének skálája:

0. borítás  $\leq 1\%$ ;
1.  $1\% < \text{borítás} \leq 5\%$ ;
2.  $5\% < \text{borítás} \leq 20\%$ ;
3.  $20\% < \text{borítás} \leq 50\%$ ;
4.  $50\% < \text{borítás}$ .

### F.3.6 Mikrohabitatok felvételezése

**Cél:** A természetes erdők specialista szervezeteinek előfordulását lehetővé tevő, közvetlenül vagy közvetve faállományhoz köthető élőhely-szerkezeti elemek jelenlétének rögzítése.

#### Faállomány-szerkezethez kapcsolódó mikrohabitatok

szakértői azonosítás, többszörös választás

A ploton belül (a tömegességtől függetlenül) a mikrohabitatok jelenlétét rögzítjük. A mintaterület bejárása során már kezdettől fogva érdemes figyelmet szentelni a mikrohabitatoknak, így külön bejárás nélkül jelölhető, hogy melyik található a plotban és melyik nem. Előfordulhat, hogy kihagyunk mikrohabitat-típust, de nincs rá mód, hogy minden fát körbejárjunk, csak az ígéretes egyedekeket érdemes minden oldalról megvizsgálni.

Az alábbi lista a mintavétel során vizsgálandó/rögzítendő mikrohabitátok típusait foglalja össze:

Mikrohabitat	Leírás	Ábra
<i>gyökértányér</i>	A tövestől kidőlt fa felszínre került gyökérzete a kimozdított földtömeggel, valamint gyökérzet helyén keletkezett mélyedéssel. A gyökértányérért annak lepusztulása után is rögzíteni kell, amennyiben a kapcsolódó mikrotopográfiai képződmények (földkupac, mélyedés) még egyértelműen felismerhetők. A gyökértányérért akkor is fel kell venni, ha róla a törzset már levágták, elszállították.	
<i>vágástéri hulladék</i>	Fakitermelés következtében az erdő talajára került, aggregáltan (csomókban, kupacokban) elhelyezkedő faanyag. Állomány alatt és vágástérületen is előfordulhat. Általában vékony (10 cm átmérő alatti) gallyakat tartalmaz, de kéregtörmelék és esetenként vastagabb törzsdarabok is előfordulhatnak benne. A nem aggregáltan megjelenő vágástéri hulladékot nem vesszük fel!	
<i>friss tuskó</i>	Vágott felszínű holtfa, amelyen az eredeti vágáslap-átmérő meghaladja a 20 cm-t és a vágásfelület egyértelműen azonosítható. Amennyiben a friss tuskó gyökértányéron helyezkedik el, külön nem kell fölvenni! A magasan levágott (lopott) friss törzseket viszont rögzíteni kell, ha a minimum-átmérőt meghaladják!	
<i>régi tuskó</i>	Vágott felszínű holtfa, amelyen az eredeti vágáslap-átmérő meghaladja a 20 cm-t és a vágásfelület már nem azonosítható, hanem korhadó, széttöredező. Amennyiben a régi tuskó gyökértányéron helyezkedik el, külön nem kell fölvenni! A magasan levágott (lopott) régi törzseket viszont rögzíteni kell, ha a minimum-átmérőt meghaladják!	

*üreges tő*

Élő fa vagy álló holtfa olyan 35 cm-es átmérőt meghaladó törzse, melyben 0,5 m-es magasság alatt elhelyezkedő, talajjal érintkező (kikorhadt) üreg található.

*hasadt törzs*

Élőfán vagy álló holtfán előforduló, akár denevérek tartózkodására is alkalmas hasadék, amely legalább 50 cm hosszú, 1–5 cm széles és 2 cm mély.

*fagyléces  
csertölgyszörzs(ek)*

Elsősorban üdőbb termőhelyekre telepített cseresznyeekben megfigyelhető, a törzsen hosszában futó, behegedt hajdani repedés. A fagyléceket csak cserre vesszük fel, a fafajnak a faállomány-leírásnál vagy friss álló holtfaként szerepelnie kell!

*tükkör  
(levált kéreg)*

Legalább 10×10 cm-es, frissen (legfeljebb 2–3 éve) levált kéreg élő fán.

*elváló kéreg*

Olyan élőfán vagy álló holtfán előforduló kéreg-elválás, amely alatt denevérek tartózkodására, vagy fakusz fészkelésére alkalmas rés jön létre. Ehhez legalább 2 cm széles résnek kell lennie!

*tapló*

Taplógomba, amelynek termőteste az 5 cm átmérőt meghaladja, vagy olyan termőtest-kaskád, amelynek hossza legalább 10 cm. Ide értendők a kétalakú csertapló fatörzs külső részén elhelyezkedő, gumó alakú ivartalan termőestei is. Legyünk figyelemmel a tuskókon és fekvő holtfán megjelenő termőtestekre is!





*odú élőfán*

Élő törzsrészen levő, elsődleges odúkészítők által kialakított, szűk nyílású, madarak fészkelésére alkalmas üreg. A harkály táplálkozási nyomok, a bekorhadt ággöcsök és a tényleges odvak megkülönböztetésére figyelmet kell fordítani!

*odú holtfán*

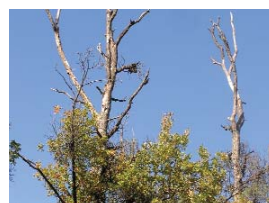
Álló holtfán vagy elhalt törzsrészen levő, elsődleges odúkészítők által kialakított, szűk nyílású, madarak fészkelésére alkalmas üreg. A harkály táplálkozási nyomok, a bekorhadt ággöcsök és a tényleges odvak megkülönböztetésére figyelmet kell fordítani!

*üreges törzs*

Olyan élő vagy elhalt álló törzs, melyen 0,5 m-es magasság felett törzstörés, ágtörés és/vagy ággöcs bekorhadása révén kialakult üreg található. A palást irányú mechanikai sérülések nyomán részben bekorhadt törzseket szintén itt kell rögzíteni!

*holtfa élőfán*

A törzsről közvetlenül elágazó elhalt elsődleges ág, vagy a törzs elhalt csúcsa, legalább 20 cm kezdeti átmérővel.

*lián*

A kúszónövény (pl. *Hedera helix*, *Clematis vitalba*), mely a fát legalább 2,5 m magasságig befutotta.

*egyik sem*

Bejelölendő, ha a fenti, faállományhoz kötődő mikrohabitatok közül egyet sem észleltünk.

### F.3.7 A talaj bolygatottságának felvételezése

**Cél:** Az erdei élőhelyek természetességi állapotát (azon belül például a lágyszárúak és cserjék összborítását, fajkészletét, mintázatát, valamint az újulat megtelepedési esélyeit) erősen befolyásoló talajfelszín-bolygatottság mértékének és típusának (eredetének) meghatározása.

#### A talajbolygatás mértéke

*szakértői becslés, egyszeres választás*

A talajbolygatás területi kiterjedését borítás-alapon, ötfokozatú ordinális skálán értékeljük. A becslést a lágyszárúak összborításánál leírtak szerint érdemes végezni: meg kell adni, hogy a bolygatott talajfelszín foltjainak területe hogyan viszonyul a plot teljes területéhez (5 m<sup>2</sup> bolygatott felszín = 1%). A becsléshez az elszórtan elhelyezkedő bolygatott foltokat képzeletben egymás mellé kell rendezni. A borítás-becslés skálája:

0. bolygatás  $\leq$  1%;
1. 1% < bolygatás  $\leq$  5%;
2. 5% < bolygatás  $\leq$  20%;
3. 20% < bolygatás  $\leq$  50%;
4. 50% < bolygatás.

#### A talajbolygatás típusa

*szakértői döntés, többszörös választás*

Amennyiben a talajbolygatás eléri az 5%-ot, annak típusát is szükséges feljegyezni. Az űrlap kitöltéséhez (többszörös választással) az alábbi kategóriákból lehet választani:

*Keréknyom*

*Közelítés*

*Vadtúrás, vadtaposás*

*Egyéb*

Erdei út jelenléte esetén talajbolygatásként („keréknyom”) a régi, avarral és gallytörmelékkel fedett szekérutakat figyelmen kívül kell hagyni! „Vadtúrás és vadtaposás” kategóriában nem csak az egészen friss bolygatást kell bekalukulálni, hanem összességében kell értékelni a feltalaj zavartságát, bolygatottságát, átforgatottságát. Ha a mintavételi pont erdőszegélybe esik és a plot területe aszfaltutat érint, akkor azt talajbolygatásként kell figyelembe venni, típusaként pedig „egyéb” kategóriát kell adni.



### F.3.8 Az aljzat kövességének felvételezése

**Cél:** Az erdei lágyszárúak és cserjék összorítását, fajkészletét, mintázatát, valamint az újulat megtelepedési esélyeit erősen befolyásoló felszíni kövesség mértékének és típusának meghatározása.

#### A felszíni kövesség mértéke

*szakértői becslés, egyszeres választás*

A kövesség besorolása borítás-alapon, ordinális skála alkalmazásával történik.

A felszíni kövességgel érintett terület borításának becslési skálája:

1.  $0\% < \text{borítás} \leq 5\%$ ;
2.  $5\% < \text{borítás} \leq 20\%$ ;
3.  $20\% < \text{borítás} \leq 50\%$ ;
4.  $50\% < \text{borítás}$ .

Ha talajbolygatás mértékére korábban 50% feletti értéket vettünk fel, s a kövesség mértékére is 50% feletti adatot rögzítettünk, akkor az alkalmazás nem engedi a továbblépést. A két érték csak akkor lehet egyidejűleg 50% feletti, ha a felszínen görgeteg kő dominál és a kövek jellemző mérettartománya apró (vö. következő változó). Egyéb esetekben valamelyik értéket javítani szükséges.

#### Kövek jellemző mérettartománya

*szakértői becslés, egyszeres választás*

Amennyiben a kövesség mértéke meghaladja az 5%-os mértéket, meg kell adni a területet borító kövek jellemző méretét, az alábbiak szerint:

Típus		Leírás
<i>görgetegkő</i>	<i>apró</i>	2–10 cm között
	<i>közepes</i>	10–50 cm között
	<i>nagy</i>	50 cm felett
<i>szálkő</i>		a felszínre bukkanó alapkőzet, darabossága (jellemző mérettartománya) nem állapítható meg

A plot felvételezésekor a talajból kiálló sziklákat – amennyiben azok egyértelműen nem mozdíthatók, hanem az alapkőzet tömbjeinek felszínre bukkanó részei – nem görgeteg kőként, hanem szálkőként kell felvenni! Ha a plot területén szálkő (sziklakibúvás) és görgeteg kő is van, azt a kategóriát jelöljük meg, amelyik meghatározóbb, nagyobb területet érint.

### F.3.9 Az idegenhonos cserjék és újulat jelenlétének/hiányának felvételezése

**Cél:** Az erdei élőhelyek jelenlegi és jövőbeni természetességi állapotát is erősen befolyásoló idegenhonos fa- és cserjefajok újulati szintben való előfordulásának/hiányának detektálása.

#### Idegenhonos cserjék és újulat előfordulása

szakértői döntés, egyszeres választás (igen/nem)

Az idegenhonos fa- és cserjefajok előfordulásának regisztrálása (igen-nem) a plot területén.

#### A plotban előforduló idegenhonos cserje- és fajok (újulat)

szakértői azonosítás, többszörös választás

Amennyiben az előző kérdésre igen választ adtunk, ki kell választani a plot területén előforduló idegenhonos fa- és cserjefajokat az alábbi listából:

Tudományos név	Magyar név	Kód
<i>Acer negundo</i>	Zöld juhar	ZJ
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Vadgesztenye	VG
<i>Ailanthus altissima</i>	Bálványfa	BL
<i>Amorpha fruticosa</i>	Kinincs	KI
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	Keskenylevelű ezüstfa	EZ
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Amerikai kőris	AK
<i>Juglans nigra</i>	Fekete dió	FD
<i>Juglans regia</i>	Közönséges dió	KD
<i>Laburnum anagyroides</i>	Aranyeső	AE
<i>Morus alba</i>	Fehér eperfa	EP
<i>Padus serotina</i>	Kései meggy	KM
<i>Picea abies</i>	Lucfenyő	LF
<i>Pinus nigra</i>	Feketefenyő	FF
<i>Pinus sylvestris</i>	Erdeifenyő	EF
<i>Populus cv.</i>	Nemes nyarak	NNY
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Duglászfenyő	DF
<i>Quercus rubra</i>	Vörös tölgy	VT
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Akác	A
<i>Syringa vulgaris</i>	Orgona	OR
egyéb		

„Egyéb” kategória megadása esetén a konkrét (tételes listában nem szereplő) fajt a „Megjegyzés” rovatban kell rögzíteni (pl. *Mahonia* sp., *Parthenocissus* sp.).

## F.4 A részmintaterületre (szubplot) vonatkozó adatrögzítés

A részmintaterület (szubplot) egy 30 m<sup>2</sup> területű, a mintaterülethez (plot) képest koncentrikusan elhelyezkedő, 3,09 m sugarú kör. A mintaterületet a mintavételi pont körül, a kör sugarának becslésével (a határhelyzetű cserjék és/vagy újulat-egyedek azonosításával) kell lehatárolni. A mintavételezés egyenletességének biztosításához rendkívül fontos a távolságbecslés előzetes „kalibrálása”, ennek érdekében a felmérés előtt (akár naponta) próbabecsléseket kell végezni. Emellett esetenként (különösen, ha határhelyzetben a becslendő adatok/értékek egészét érdeemben befolyásoló egyedek is vannak) a felmérési munka közben is szükség lehet a becsült távolság mérőszalaggal vagy távolságmérővel történő ellenőrzésére. Az ellenőrzés (mérés) során jelentősebb terepdőlés esetén minden esetben törekedni kell a vízszintes távolság közelítésére!

Amennyiben a mintaterület (plot) felvételezése megtörténik, általában a részmintaterület (szubplot) területén is el kell végezni az adatok rögzítését. E fő szabály alól egyetlen kivétel adódhat, nevezetesen ha az állománykép leírásakor (lásd F.3.1 fejezet) fiatalos minősítést adtunk, a fiatalosnak van faállománya (2,5 m-nél magasabb frakciója) és ez a faállomány 70%-nál magasabb borítást mutat. A kivételként említett esetben a szubplotra vonatkozó kérdéssorok meg sem jelennek az adatbeviteli felületen, ellenben minden más esetben (felújulási terület, faállomány nélküli vagy 70%-nál kisebb faállomány-borítottságú fiatalosok, középkorú-idős erdők) kötelező a szubplotra vonatkozó adatfelvétel.

A szubplot területén értelmezett változók (cserjék, újulat) felvételéhez mindenképpen vissza kell térni a mintaterület középpontjába. Ha a cserjék és újulat leírásához itt nem elegendő a középpontból való áttekintés (a kifejezetten gyér aljnövényzetű állományokat leszámítva általában nem elegendő), az adatrögzítés során ismét el lehet/kell hagyni azt. Ilyenkor legpraktikusabb megoldás egy kb. 2 m sugarú körön való végighaladás és a mintakör külső, középpontból nem (vagy kevésbé) átlátható részének jobbra-balra tekintéssel történő át-pásztázása.

### F.4.1 A cserjék felvétele

**Cél:** Az erdők szerkezeti változatosságát (potenciálisan) jelentős mértékben meghatározó cserjék előfordulásának, tömegességének, domináns és élőhelyi besorolást segítő fajainak leírása.

## Az előforduló cserjék összborítása

### *szakértői becslés*

Helyszíni szakértői becslés alapján meg kell adni, hogy a cserjék lombozata által lefedett terület hogyan viszonyul a szubplot teljes területéhez (1 m<sup>2</sup> cserjeborítás = kb. 3%, illetve 1% cserjeborítás = kb. 1/3 m<sup>2</sup>). A cserjék lombozatán belül mutakozó hézagokat a borításbecslés szempontjából figyelmen kívül kell hagyni, ugyanakkor a szubplot területén kívül gyökerező, de lombozatával a szubplotba is behajló cserjéket be kell számítani! Az űrlap kitöltéséhez – egyszeres választással – az alábbi skálát kell használni:

A borítás-becslés skálája:

0. borítás  $\leq$  1%;
1. 1% < borítás  $\leq$  5%;
2. 5% < borítás  $\leq$  20%;
3. 20% < borítás  $\leq$  50%;
4. 50% < borítás.

## Domináns cserjefajok azonosítása

### *szakértői azonosítás, többszörös választás*

Amennyiben a cserje-összborítás becsült értéke az 5%-ot (= kb. 1,5 m<sup>2</sup>) meghaladja, helyszíni szakértői döntés alapján meg kell adni a domináns cserjefajokat (a Magyarországon előforduló cserjefajok listája a F.2. mellékletben található). Domináns cserjefajként a legalább 20%-os relatív borítási arányt képviselő fajok közül maximum 3 cserjefaj nevezhető meg, s ennek a három fajnak a 3 legmagasabb relatív borítást képviselő taxonnak kell lennie.

## Élőhelyjelző cserjefajok előfordulása

### *szakértői azonosítás, többszörös választás*

Helyszíni szakértői döntés alapján bejelölendő, hogy a szubplot területén (vagy a közvetlenül szomszédos területről behajlóan) milyen élőhelyjelző cserjefajok fordulnak elő. Az adatfelvétel során a lágyszárú növényektől eltérően itt nincs kiválasztási algoritmus, e helyütt az élőhelyjelző (az egyes élőhelyek vagy élőhelycsoportok azonosítása szempontjából releváns, illetve a további élőhelyek felé potenciálisan differenciáló szereppel bíró) cserjefajok tételes jegyzékéből a domináns fajként már rögzítettekén kívül valamennyi előforduló cserjefajt meg kell adni. A kiválasztás független tehát attól, hogy a korábbi erdőhasználatok a cserjefajok térbeli mintázatát esetleg befolyásolták (pl. a korábbi erdei legeltetés vagy a jelentősebb kiterjedésű véghasználatok miatt a szárazságtűrő cserjefajok az üdebb termőhelyekre is behatoltak). Az űrlapot mindezek alapján – akár háromnál több

elem kiválasztásával (többszörös választással) – az alábbi táblázat alapján kell kitölteni:

Tudományos név	Magyar név	Kód
<i>Berberis vulgaris</i>	Sóskaborbolya	SBO
<i>Colutea arborescens</i>	Pukkanó dudafürt	PDF
<i>Cornus mas</i>	Húsos som	HUSO
<i>Corylus avellana</i>	Mogyoró	MO
<i>Cotoneaster spp.</i>	Madárbirsk fajok	M
<i>Daphne mezereum</i>	Farkasboroszlán	FB
<i>Euonymus europaeus</i>	Csíkos kecskerágó	CSKR
<i>Euonymus verrucosus</i>	Bibircses kecskerágó	BKR
<i>Lonicera xylosteum</i>	Ükörke lonc	ÜL
<i>Rhamnus catharticus</i>	Varjútövis benge	VBN
<i>Ribes uva-crispa</i>	Vadköszméte	VKÖ
<i>Rosa pendulina</i>	Bérci rózsza	BR
<i>Sambucus racemosa</i>	Fürtös bodza	FÜBD
<i>Spiraea media</i>	Szirti gyöngy vessző	SZGY
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Fekete áfonya	FÁF
<i>Viburnum lantana</i>	Ostorménbangita	OBG

*egyik sem – Bejelölendő, ha nem észleltünk semmilyen élőhelyjelző cserjefajt.*

#### F.4.2 Az újulat felvétele

**Cél:** Az erdők regenerációs képességét megjelenítő fiatal generáció(k)/korosztály(ok) előfordulásának, tömegességének, magassági tagoltságának, domináns és egyéb fajainak, valamint károsítottágának leírása.

##### **A magas (0,5 m feletti) újulat összborítása**

##### **Az alacsony (0,5 m alatti) újulat összborítása**

##### *szakértői becslés*

Helyszíni szakértői becslés alapján meg kell adni, hogy a magas (0,51–2,5 m magasság közötti), illetve alacsony (0–0,5 m magasság közötti) újulat lombzata által lefedett terület hogyan viszonyul a szubplot teljes területéhez (1 m<sup>2</sup> újulatborítás = kb. 3%, illetve 1% újulat-borítás = kb. 1/3 m<sup>2</sup>). Az újulat-egyedek lombzatán belül mutatkozó hézagokat a borításbecslés szempontjából figyelmen kívül kell hagyni, ugyanakkor a szubplot területén kívül gyökerező, de lombzatával a szubplotba is behajló újulatot be kell számítani!

Az űrlap kitöltéséhez – egyszeres választással – az alábbi skálát kell használni:  
A borítás-becslés skálája:

0. borítás  $\leq 1\%$ ;
1.  $1\% < \text{borítás} \leq 5\%$ ;
2.  $5\% < \text{borítás} \leq 20\%$ ;
3.  $20\% < \text{borítás} \leq 50\%$ ;
4.  $50\% < \text{borítás}$ .

### **Domináns fajok azonosítása az újulati szintben**

*szakértői azonosítás, többszörös választás*

Amennyiben a magas, vagy alacsony újulat becsült borítás-értéke az 5%-ot meghaladja, helyszíni szakértői döntés alapján meg kell adni az újulatot alkotó domináns fajokat. A domináns fajt a magas újulatra kell vonatkoztatni, ha az meghaladja az 5%-ot, illetve a magas és alacsony újulatra együttesen kell vonatkoztatni, ha a magas újulat nem éri el az 5%-ot. Domináns fajokként egyébként a legalább 20%-os relatív borítási arányt képviselő fajok közül maximum 3 faj nevezhető meg, s ennek a három fajnak a 3 legmagasabb relatív borítást képviselő taxonnak kell lennie. Az adatbeviteli felületen a faállomány már felvett fajjai automatikusan megjelennek, közülük ki lehet választani az újulatban domináns fajokat. A további (újulati szintben domináns) fajok külön listából, külön-külön, egyszeres választással emelhetők be. Ha domináns fajként idegenhonos fajt vettünk fel, ellenőrizzük, hogy a „Mikrohabitatok és bolygatások” kérdéscsoportban az idegenhonos cserjék és újulat előfordulására igenlő választ adtunk-e! A listából lehetséges „ismeretlen faj” kiválasztása is, ez esetben a felvételezőnek információkat kell gyűjtenie a faj későbbi meghatározásához (fotó, leírás, növény begyűjtése).

### **Az újulatban látható egyéb fajok jelenléte**

*szakértői azonosítás, többszörös választás*

Az egyéb (újulati szintben nem domináns) fajok listáját nem szükséges (nem kell) jelentősebb időráfordítással, teljes körűen elkészíteni, csak a domináns fajok mellett szem elé kerülő, könnyen meglátható fajok jegyzékét kell – többszörös választással – megadni. Az egyéb fajok egyedei mindkét magassági osztályhoz (0–50, 51–250 cm) tartozhatnak! Ha egyéb fajként idegenhonos fajt vettünk fel, szintén ellenőrizzük, hogy az idegenhonos cserjék és újulat előfordulására igenlő választ adtunk-e!

### Jellemző rágottsági kategória

*szakértői döntés, egyszeres választás*

Helyszíni szakértői döntés alapján meg kell adni az újulatra jellemző (domináns) rágottsági kategóriát. Ha a magas (51–250 cm-es) újulat borítása az 5%-ot meghaladja, a rágottság mértékét csak erre a magassági osztályra vonatkoztatjuk, egyébként az újulat teljes tömege a vonatkoztatási alap.

A rágottság mértékének megítélésekor arra kell törekedni, hogy a tárgy-évi állapot mellett a felvételezést megelőző 2–3 év történetiségét is tükrözze a besorolás. Ez alapján épnek azt a csemetét/ fiatal fát tekintjük, amelynek a tárgy-évben és az azt megelőző 2 évben láthatóan nem sérült a csúcshajtása, s az oldalhajtások növekedése is hasonlóan zavartalan volt. Például egy nyár közepén-végén végzett felméréskor az olyan egyedeket, amelyeknek az adott évben hozott vezérhajtása ép, de látható, hogy az előző évi csúcscrügyet – feltehetően a felmérést megelőző télen, vagy abban az évben kora tavasszal – vadragás érte, nem tekintjük épnek. Hasonló elvek szerint kell tekinteni az oldalhajtásokra is.

A rágottság megállapítását segítheti, illetve rendszeres visszarágásra utalhat, ha az adott fiatal fának a magasságához képest nagyon vastag töve van, vagy ha az újulat-egyed hajtásrendszere eltorzult, erősen szabálytalan növekedésű.

A rögzítendő adat a 30 m<sup>2</sup>-es mintakörben (=szubplot) előforduló újulat egyedeinek átlagos/jellemző rágottsági állapota. Az űrlap kitöltéséhez – egyszeres választással – az alábbi skáláról lehet a rágottsági fokozatokat azonosítani:

Rágottsági kategória	Leírás
<i>ép</i>	Az elmúlt 2–3 évi a csúcshajtások és oldalhajtások nem rágottak.
<i>enyhén rágott</i>	Jellemzően csak a csúcshajtások rágottak, az oldalhajtások ± épek.
<i>erősen rágott</i>	A csúcs- és oldalhajtások rendszeresen visszarágottak, de az újulat-egyedek hajtásrendszere még nem torzult.
<i>bonsai, életképtelen „csutak”</i>	Az újulat durván visszarágott, az egyedek hajtásrendszere erősen torzult.
<i>nem megállapítható</i>	Ez a kategória csak akkor adható, ha a rágottság mértékének megállapítását valamilyen objektív ok lehetetlenné teszi (pl. nemrégiben erdőszítés-ápolási munka folyt és a nem főfajának minősülő egyedek hajtásvégeit visszavágták, illetve a szubplot területén kizárólag vagy zömmel csak csíracsemeték vannak).



## Tuskósarjak jelenléte

*szakértői döntés, egyszeres választás (igen/nem)*

Helyszíni szakértői döntés alapján megválaszolendő, hogy a teljes újulatban (alacsony + magas újulat) a sarjhajtások (tuskósarjak) relatív területaránya meghaladja-e a 20%-os értéket. A kérdésre (egyszeres választással) igen és nem válasz adható.

## F.5 Dokumentáció

**Cél:** A vizsgált állományrész leírását kiegészítő, a felvett adatok/változók közötti ellentmondások feloldását és a hibák kiszűrését segítő, valamint a terepi ellenőrzések során a mintavételi pont újbóli visszakeresését lehetővé tevő fotóanyag készítése és a GPS koordináták rögzítése.

A fotódokumentáció elkészítéséhez mindenképpen vissza kell térni a mintaterület középpontjába, s a fényképeket közvetlenül a középpontot jelző karó mellett állva (az adatfelvételi készüléket a középpont felett tartva, illetve forgatva) kell rögzíteni. A legnagyobb látószög beállítása mellett összesen 6 fotót kell készíteni. Ezek közül 4 fotó (iránytű segítségével pozicionálva, sorrendben északi, keleti, déli és nyugati irányba fotózva) a környező állományról készül, egy fotó (felfelé irányzott függőleges kameraállás mellett) a lombkoronaszint záródásának, egy további fotó pedig a szubplot cserje- és újulat-állományának dokumentálását szolgálja. A fő égtájak irányába készített állományfotók kivágatát úgy kell beállítani, hogy azok az állomány egészét jól dokumentálják (sem a túlságosan a talajra, sem a túlságosan a faállomány lombkoronájára fókuszált fotók nem szerencsések). A szubplot fotója 6–8 m-es távolságból, a domborzati viszonyokat és az állomány átláthatóságát figyelembe véve készítendő (a kivágatba a szubplot teljes területének be kell esnie). Ügyelni kell arra, hogy az adott fényviszonyok mellett minél élesebb képet készítsünk! Amennyiben a kép kivágat nem megfelelő, vagy a kép abszolút életlen, meg kell ismételni az exponálást!

A GPS koordináták rögzítésének érdekében a GPS készüléken a mintavétel ideje alatt pontátlagolást végzünk. A szélesség és hosszúság adatokat a protokoll részeként is rögzítjük öt tizedesjegy pontossággal. Az átvezetés során kiemelt figyelmet kell fordítani arra, hogy a GPS készülék által jelzett és a rögzítésre kerülő adatok pontosan megegyezzenek egymással. Azokon a helyeken, ahol a plot adatai nem vehetőek fel, nem végzünk átlagolást és nem rögzítjük az átlagolt koordinátákat, az összes többi esetben azonban erre szükség van.

## F.6 Megjegyzés rovat

A megjegyzés rovatban az adatbeviteli felületen külön úrlapon nem rögzíthető, de a felmérő által fontosnak ítélt információk korlátozott terjedelmű rögzítésére van lehetőség (pl.: „út a plotban”, „szóró”, „lopásnyomok”). A karakteres adatbevitel meglehetősen időigényes, így ezzel a megoldással csak rendkívül indokolt esetben éljünk, valamint a fenti példákhoz hasonlóan csak rövid karaktersorozatot gépeljünk be!

F.1. Melléklet: A Magyarországon előforduló fafajok jegyzéke  
(őshonos és erdőterületeken gyakoribb idegenhonos fajok)

Tudományos név	Magyar név	Kód
<i>Abies alba</i>	Jegenyefenyő	JF
<i>Acer campestre</i>	Mezei juhar	MJ
<i>Acer negundo</i>	Zöld juhar	ZJ
<i>Acer platanoides</i>	Korai juhar	KJ
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Hegyi juhar	HJ
<i>Acer tataricum</i>	Tatárjuhar	TJ
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Vadgesztenye	VG
<i>Ailanthus altissima</i>	Bálványfa	BL
<i>Alnus glutinosa</i>	Mézgás éger	MÉ
<i>Alnus incana</i>	Hamvas éger	HÉ
<i>Betula pendula</i>	Közönséges nyír	NYI
<i>Betula pubescens</i>	Szőrös nyír	SNYI
<i>Carpinus betulus</i>	Gyertyán	GY
<i>Castanea sativa</i>	Szelídgesztenye	SZG
<i>Cerasus avium</i>	Madárcseresznye	CSNY
<i>Cerasus mahaleb</i>	Sajmeggy	SM
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	Keskenylevelű ezüstfa	EZ
<i>Fagus sylvatica</i>	Bükk	B
<i>Fraxinus excelsior</i>	Magas kőris	MK
<i>Fraxinus ornus</i>	Virágos kőris	VK
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Amerikai kőris	AK
<i>Juglans nigra</i>	Fekete dió	FD
<i>Juglans regia</i>	Közönséges dió	KD
<i>Larix decidua</i>	Vörösfenyő	VF
<i>Malus sylvestris</i>	Vadalma	AL
<i>Morus alba</i>	Fehér eperfa	EP

<i>Padus avium</i>	Zselnicemeggy	ZSM
<i>Padus serotina</i>	Kései meggy	KM
<i>Picea abies</i>	Lucfenyő	LF
<i>Pinus nigra</i>	Feketefenyő	FF
<i>Pinus sylvestris</i>	Erdeifenyő	EF
<i>Pinus strobus</i>	Simafenyő	SF
<i>Populus alba</i>	Fehérnyár	FRNY
<i>Populus canescens</i>	Szürkenyár	SZNY
<i>Populus cv.</i>	Nemes nyarak	NNY
<i>Populus nigra</i>	Feketenyár	FTNY
<i>Populus tremula</i>	Rezgőnyár	RNY
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Duglászfenyő	DF
<i>Prunus domestica</i>	Szilva	SZI
<i>Pyrus pyraster</i>	Vadkörte	KT
<i>Quercus cerris</i>	Csertölgy	CS
<i>Quercus petraea</i>	Kocsánytalan tölgy	KT
<i>Quercus pubescens</i>	Molyhos tölgy	MOT
<i>Quercus robur</i>	Kocsányos tölgy	KST
<i>Quercus rubra</i>	Vörös tölgy	VT
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Akác	A
<i>Salix alba</i>	Fehér fűz	FFÜ
<i>Salix caprea</i>	Kecskefűz	KFÜ
<i>Salix fragilis</i>	Törékeny fűz	TFÜ
<i>Sorbus aria</i>	Lisztes berkenyék	LBE
<i>Sorbus aucuparia</i>	Madárberkenye	MBE
<i>Sorbus domestica</i>	Házi berkenye	HBE
<i>Sorbus torminalis</i>	Barkócaberkenye	BABE
<i>Taxus baccata</i>	Tiszafa	TF
<i>Tilia cordata</i>	Kislevelű hárs	KH
<i>Tilia platyphyllos</i>	Nagylevelű hárs	NH
<i>Tilia tomentosa</i>	Ezüst hárs	EH
<i>Ulmus glabra</i>	Hegyi szil	HSZ
<i>Ulmus laevis</i>	Vénic szil	VSZ
<i>Ulmus minor</i>	Mezei szil	MSZ
---	ismeretlen fafaj	ISM

F.2. Melléklet: A Magyarországon előforduló cserjefajok jegyzéke  
(őshonos és erdőterületeken gyakoribb idegenhonos fajok)

Tudományos név	Magyar név	Kód
<i>Amorpha fruticosa</i>	Kinincs	KI
<i>Berberis vulgaris</i>	Sóskaborbolya	SBO
<i>Cerasus fruticosa</i>	Csepleszmeleggy	CSM
<i>Clematis vitalba</i>	Erdei iszalag	EISZ
<i>Colutea arborescens</i>	Pukkanó dudafürt	PDF
<i>Cornus mas</i>	Húsos som	HUSO
<i>Cornus sanguinea</i>	Vörösgyűrűsom	VGY
<i>Corylus avellana</i>	Mogyoró	MO
<i>Cotoneaster spp.</i>	madárbirs fajok	M
<i>Crataegus spp.</i>	galagonya fajok	GG
<i>Daphne mezereum</i>	Farkasboroszlán	FB
<i>Euonymus europaeus</i>	Csíkos kecskerágó	CSKR
<i>Euonymus verrucosus</i>	Bibircses kecskerágó	BKR
<i>Frangula alnus</i>	Kutyabenge	KBN
<i>Juniperus communis</i>	Közönséges boróka	KBO
<i>Laburnum anagyroides</i>	Aranyeső	AE
<i>Ligustrum vulgare</i>	Fagyal	FA
<i>Lonicera xylosteum</i>	Ükörke lonc	ÜL
<i>Lycium halimifolium</i>	Közönséges ördögcérna	KÖC
<i>Parthenocissus inserta</i>	Közönséges vadszőlő	KVSZ
<i>Prunus spinosa</i>	Kökény	KÖK
<i>Rhamnus catharticus</i>	Varjútövis	VBN
<i>Ribes alpinum</i>	Havasi ribiszke	HR
<i>Ribes nigrum</i>	Fekete ribiszke	FR
<i>Ribes rubrum</i>	Vörös ribiszke	VÖR
<i>Ribes uva-crispa</i>	Vadköszméte	VKÖ
<i>Rosa canina</i>	Gyepűrózsa	GYR
<i>Rosa gallica</i>	Parlagi rózsza	PR
<i>Rosa pendulina</i>	Bérci rózsza	BR
<i>Rosa spinosissima</i>	Jajrózsza	JR
<i>Rubus caesius</i>	Hamvas szeder	HSZE
<i>Rubus fruticosus</i>	Földi szeder	SZE
<i>Rubus idaeus</i>	Málna	MÁ
<i>Salix cinerea</i>	Reketyefűz	RFÜ
<i>Salix purpurea</i>	Csigolyafűz	CSFÜ
<i>Salix viminalis</i>	Kosárkötő fűz	KOFÜ
<i>Sambucus nigra</i>	Fekete bodza	FBD

<i>Sambucus racemosa</i>	Fürtös bodza	FÜBD
<i>Sarothamnus scoparius</i>	Seprőzanót	SEZA
<i>Spiraea media</i>	Szírti gyöngyvessző	SZGY
<i>Staphylea pinnata</i>	Mogyorós hólyagfa	MOHO
<i>Syringa vulgaris</i>	Orgona	OR
<i>Viburnum lantana</i>	Ostormébangita	OBG
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Fekete áfonya	FÁF
<i>Viburnum opulus</i>	Kányabangita	KBG
---	ismeretlen cserjefaj	ISM

### F.3. Melléklet: A protokoll alkalmazásához felismerendő lágyszárú fajok jegyzéke

(élőhelyjelző fajok, generalista fajok, őshonos nitrofil és bolygatásjelző fajok, adventív fajok)

Besorolás:

e = élőhelyjelző fajok

b = nitrofil és bolygatásjelző fajok

g = generalista fajok

a = adventív fajok

Besorolás	Tudományos név	Magyar név
e	<i>Aconitum anthora</i>	Méregölő sisakvirág
e	<i>Aconitum vulparia</i>	Farkasölő sisakvirág
e	<i>Actaea spicata</i>	Fekete békabogyó
e	<i>Aegopodium podagraria</i>	Podagrafű
g	<i>Ajuga reptans</i>	Indás ínfű
b	<i>Alliaria petiolata</i>	Hagymaszagú kányazsombor
a	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Ürömlevelű parlagfű
e	<i>Anthericum ramosum</i>	Ágas homokliliom
b	<i>Anthriscus cerefolium</i>	Zamatos turbolya
e	<i>Asarum europaeum</i>	Kereklevelű kapotnyak
a	<i>Asclepias syriaca</i>	Közönséges selyemkóró
e	<i>Asplenium trichomanes</i>	Aranyos fodorka
e	<i>Astragalus glycyphyllos</i>	Édeslevelű csüdfű
e	<i>Athyrium filix-femina</i>	Erdei hölgypáfrány
b	<i>Atropa belladonna</i>	Maszlagos nadragulya
e	<i>Brachypodium pinnatum</i>	Tollas szálkaperje
g	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Erdei szálkaperje
e	<i>Bromus ramosus</i>	Ágas rozsnok

b	<i>Bromus sterilis</i>	Meddő rozsok
e	<i>Buglossoides purpureocaerulea</i>	Erdei gyöngyköles
e	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	Erdei nádtippán
b	<i>Calamagrostis epigeios</i>	Siska nádtippán
e	<i>Caltha palustris</i>	Mocsári gólyahír
e	<i>Campanula persicifolia</i>	Baracklevelű harangvirág
e	<i>Campanula rapunculoides</i>	Kánya harangvirág
e	<i>Cardamine bulbifera</i>	Hagymás fogasír
e	<i>Carex brevicollis</i>	Mérges sás
e	<i>Carex brizoides</i>	Rezgő sás
e	<i>Carex digitata</i>	Ujjas sás
e	<i>Carex humilis</i>	Lappangó sás
e	<i>Carex michelii</i>	Sárgás sás
e	<i>Carex montana</i>	Hegyi sás
e	<i>Carex pilosa</i>	Bükkás
e	<i>Carex remota</i>	Ritkás sás
e	<i>Carex sylvatica</i>	Erdei sás
e	<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	Fűszeres baraboly
b	<i>Chaerophyllum temulum</i>	Bódító baraboly
b	<i>Chamaenerion angustifolium</i>	Erdei deréce
b	<i>Chelidonium majus</i>	Vérehulló fecskefű
e	<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	Aranyos veselke
e	<i>Circaea lutetiana</i>	Erdei varázslófű
g	<i>Colchicum autumnale</i>	Őszi kikerics
e	<i>Convallaria majalis</i>	Májusi gyöngyvirág
a	<i>Conyza canadensis</i>	Kanadai betyárkóró
e	<i>Cystopteris fragilis</i>	Törékeny hólyagpáfrány
g	<i>Dactylis glomerata</i>	Csomós ebír
e	<i>Deschampsia flexuosa</i>	Erdei sédbúza
e	<i>Dictamnus albus</i>	Kőrislevelű nagyzezerjófű
e	<i>Digitalis grandiflora</i>	Sárga gyűszűvirág
e	<i>Dryopteris filix-mas</i>	Erdei pajzsika
a	<i>Echinocystis lobata</i>	Süntök
a	<i>Erechtites hieracifolia</i>	Amerikai keresztlapu
a	<i>Erigeron annuus</i>	Egynyári seprence
e	<i>Eupatorium cannabinum</i>	Ligeti sédkender
e	<i>Euphorbia amygdaloides</i>	Erdei kutyatej
a	<i>Fallopia xbohemica</i>	Cseh óriáskeserűfű
b	<i>Fallopia dumetorum</i>	Sövénykeserűfű
e	<i>Festuca heterophylla</i>	Felemáslevelű csenkesz
e	<i>Galeobdolon montanum</i>	Hegyi sárgaárvacsalán
b	<i>Galeopsis spp.</i>	kenderkefű fajok

b	<i>Galium aparine</i>	Ragadós galaj
e	<i>Galium odoratum</i>	Szagos müge
e	<i>Galium schultesii</i>	Fénytelen galaj
e	<i>Genista pilosa</i>	Selymes rekettye
e	<i>Genista tinctoria</i>	Festő rekettye
b	<i>Geranium robertianum</i>	Nehézszagú gólyaorr
e	<i>Geranium sanguineum</i>	Piros gólyaorr
g	<i>Geum urbanum</i>	Erdei gyömbérgyökér
e	<i>Glechoma hirsuta</i>	Borzas repkény
a	<i>Helianthus tuberosus</i>	Csicsóka
e	<i>Hieracium murorum</i>	Erdei hölgymál
e	<i>Hieracium umbellatum</i>	Ernyős hölgymál
e	<i>Hordelymus europaeus</i>	Erdei hajperje
e	<i>Hylotelephium telephium</i>	Nagy varjúbab
a	<i>Impatiens glandulifera</i>	Bíbor nebáncsvirág
e	<i>Impatiens noli-tangere</i>	Erdei nebáncsvirág
a	<i>Impatiens parviflora</i>	Kisvirágú nebáncsvirág
e	<i>Inula ensifolia</i>	Kardos peremizs
e	<i>Iris graminea</i>	Pázsitos nőszírom
e	<i>Iris variegata</i>	Tarka nőszírom
g	<i>Juncus effusus</i>	Békaszittyó
b	<i>Lamium maculatum</i>	Foltos árvacsalán
e	<i>Lathyrus niger</i>	Fekete lednek
e	<i>Lathyrus vernus</i>	Tavaszi lednek
e	<i>Lembotropis nigricans</i>	Feketedő fürtös-zanót
e	<i>Lunaria rediviva</i>	Erdei holdviola
e	<i>Luzula luzuloides</i>	Fehér perjeszittyó
e	<i>Lychnis coronaria</i>	Bársonyos kakukkszegfű
e	<i>Lychnis viscaria</i>	Enyves szurokszegfű
e	<i>Maianthemum bifolium</i>	Kétévelű árnyékvirág
e	<i>Melampyrum pratense</i>	Réti csormolya
e	<i>Melica ciliata</i>	Prémes gyöngyperje
e	<i>Melica uniflora</i>	Egyvirágú gyöngyperje
e	<i>Melittis melissophyllum</i>	Nagyvirágú méhfű
e	<i>Mercurialis perennis</i>	Erdei szélfű
e	<i>Milium effusum</i>	Zilált kásafű
b	<i>Moebria trinervia</i>	Erdei csitri
e	<i>Oxalis acetosella</i>	Erdei madársóska
b	<i>Parietaria officinalis</i>	Közönséges falgyom
e	<i>Paris quadrifolia</i>	Négylevelű farkasszőlő
e	<i>Petasites hybridus</i>	Vörös acsalapu
e	<i>Piptatherum virescens</i>	Zöldvirágú bajuszokásafű
g	<i>Poa nemoralis</i>	Ligeti perje



e	<i>Polygonatum latifolium</i>	Széleslevelű salamonpecsét
e	<i>Polygonatum multiflorum</i>	Fürtös salamonpecsét
e	<i>Polygonatum odoratum</i>	Soktérdű salamonpecsét
e	<i>Polypodium vulgare</i>	Közönséges édesgyökerűpáfrány
e	<i>Potentilla alba</i>	Fehér pimpó
e	<i>Prenanthes purpurea</i>	Piros nyúlsaláta
e	<i>Pulmonaria mollissima</i>	Bársonyos tüdőfű
e	<i>Pulmonaria officinalis</i>	Orvosi tüdőfű
e	<i>Ranunculus lanuginosus</i>	Gyapjas boglárka
a	<i>Rudbeckia laciniata</i>	Magas kúpvirág
e	<i>Salvia glutinosa</i>	Enyves zsálya
e	<i>Salvia pratensis</i>	Mezei zsálya
b	<i>Sambucus ebulus</i>	Földi bodza
e	<i>Sanicula europaea</i>	Európai gombernyő
e	<i>Scirpus sylvaticus</i>	Közönséges erdeikáka
e	<i>Serratula tinctoria</i>	Festő zsoldina
e	<i>Silene nutans</i>	Kónya habszegfű
e	<i>Smyrniium perfoliatum</i>	Sárgászöld őzsaláta
a	<i>Solidago canadensis</i>	Kanadai aranyvessző
a	<i>Solidago gigantea</i>	Magas aranyvessző
e	<i>Solidago virgaurea</i>	Közönséges aranyvessző
e	<i>Stachys recta</i>	Hasznos tisztesfű
e	<i>Stachys sylvatica</i>	Erdei tisztesfű
e	<i>Stellaria holostea</i>	Olocsán csillaghúr
b	<i>Stellaria media</i>	Közönséges tyúkhúr
e	<i>Symphytum tuberosum</i>	Gumós nadálytő
e	<i>Tanacetum corymbosum</i>	Sátoros varádics
e	<i>Teucrium chamaedrys</i>	Sarlós gamandor
b	<i>Torilis japonica</i>	Bojtorjános tüskemag
e	<i>Trifolium medium</i>	Erdei here
b	<i>Urtica dioica</i>	Nagy csalán
e	<i>Verbascum chaixii</i>	Osztrák ökörfarkkóró
b	<i>Verbascum spp.</i>	ökörfarkkóró fajok
e	<i>Veronica chamaedrys</i>	Ösztörűs veronika
b	<i>Veronica hederifolia</i>	Borosnyánlevelű veronika
e	<i>Veronica officinalis</i>	Orvosi veronika
e	<i>Vinca minor</i>	Télizöld meténg
e	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	Közönséges méreggyilok
e	<i>Viola mirabilis</i>	Csodás ibolya
e	<i>Viola odorata</i>	Illatos ibolya
e	<i>Viola reichenbachiana</i>	Erdei ibolya
e	<i>Waldsteinia geoides</i>	Erdei Waldstein-pimpó ismeretlen lágyszárú

## IV. AZ ERDŐÁLLAPOT-FELMÉRÉS EREDMÉNYEI

STANDOVÁR TIBOR<sup>1</sup>, SZMORAD FERENC<sup>1</sup>,  
KELEMEN KRISTÓF<sup>1</sup>, KENDERES KATA<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet, Növényrendszertani, Ökológiai és  
Elméleti Biológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c.*

A fejezetben az erdőállapot-felmérés adataiból leszűrhető információkat mutatunk be.

Elemzéseink során megállapítottuk, hogy a faállomány elegyfaj-gazdagsága szempontjából mintaterületeink különböznek. A Mátra különösen elmarad a másik két területtől, ahol a mintapontok 44%-án egyáltalán nem került rögzítésre elegyfaj. Ennek hátterében a természeti adottságokban, a korábbi tájhasználatban és az erdőgazdálkodás jelenkori hatásaiban meglevő különbségek állnak. A faállomány-szerkezet változatosságát a záródásviszonyokkal és a különböző vastagságú törzsek reprezentáltságával írtuk le. Kimutatható mind az intenzív erdőgazdálkodás hiányának (pl. Aggteleki-karszt egyes részei), mind a kiterjedt intenzív természetes bolygatásoknak (Börzsöny, Mátra), valamint a folyamatos erdőborítás kialakítására törekvő erdőgazdálkodásnak (Királyréti Erdészet) a szerkezeti változatosságot növelő hatása. Az 50 cm-nél nagyobb átmérőjű, idős törzsek mindhárom tájegységnél hiányoznak a mintapontok kétharmadából, főként a hegységperemi területeken találhatók igen ritkán.

Míg az álló holtfa és facsonk szempontjából a Börzsöny szegényebbnek mutatkozott, fekvő holtfa ellátottságban markáns eltérések nem mutathatók ki a vizsgált területek közt. Az 50 cm feletti vastag álló holtfák és facsonkok minden hegységből egyformán hiányoznak.

Az élőfán és holtfán elhelyezkedő, a másodlagos odúlakók számára kiemelten fontos faodvak gyakorisága mindhárom tájegységben alacsony. A xilofil élőlénycsoportok szempontjából fontos mikrohabitatok száma pedig erősen függ az egyes állománytípusoknak a zonális erdők rendszerében való elhelyezkedésétől, illetve az egyes állományok peremterületektől, településektől vett távolságától.

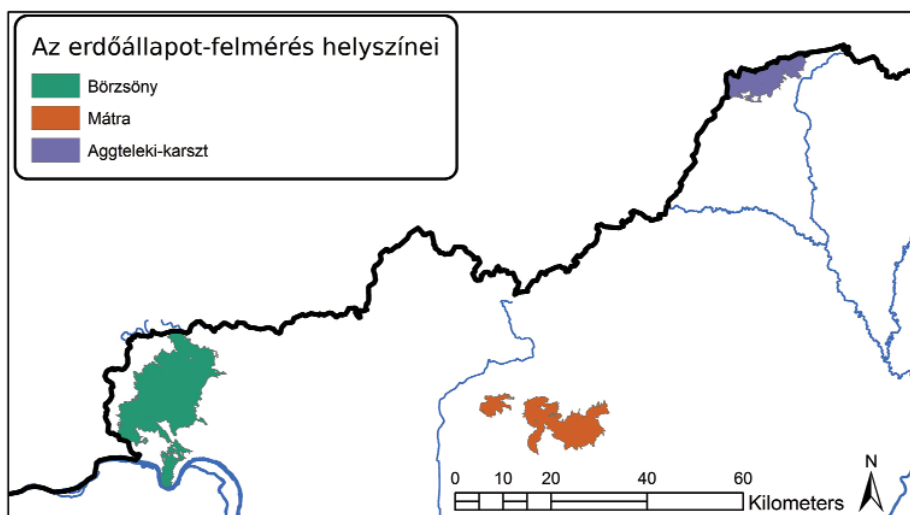
Az újulat vizsgálatának talán legfontosabb eredménye annak kimutatása, hogy a területek nagyon nagy részéről (Börzsöny 37%, Mátra 44%, Aggteleki-karszt 49%) szinte teljesen hiányzik mind az alacsony, mind a magas újulat, s ahol van, ott is jelentős vadhatással érintett. Az adventív fajok vizsgálata azt mutatta, hogy az akác mindhárom mintaterületen, a közönséges dió Aggteleken, a bálványfa pedig a Börzsönyben követel magának kiemelt figyelmet.

Kulcsszavak: erdőállapot-felmérés, faállomány-összetétel, faállomány-szerkezet, átmérőosztály-diverzitás, pszeudofajsám, álló holtfa, fekvő holtfa, mikrohabitat, újulat, vadhatás, adventív fajok, Börzsöny, Mátra, Aggtelek

## BEVEZETÉS

Az „Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a Magyar Kárpátokban” című, SH/4/13 azonosítójú, Svájci-Magyar Együttműködési Program keretében támogatott pályázati munka egyik fő feladata az újonnan kidolgozott erdőállapot-felmérési módszertan (vö. III. fejezet) nagy kiterjedésű, Natura 2000 hálózatba eső erdőtümbökben (közel 50 000 hektáron) való alkalmazása volt. Az erdőállapot-felmérés az Északi-középhegység három tájegységét érintette: a terepi adatfelvételezők a Börzsöny teljes erdővel borított területét, a Mátra központi tömbjét, valamint az Aggteleki-karszt északi, országhatár-közelí részterületét mérték fel (IV.1. térkép).

A felmérési munkák 2014–2016 között, összesen 37 fajismeret és módszertan tekintetében felkészített és vizsgát tett terepi felmérő közreműködésével zajlottak. A projektterületen belül felkeresett mintavételi pontok közül 59 616 mintaterület került be a kiértékelés alapjául szolgáló adatbázisba. Az elemzésből kimaradt pontok részben nem felvételezhető helyszínekre estek, részben olyan – minőség-ellenőrzési céllal, vagy idősor vizsgálata miatt készített – duplikátumok, amelyek az elemzésekből a térbeli átfedés miatt maradtak ki.



IV.1. térkép: Az erdőállapot-felmérés helyszínei az Északi-középhegységben

A következőkben az erdőállapot-felmérés eredményeinek 59 616 mintapont alapján készített kiértékelését ismertetjük. Tájegységek szerinti bontásban előbb rövid, általános tájegységi jellemzést adunk, majd az Országos Erdőállomány Adattár 2015. évi adatai alapján mutatjuk be a projektterület erdeit. Ezt követően a fontosabb változócsoportok szerint haladva, saját felmérésünk alapján részletes képet adunk az erdők állapotjellemezőiről. A tájegységek szerinti ismertetést követően vázlatos összehasonlítást teszünk, s ennek során a vizsgált területek erdei között tapasztalt eltérések, különbségek leírásán túl a háttérben meghúzódó magyarázó tényezők körvonalazására is törekszünk.



A korábbi évek természetes bolygatásai (széldöntés, jégtörés) következtében vastag holtfában és mikrohabitatokban gazdag bükkös a Magas-Börzsönyben  
(Fotó: Standovár T.)





Idős, a természetes erdőszerkezet számos elemét (gyökértányér, álló és fekvő holtfa, kiugró méretű törzs, lék, alsó szint) mutató bükkös a Mátrában (Csörgő-völgy) (Fotó: Szmorad F.)



Töbörálji, sziklás termőhelyekkel mozaikos, egyes gyertyános állomány az Aggteleki-karszt egyik fennsíkján (Fertős-tető) (Fotó: Szmorad F.)

## IV.1 A BÖRZSÖNY ERDEINEK ÁLLAPOT-ÉRTÉKELÉSE

### IV.1.1 A tájegység általános jellemzése

A Börzsöny az Északi-középhegység legnyugatibb tagja. Vulkanikus eredetű hegység, melynek felszíni formái a 16–14 millió évvel ezelőtti vulkánosság nyomán, több fázisban (robbanásos kitörések, kalderaképződés, lávadóm-felnyomulások és -beszakadások, a Központi-Börzsöny felépülése) alakultak ki. Az egykori vulkáni felszínek mára erősen lepusztultak, de az ős- és magas-börzsönyi kalderaperem is viszonylag jól rekonstruálható. Utóbbi délkeleti peremén találjuk a hegység legmagasabb csúcsát, a Csóványost, amelynek 939 m-es tszf. magassága a hegylábi, Ipoly-völgyi területek 120–160 m magasságú részeihez viszonyítva a tájegységen belül mintegy 800 m-es relatív magasságkülönbséget határoz meg.

A hegység mai felszíne erősen tagolt, a meglehetősen sűrű völgyhálózat az ősbörzsönyi kaldera peremén belül szétágazó, szabálytalan, míg a kaldera külső peremén – elsősorban nyugaton és északon – sugárirányban, széttartóan helyezkednek el a hegylábba lefutó gerincek és völgyek. A lepusztult felszíni formákat, éles hegygerinceket, mélyen bevágódott völgyeket helyenként blokk- és hamuárüledékek kipreparálódott tornyai, falai teszik változatosabbá, s néhol (pl. Nagy-Inóc) periglaciális kőtengerek, kőfolyások is megjelennek (KARÁTSON 2014).

A felszíni helyzetű kőzettípusok között meghatározóak az andezitlávák, a blokk- és hamuárak üledékei (korábbi nevükön: agglomerátumok), valamint a lávabreccsák. Egyéb, a talajfejlődés szempontjából számításba vehető kőzettípusokat (lajtamészke, lösz) csak szórványosan, a hegység peremén és az egykori ősbörzsönyi kaldera belsejébe eső medencékben (Kóspallag, Márianosztra, Szokolya) találunk. A vulkanikus aljzaton kialakult talajok főleg kőzethatású talajok és barna erdőtalajok (KARÁTSON 2014).

A hegységen belül jelentős éghajlati határvonal húzódik: az enyhébb telű Délnyugati- és Déli-Börzsöny a Köppen-féle meleg mérsékelt klímaövbbe (C), a zordabb telű Központi-Börzsöny, illetve annak északi és keleti előtere (a  $-2$  °C-os januári izotermával elválasztva) a hideg mérsékelt (D) klímaövbbe sorolható (ZÓLYOMI 1942). Az évi átlagos csapadékmennyiség a hegylábi részekben 600–650 mm között alakul, a magasabb régiókban viszont eléri vagy meghaladja a 800 mm-es értéket. Az átlagos évi középhőmérséklet a hegylábi területeken 9,0 °C, a magasabb régiókban 8,5–8,0 °C közötti értéket vesz fel. A legmagasabb főgerinc vonulatában egyes hidegebb években 7,5 °C vagy annál alacsonyabb is lehet (NAGY 2007, NAGY 2014).

A hegység belső tömbje ma zömmel erdővel borított, jelentősebb (mezőgazdasági művelés alatt álló, vagy hasznosítatlan) irtásterületek csak a peremterületeken és a Dél-Börzsönyben, Márianosztra–Kóspallag–Szokolya térségében fekszenek. Az elmúlt évszázadok tájhasználatára miatt viszonylag jelentős (közel 27%-os) a másodlagos (korábban más művelési ágban hasznosított) erdők aránya (STANDOVÁR 2014). A közel 53 000 hektár kiterjedésű „Börzsöny” erdészeti táj erdősültsége ma összességében 65,5%-os (HALÁSZ 2006).

#### IV.1.2 A Börzsöny erdei az Országos Erdőállomány Adattár alapján

A projekt keretében a hegység szinte teljes belső, erdősült tömbjének állapotfelmérését megcéloltuk. Az erdőállapot-felmérésre kijelölt terület egybevág a „Börzsöny” kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területtel (Natura 2000 kód: HUDI20008), része a „Börzsöny és Visegrádi-hegység” különleges madárvédelmi területnek (Natura 2000 kód: HUDI10002), s egyben magába foglalja a Duna-Ipoly Nemzeti Park börzsönyi tájegységbe eső védett és fokozottan védett természeti területeit. A térképezésre beütemezett erdőterület kiterjedése az Országos Erdőállomány Adattár alapján összesen 30 337,78 hektár, ebből az erdőrészletek 29 101,06 hektárt, az egyéb részletek (nyiladékok, tisztások stb.) 1 236,72 hektárt tesznek ki. A tájegység termőhelyeinek és erdeinek jellemzését a következőkben az erdőrészletek összterületére készített adattári (OEA) statisztikák alapján – számos értelmező kitekintéssel – adjuk meg.

A tömbös megjelenésnek és a jelentős vertikális különbségeknek köszönhetően a hegységben a középhegységi területekre jellemző erdészeti klímakategóriák mindegyike számottevő kiterjedéssel képviselteti magát (*IV.1. táblázat*). A bükkös klímájú termőhelyek (29,24%) elsősorban a Magas-Börzsöny tömbje köré koncentrálnak, de kisebb foltjaik a szokolyai Pap-hegy északi oldalában és a Zebegény–Nagymaros közötti, északnyugatra lejtő tetőkön is felbukkannak. A legnagyobb területi reprezentáltsággal jelen levő gyertyános-tölgyes klímájú termőhelyek (44,80%) a Magas-Börzsönyből szinte teljesen hiányoznak, ellenben az erősen tagolt felszín – és a domborzatot követő mezoklíma változásai – következtében a hegység szinte teljes területén jelen vannak. A kocsánytalantölgyes-cseres klímájú termőhelyek (25,91%) érthető okokból elsősorban a hegység peremterületeire rendeződnek. Az egyetlen erdőssztyepp klímájú termőhely besorolása pedig minden bizonnyal tévedés, mivel a hegység belsejébe eső, cseres-kocsánytalan tölgyes faállományú erdőrészletről van szó.



**IV.1. táblázat:** A Börzsöny termőhelyeinek erdészeti klímakategóriák szerinti megoszlása

Klímakategóriák	Terület	
	hektár	%
Bükkös klíma	8 544,56	29,24
Gyertyános-tölgyes klíma	13 088,64	44,80
Kocsánytalantölgyes-cseres klíma	7 571,59	25,91
Erdőssztyepp klíma	14,56	0,05
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>29 219,35</b>	<b>100,00</b>

A hegységben a termőhelyek zöme többletvízhatástól független, többletvizet (a teljes területhez viszonyítva szerény jelenléti aránnyal) csak a hegylábak szivárgó vizes lejtőin, illetve a völgytalpakon, patak kísérelő allúviumokon (legnagyobb kiterjedésben a Kemence-patak mentén) lehet kimutatni. A változó vízgazdálkodású, pszeudoglejes termőhelyek aránya nagyon csekély, kisebb foltjaik csupán a hegység északkeleti és keleti peremén bukkannak fel.

Az andezit alapkőzet, a geomorfológiai sajátosságok, valamint a hidrológiai viszonyok erőteljesen meghatározzák a hegység talajtakarójának összetételét (IV.2. táblázat). A tagolt domborzat ellenére a vázталajok és lejtőhordalék-talajok területfoglalása nagyon szerény (0,64%), ugyanakkor el kell mondani, hogy e talajtípusok változó kiterjedésű foltjai ezen kívül a nagyobb termőréteg-vastagságú genetikai talajtípusok „tengerében” is sokfelé előfordulnak. Hatalmas területeket, majdnem a hegység felét (44,35%) borítják viszont a vályog fizikai talajféleségű közethatású talajok, kiugró mértékben rankerek (40,02%), kisebb mértékben erubáz talajok (3,95%) – e típusokhoz képest a Zebegény–Nagymaros térségében, mészkő aljzaton kialakult rendzina talajok csak érdekességképpen említhetők, területi arányuk igen csekély (0,34%). A talaj-főtípusok közül dominálnak (53,63%) továbbá a jellemzően szintén vályog fizikai féleségű barna erdőtalajok, különösen a humid klímájú, magasabb csapadékösszeggel bíró területekhez kötődő agyagbemosódásos barna erdőtalajok (27,00%) és a szárazabb klímájú, hegységperemi termőhelyekre lokalizálható Ramann-féle barna erdőtalajok (barnaföldek) (16,99%). A magas vázszázalékot felmutató, sekély-középmély termőréteg-vastagságú közethatású talajok és a nagyobb termőréteg-vastagságú barna erdőtalajok említett arányú jelenléte, illetve megoszlása az erősen domborzatos, vulkanikus hegyvidékek sajátossága, s esetünkben a Börzsöny termőhelyi jellemzőit is alapvetően meghatározza. A tájegységben a további talajtípusok (réti talajok, mocsári és ártéri talajok) területfoglalása és területaránya elenyésző.

**IV.2. táblázat:** A Börzsöny termőhelyeinek genetikai talajtípusok szerinti megoszlása

Genetikai talajtípusok	Terület	
	hektár	%
Váztalajok	180,61	0,62
Lejtőhordalék- és öntéstalajok	5,62	0,02
Közethatású erdőtalajok	12 906,93	44,35
Humuszkarbonát talaj	12,58	0,04
Rendzina talaj	99,60	0,34
Erubáz, fekete nyirok talaj	1 149,56	3,95
Ranker talaj	11 644,27	40,02
Cseri talaj	0,92	0,00
Barna erdőtalajok	15 607,23	53,63
Savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj	125,39	0,43
Podzolos barna erdőtalaj	1 246,65	4,28
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	7 855,21	27,00
Pszudoglejes barna erdőtalaj	212,98	0,73
Barnaföld (Ramann-féle barna erdőtalaj)	4 944,08	16,99
Rozsdabarna erdőtalaj	1 214,65	4,17
Csernozjom barna erdőtalaj	4,64	0,02
Karbonátmaradványos barna erdőtalaj	3,63	0,01
Réti talajok	24,99	0,08
Mocsári és ártéri erdőtalajok	375,68	1,30
ÖSSZESEN:	29 101,06	100,00

A Börzsöny erdei – mint fentebb már említettük – a Duna-Ipoly Nemzeti Park részeként zömmel országos jelentőségű természetvédelmi területnek minősülnek, így az erdők jelentős részének (93,10%) természetvédelmi elsődleges rendeltetése jogszabályi alapú védelemből levezethető besorolás (IV.3. táblázat). A nem védett (hegységperemre eső) területekről megemlíthető még az elsődlegesen faanyagtermelést szolgáló erdők 4,85%-os és a talajvédelmi elsődleges rendeltetésű erdők 1,08%-os értéke. Utóbbi adat kapcsán kiemelhető, hogy talajvédelmi rendeltetéssel (is) bíró erdők természetesen a védett természeti területen belül is vannak, ezeknél – összesen kb. 4 500 hektáron, vagyis az erdőrésztetek összterületéhez viszonyítva kb. 15%-nyi területen – a talajvédelmi funkció további rendeltetésként szerepel. További fontos információ ezen kívül, hogy a Natura 2000 rendeltetés minden esetben – védett és nem védett területeken egyaránt, összességében mintegy 20 700 hektáron – további (másodlagos) rendeltetésként szerepel az adattári nyilvántartásban. A fennmaradó közel 9 000 hektáros terület a Diósjenő-Királyréti Körzet területére esik, ahol a korábbi erdőtervezésnél még nem került sor a Natura 2000 rendeltetés feltüntetésére.

**IV.3. táblázat:** A Börzsöny erdeinek elsődleges rendeltetés szerinti megoszlása

Elsődleges rendeltetések	Terület	
	hektár	%
Védelmi rendeltetésű erdők	27 475,55	94,41
Talajvédelmi erdő	315,27	1,08
Honvédelmi erdő	63,96	0,22
Településvédelmi erdő	0,69	0,00
Műtárgyvédelmi erdő	2,70	0,01
Természetvédelmi erdő	27 092,93	93,10
Gazdasági rendeltetésű erdők	1 625,51	5,59
Faanyagtermelő erdő	1 410,56	4,85
Vadaskert	214,95	0,74
Közjóléti rendeltetésű erdők	0,00	0,00
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>29 101,06</b>	<b>100,00</b>

Az állományok üzem mód szerinti besorolásánál (IV.4. táblázat) továbbra is dominál a vágásos üzem mód (69,87%), de emellett a folyamatos erdőborítást biztosító, aktív erdőgazdálkodással érintett, átalakító és szálaló üzem módú területek együttes aránya is kifejezetten magas (19,99%). Az említett két üzem mód közül nagyobb területen (16,30%) az átalakító üzem mód van jelen, a szálaló üzem mód aránya relatíve alacsonyabb (3,69%). Emellett fontos kiemelni, hogy az átalakító és szálaló üzem módba sorolt börzsönyi erdők zöme – igazodva az érintett gazdálkodási egység utóbbi 10–15 évben végzett, új utakat kereső gazdálkodási gyakorlatához – az Ipoly Erdő Zrt. Királyréti Erdészete területére koncentrálnak. A definíció szerint szintén folyamatos erdőborítást biztosító, de aktív erdőgazdálkodással nem érintett, ún. faanyagtermelést nem szolgáló üzem módú erdők aránya tájegységi szinten 10,14%. Ezek az állományok kétharmad (kb. 70%) részben a hegységben elszórtan sokfelé megtalálható, 999 éves „vágáskorral” leírt abszolút véderdőket foglalják magukba, egyharmad (kb. 30%) részben

**IV.4. táblázat:** A Börzsöny erdeinek üzem mód szerinti megoszlása

Üzem módok	Terület	
	hektár	%
Vágásos üzem mód	20 331,81	69,87
Átalakító üzem mód	4 743,17	16,30
Szálaló üzem mód	1 074,69	3,69
Faanyagtermelést nem szolgáló üzem mód	2 951,39	10,14
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>29 101,06</b>	<b>100,00</b>

pedig a természetvédelmi vagy egyéb okok miatt érintetlenül fenntartandó állományokat (pl. a Pogány–Rózsás Erdőrezervátum magterületére eső erdőket) fedik le.

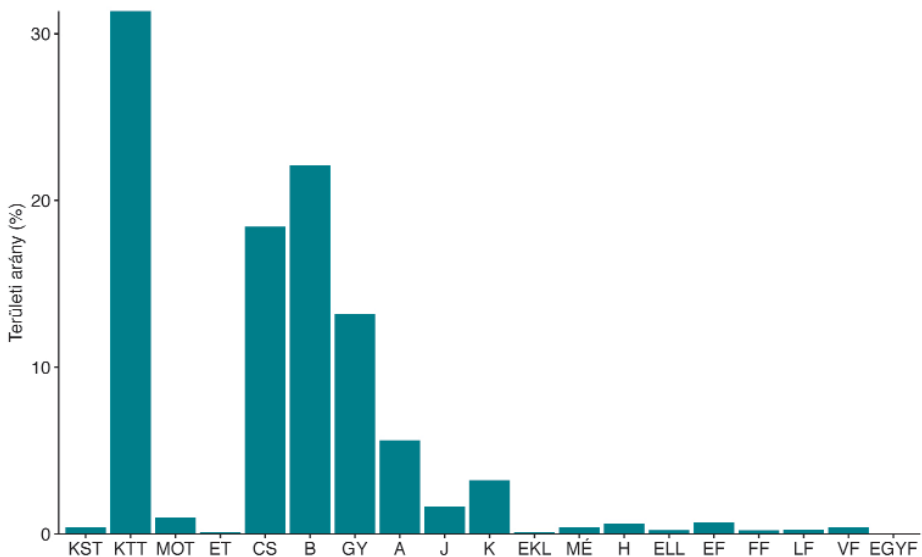
A tájegységben a zonális erdők nagy területű, övezetes előfordulásának megfelelően a faállománytípus-főkategóriák közül (IV.5. táblázat) a bükkösök (25,64%), a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (20,70%), a kocsánytalan tölgyesek (20,08%) és a cseresek (16,99%) a meghatározóak. A hegylábi területekre koncentrálnak az akácosok és a gyertyános-tölgyes övben elszórtan sokfelé megjelenő gyertyánosok területi aránya említendő még (5,61%, illetve 5,48%), a többi faállománytípus előfordulása szinte jelentéktelen. A zonális erdőknek többé-kevésbé megfeleltethető faállománytípusok a korábbi erdőgazdálkodási gyakorlat következményeképpen valamilyen arányban vélhetően egymás termőhelyén is fellépnek, aktuális mintázatuk ugyanakkor viszonylag jól tükrözi a zonális erdők természetes vegetációban feltételezett elrendeződését.

#### IV.5. táblázat: A Börzsöny erdeinek faállománytípus-főkategóriák szerinti megoszlása

Faállománytípusok	Terület	
	hektár	%
Bükkösök	7 460,44	25,64
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	6 023,09	20,70
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	12,76	0,04
Kocsánytalan tölgyesek	5 844,01	20,08
Kocsányos tölgyesek	102,22	0,35
Cseresek	4 944,52	16,99
Molyhos tölgyesek	282,98	0,97
Akácosok	1 632,87	5,61
Gyertyánosok	1 593,33	5,48
Juharosok	155,35	0,53
Kőrisesek	426,26	1,46
Egyéb kemény lombosok	72,82	0,25
Nemes nyárasok és nemes fűzesek	28,09	0,10
Hazai nyárasok	0,00	0,00
Fűzesek	11,94	0,04
Égeresek	136,19	0,47
Hársasok	46,07	0,16
Nyíresek	0,00	0,00
Egyéb lágylombosok	7,39	0,03
Erdeifenyvesek	188,18	0,65
Feketefenyvesek	39,12	0,13
Lucfenyvesek	55,09	0,19
Egyéb fenyvesek	38,34	0,13
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>29 101,06</b>	<b>100,00</b>

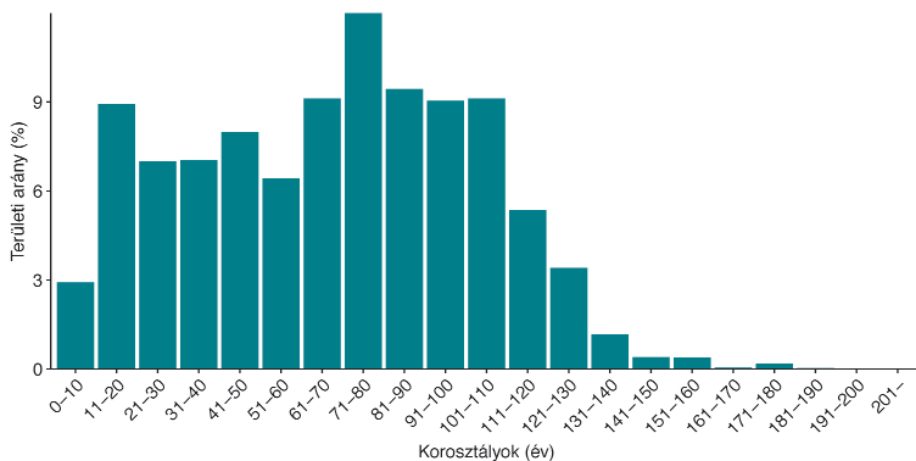
A vizsgált terület fafajösszetétele a faállománytípusok területi megoszlása által sugallt képnek megfelelő (IV.1. ábra). A maga 31,35%-os területi részese- déssel – igazodva a hegység zonális erdeinek mintázatához és azok terület- foglalásához – uralkodó faj a kocsánytalan tölgy, de mellette természetesen jelentősebb területet fed a magasabb régiókra koncentrálódó bükk (22,10%) és az inkább hegylábi területeken gyakori cser (18,42%) is. A gyertyán szerepe mérsékeltebb (13,20%), s rajta kívül az őshonos fafajok közül esetleg még a kőrisek (azon belül is a magas kőris) területfoglalása emelhető ki (3,21%). Az akác számottevő jelenléti aránya (5,62%) elsősorban a hegységperem degradált, átalakított erdeivel magyarázható, az idegenhonos fafajok közül rajta kívül komolyabb szerephez más faj nem jut, a fenyőfajok együttes aránya is igen szerény (1,59%).

A rendelkezésre álló adatsorokból a fontosabb, állományalkotó fafajok- nál áttekinthetjük a mag- és sarjeredetű egyedek megoszlását is. A bükk esetében a tuskósarj arány mindössze 11,89%-os, ugyanakkor a cser esetében 44,30%- os, a kocsánytalan tölgy esetében 43,16%-os, a gyertyán esetében pedig 39,32%- os sarj arányról kell említést tennünk. Ezekből az adatokból egyrészt jól látható, hogy a hegység tölgyes övében az egyedek kb. 40%-ban sarj eredetűek, másrészt mindez látványosan utal a 20. század eleji, jórészt sarjaztatáson alapuló erdő- gazdálkodási gyakorlatra és – sajnos – döntő mértékben meghatározza az erdők mai arculatát, egészségi állapotát és természetességi besorolását is.



**IV.1. ábra:** A Börzsöny erdeinek fafajok, illetve fajcsoportok szerinti megoszlása (rövidítések erdészeti kódjegyzék szerint)

A hegység erdeinek korosztályszerkezete viszonylag kiegyenlített, a korosztályok területfoglalásában kiugró vagy lemaradó értékek alig fordulnak elő (IV.2. ábra). Az adatsorokból ugyanakkor látszik az 1910-es évektől induló és a két háború között végig „kitartó” fakitermelési hullám, valamint a II. világháború idejének még fokozottabb fakitermelési konjunktúrája. Emellett az is látszik, hogy az utóbbi 20 évben alig keletkeztek fiatal állományok, bár e jelenség leginkább a hegységet ért természetes bolygatások következményeivel, illetve a komolyabb területet érintő üzemmód-váltások hatásaival magyarázható. A 100 év feletti állományok összterülete (5 716,42 ha) és területaránya számottevő (20,12%), de még 150 év felett is említésre méltó mennyiségben akadnak állományok (190,13 ha, 0,67%). 200 év felett mindössze 6,75 hektárnyi erdő van a területen.



IV.2. ábra: A Börzsöny erdeinek korosztályszerkezete

A tájegységen belül rendszeres és aktív erdőgazdálkodási tevékenység folyik, az utolsó fahasználati beavatkozás óta eltelt időszakok területalapú megoszlása alapján látható (IV.6. táblázat), hogy az elmúlt 20 évben a vizsgált terület 77,08%-án történt valamilyen adattárban is dokumentált gazdálkodási, illetve kezelési tevékenység. Az erdészeti munkákkal több évtizede (több mint 30 éve) nem érintett erdők, illetve az utolsó használat ideje tekintetében adathiányos erdők kiterjedése és aránya tájegységi szinten nem jelentős (4 678,73 ha, 16,08%). Az említett területből egyébként kb. 170 hektár a talajvédelmi, illetve kb. 3 800 hektár a természetvédelmi elsődleges rendeltetésű erdő. Utóbbi értéken belül kb. 1 800 hektárnál a talajvédelmi rendeltetés további rendeltetesként sze-

repel. Ezek az állományok tehát olyan erdőgazdálkodás alól tartósan mentesített erdők, melyek több évtizedes érintetlenségét részben (kb. 40%-ban) a szélsőségesen gyenge, meredek termőhelyek, részben (kb. 60%-ban) a természetvédelmi kötöttségek és egyéb okok definiálták. Előbbiek az elszórtan sokfelé megjelenő véderdő jellegű állományok (pl. Szent Mihály-hegy környéke), utóbbiak a különböző természetvédelmi irányelvek miatt fahasználati korlátozás alá eső erdők (pl. Csarna-völgy, Pogány–Rózsás Erdőrezervátum területe), illetve az adathiányos állományok.

**IV.6. táblázat:** Az utolsó fahasználati beavatkozás óta eltelt időszak terület szerinti megoszlása a Börzsönyben

Utolsó fahasználat óta eltelt időszak	Terület	
	hektár	%
0–5 év	10 507,20	36,10
5–10 év	5 803,23	19,94
10–15 év	3 751,41	12,89
15–20 év	2 370,94	8,15
20–25 év	1 228,54	4,22
25–30 év	761,01	2,62
30 év fölött (vagy ismeretlen)	4 678,73	16,08
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>29 101,06</b>	<b>100,00</b>

A Börzsöny erdeit az elmúlt két évtizedben több alkalommal érték jelentős intenzitású és kiterjedésű természetes bolygatások. Az 1996-os jégtörés, majd az azt követő 1999. évi széldöntés, a 2001. és 2004. évi ismételt jégtörések, illetve a 2010-es széldöntés a hegység területén több tízezer m<sup>3</sup> faanyagot döntött vagy tört le, több ezer hektáron átalakítva a hegység magasabb régióiban fekvő erdők képét, illetve szerkezetét. A bolygatások a dölések következtében egyrészt záródáshiányos, mozaikos erdőtömböket hoztak létre, másrészt – a felfuttatott fakitermelési tevékenység ellenére – jelentős mértékben növelték az állományok álló- és fekvő holtfa mennyiségét. A dőlés mellett az erdők arculatának megváltozásához természetesen a sporadikusan vagy nagyobb foltokban, de összességében szintén nagy területen jelentkező részleges vagy teljes koronavesztés is hozzájárult, így a hegységben a különböző struktúrájú erdők rendkívül változatos térbeli mintázata alakult ki (RUFF és STANDOVÁR 2014). E változásokat mintegy „ráadásként” érte a 2014. év végi újabb, rendkívül intenzív jégtörés, mely főként a hegység északi felében, a Kemence-Diósjenő közötti térségben éreztette hatását. A felmérések alapján összesen 100 000 m<sup>3</sup>-t meghaladó mennyiségű faanyagot



ért jégtörés, s a Kemence-völgy egyes oldalvölgyeiben (pl. Rakottyás-völgy, Rózsás-patak völgye) több tíz hektáros összefüggő területeken dőltek a talajra az érintett, elsősorban bükkös állományok.

A fentebb leírt fajösszetételű, korszerkezetű és bolygatottságú állományok 2009. évi XXXVII. tv. 7. § (1) bekezdés szerinti természetességi besorolásánál meghatározóak a természetszerű erdő (43,42%) és a származék erdő (47,80%) kategóriák (IV.7. táblázat). Mivel az utóbbi kategóriába sorolt állományok részben az idegenhonos és erdészeti tájidegen fajok jelenléti aránya, részben a tuskósarj eredetű törzsek aránya alapján kaptak természetességi minősítést, a tájegység erdeinek csak fajösszetétel szerinti természetességi besorolása kedvezőbb lehet a felvázolt képnél. Véleményünk szerint a tuskósarj-arányt az értékelő rendszer túlhangsúlyozva veszi figyelembe. Természetszerű erdő kategóriába egyébként a Börzsöny magasabb régióinak erdei tartoznak, míg származék erdőket elsősorban a hegylábi részeken és egy nagyobb összefüggő tömbben (véltetően a korábbi birtokviszonyokra, illetve gazdálkodási gyakorlatra utalva), Királyrét környékén (Vasfazék-völgy, Szén-patak-völgy, Cseresnyés-patak völgye) találunk. Természetes erdő mindössze 70,04 hektár található a tájegységben (néhány erdőrészlet a Csóványos környékén), jelentősebb területet (1 793,18 ha) tesznek ki ugyanakkor a kultúrerdők, amelyek zömmel (kb. 1 500 ha) a hegységperemen, gyűrűszerűen megjelenő, akácos faállománytípusokba sorolható állományok, illetve kisebb részben különböző fajok fenyvesek.

#### IV.7. táblázat: A Börzsöny erdeinek természetességi kategóriák szerinti megoszlása

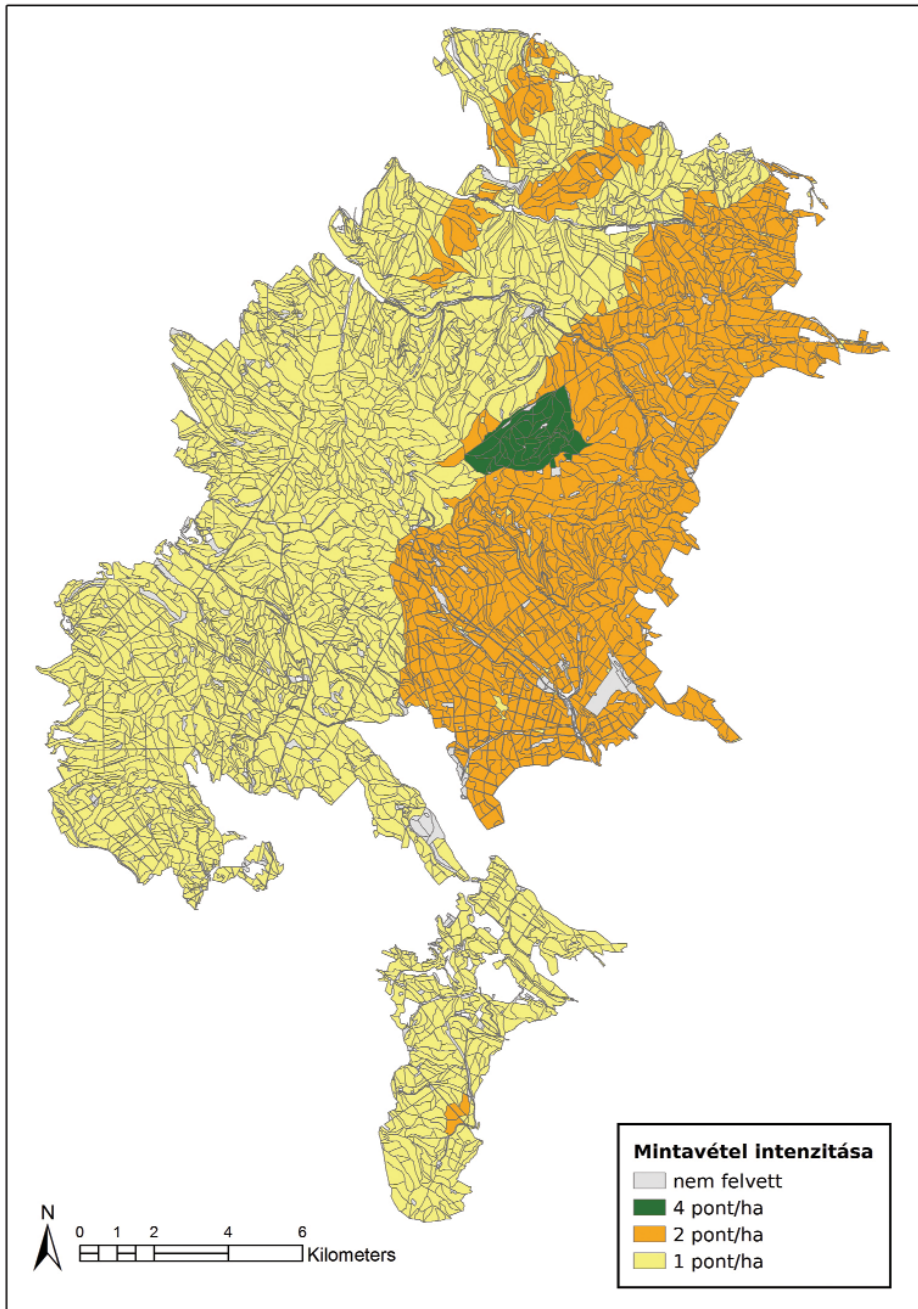
Természetességi kategóriák	Terület	
	hektár	%
Természetes erdő	70,04	0,24
Természetszerű erdő	12 634,69	43,42
Származék erdő	13 911,29	47,80
Átmeneti erdő	674,16	2,32
Kultúrerdő	1 793,18	6,16
Faültetvény	17,70	0,06
ÖSSZESEN:	29 101,06	100,00

### IV.1.3 A Börzsöny erdei az erdőállapot-felmérés alapján

#### IV.1.3.1 A felmért állományok általános jellemzése

A Börzsönyben térképezésre beütemezett 29 101,06 hektáros erdőtervezett területen 2014–2016 között összesen 35 048 mintapont felvételére került sor. A mintapontok közel kétharmadát (64,22%) 100×100 m-es mintavételezési sűrűség mellett mértük fel (1 pont/ha intenzitás). A hegység keleti-délkeleti részén ugyanakkor jelentős területen (34,26%) 70,71×70,71 m-es mintavételi hálóval dolgoztunk (2 pont/ha intenzitás). A sűrűbb mintavételezést a korábbi természetes bolygatások következtében kialakult erdőkép részletesebb felméréseinek szándéka indokolta. Ehhez társult még a nagy területen folyamatos erdőborítást biztosító üzemmódokat alkalmazó (ezzel finomabb térléptékben is változatos erdőtakarót kialakító) Királyréti Erdészet tömbjét is érintő közelgő erdőtervezési feladatok (Diósjenő–Királyréti Körzet, 2017) adatigénye. Ezen felül az Észak-Börzsönyben vannak még északkelet-délnyugati irányban elnyúlt, 70,71×70,71 m-es mintavételi hálóval felvett erdőterületek: itt a részletesebb felmérés egy erdei geofitonokra irányuló felmérés miatt történt. A Pogány–Rózsás Erdőrezervátum területén 50×50 m-es térbeli hálót (4 pont/ha intenzitás) alkalmaztunk. A különböző mintavételezési sűrűséggel érintett erdőtömbök hegységen belüli térbeli helyzetét a *IV.2. térkép* mutatja.

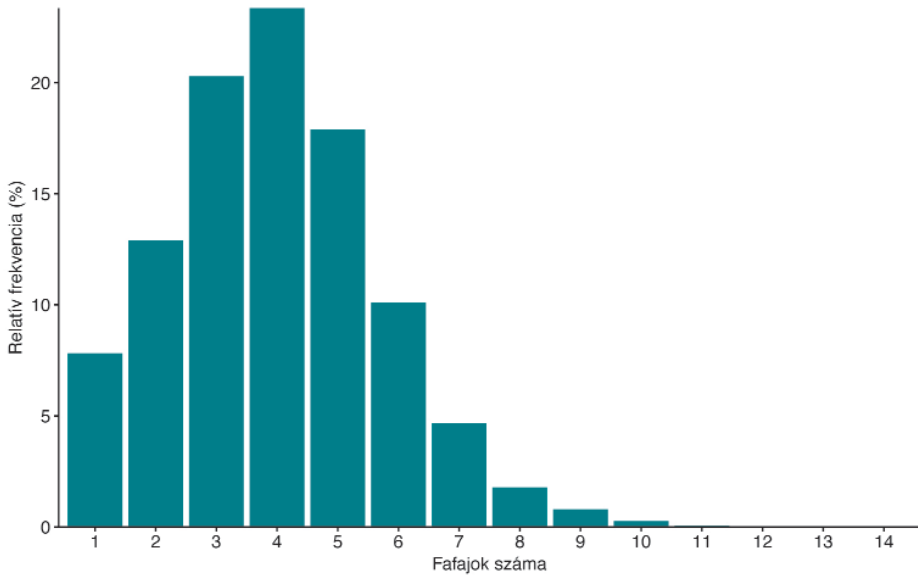
A III.3.2 fejezetben leírt főkategóriák közül a Börzsönyben a leggyakoribb (33 120 eset) a *középkorú-idős erdő* volt. Ezen felül 1 233 plot a *felújulási terület*, míg 695 plot *fiatalos* besorolást kapott. A *középkorú-idős erdő* kategórián belül a mintapontokat a protokoll szerint fiziognómia tekintetében is osztályoztuk. Az elkülönítendő speciális típusok közül 180 *sarjcsokros erdő*, 216 *összefolyó korona- és cserjeszintű erdő*, illetve 22 *szabad állásban nőtt idős fákat tartalmazó állomány* (feltehetően egykori legelőerdő) fordult elő. A felmért *középkorú-idős erdők* döntő többsége (32 702 pont) az *egyik sem* kategóriába tartozott, ezek azonban – mint látni fogjuk – a kialakulásukban meghatározó szerepet játszó vágásos erdőgazdálkodás ellenére sok tekintetben változatos képet mutatnak.



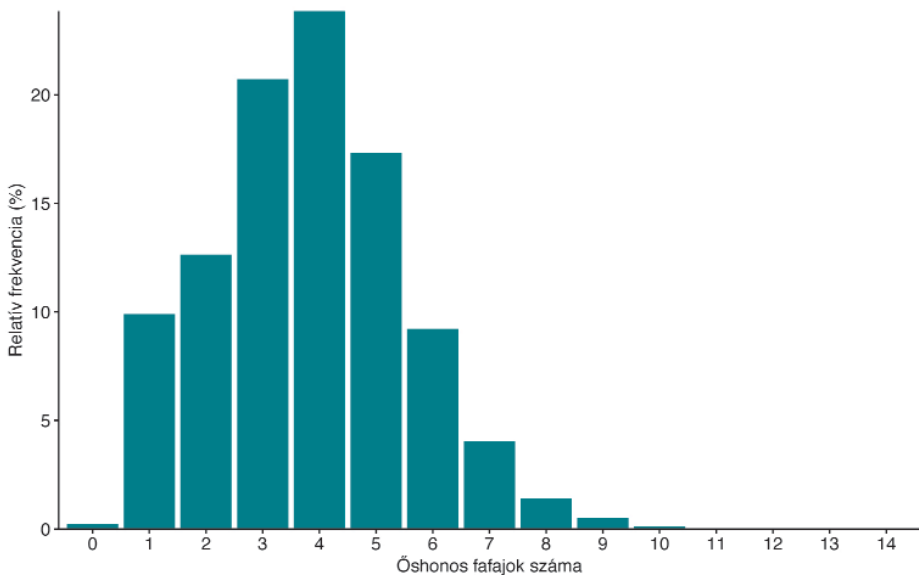
**IV.2. térkép:** A különböző mintavételezési sűrűséggel felvett erdőterületek elhelyezkedése a Börzsöny területén

## IV.1.3.2 A faállomány-összetétel változatosságának értékelése

A Börzsöny erdei fajokban (IV.3. ábra), illetve az őshonos fajokban (IV.4. ábra) közepesen gazdagok. Az őshonos fajokot tekintve a felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületek közel negyede (23,85%) 4 fajt, míg 20,71%-a 3 fajt tartalmazott.



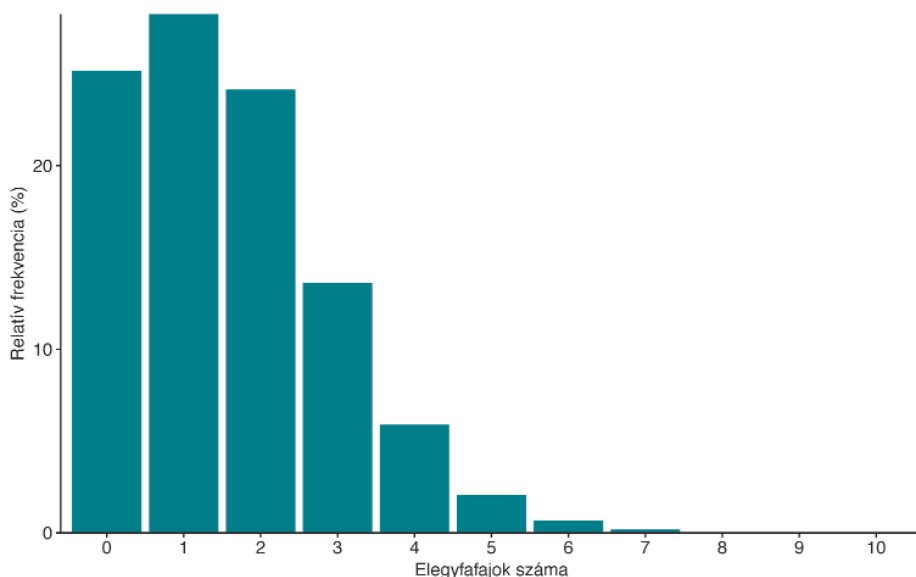
IV.3. ábra: Az összfafajszám gyakoriságeloszlása a Börzsöny erdeiben



IV.4. ábra: Az őshonos fajok számának gyakoriságeloszlása a Börzsöny erdeiben

Az 1–2 őshonos fajajt tartalmazó plotok aránya 22,53%. A csak idegenhonos fajokat tartalmazó mintaterületek aránya elenyésző (0,23%), de az őshonos fajokban igazán gazdagnak (6<S) mutatózó plotok aránya is alacsony (6,15%).

A faállomány-összetétel változatosságának elemzése során érdemes megvizsgálnunk, hogy a zonális erdők (cseres- és gyertyános-tölgyesek, szubmontán és montán bükkösök) gyakori, erdőgazdálkodás és gazdasági hasznosítás szempontjából is kiemelt jelentőségű őshonos fajtái (bükk, gyertyán, kocsánytalan tölgy, cser, együttesen „célfajták”) elhagyása esetén hogyan alakul az őshonos fajták (aktuális értelmezésben: „elegyfajták”) száma. Az idevágó eloszlásdiagram (IV.5. ábra) tanúsága szerint ugyanis a felvett pontok 25,16%-án egyáltalán nincs semmilyen elegyfajt, ezeken a helyszíneken csak a gazdálkodási tevékenység homokterében levő fajták és a tájegységi szinten szintén gyakori gyertyán van jelen. A mérsékeltelen elegyes (csak 1 elegyfajt tartalmazó) mintapontok aránya 28,25%, s ez egyben a leggyakoribb elegyfajtszám is a tájegységben. A közepesen elegyes (2–3 elegyfajt hordozó) pontok aránya 37,76%, míg a kifejezetten elegyes (4 vagy annál több elegyfajnak otthont adó) erdők aránya mindössze 8,83%. A bemutatott gyakoriságeloszlás, illetve a felsorolt szám adatok összességében megerősítik a Börzsöny erdeinek közepesen elegyes karakterét, de ezt a képet viszonylag erősen árnyalja az elegyfaj nélküli pontok magas (éppen

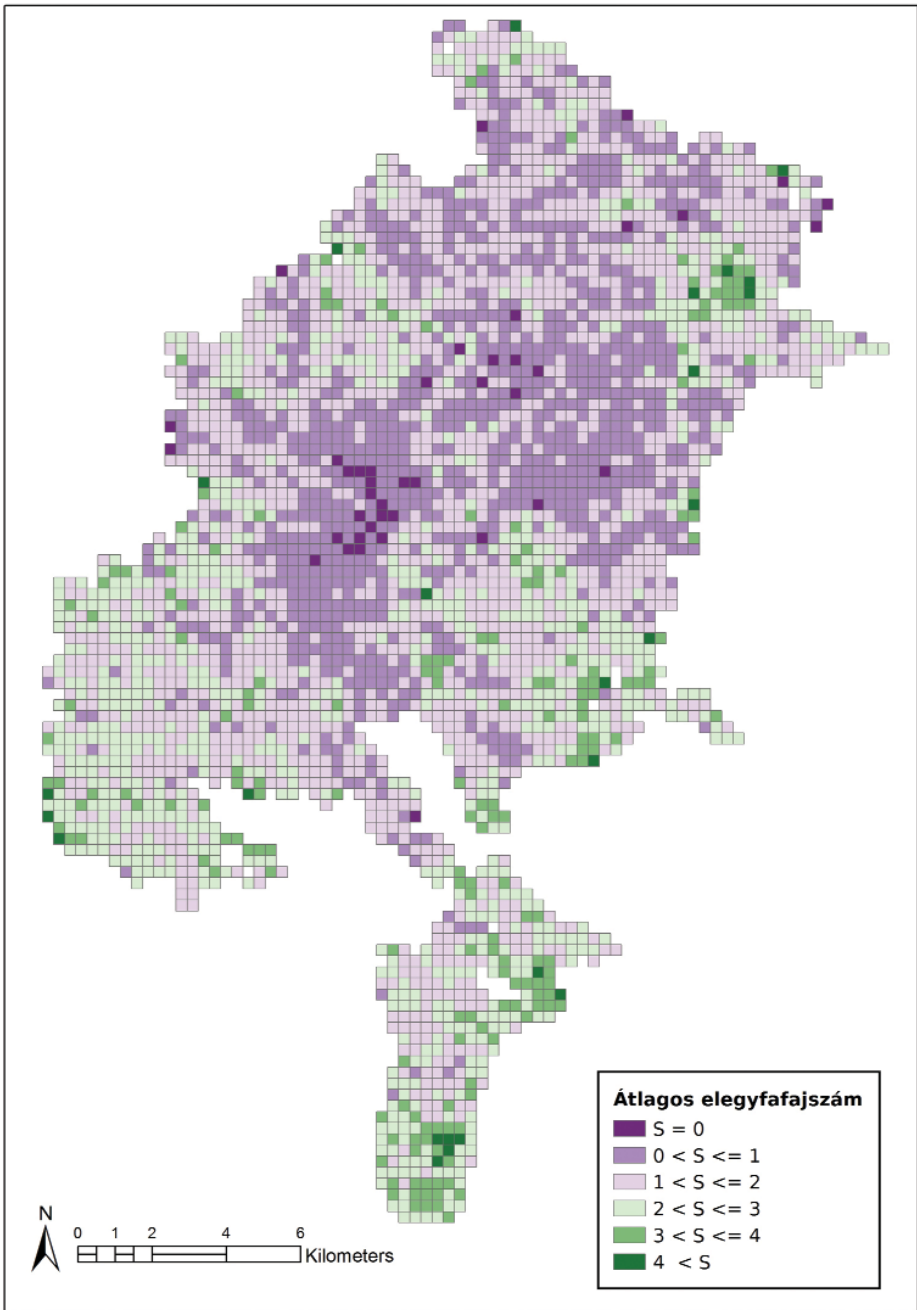


IV.5. ábra: Az elegyfajták számának gyakoriságeloszlása a Börzsöny erdeiben

negyedrészt kitevő) aránya. Utóbbi jelenség rámutat arra is, hogy a tájegység erdeinek nagyon jelentős hányadán van teendő az erdők elegyességének növelése, helyreállítása terén.

Az elegyfajok számának fentebb ismertetett, gyakoriságeloszlások révén való értékelése mellett megvizsgáltuk azt is, hogy a pontonkénti átlagos elegyfajszám hogyan változik egyes domborzati/termőhelyi, állományszerkezeti és történeti háttérváltozók függvényében. A különbségek értékelésekor érdemes szem előtt tartani, hogy a gazdagabbnak és szegényebbnek ítélt csoportok között nem túl nagy a különbség, előbbieknél a medián 2, az utóbbiaknál 1. Az elemzések során megállapítottuk, hogy a Börzsönyben az elegyfajok száma a 400 méteres tengerszint feletti magasság feletti plotokban alacsonyabb, mint az alacsonyabb térszíneken, ami leginkább a bükkös öv elegyfákban szegényebb állományával magyarázható. Nehezebben interpretálhatók a lejtőszög függvényében kapott eredmények, mivel magasabb elegyfajszám a 0–10°-os tartományban és 35° felett mutatkozik. Előbbi háttérben talán a völgytalpak és hegylábak el- egyes erdei (pl. égeresek) állhatnak. A nagyon meredek termőhelyek elegyfajokban való gazdagságát feltehetően az elegyes sziklaerdők (hársas-juharos-kőrises állományok) hatásának tulajdoníthatjuk. Ezzel összhangban a pontokhoz rendelt kor alapján elmondható, hogy a középkorú-idős (40–100 éves) állományoknál az elegyfajszám visszaesik, s csak a nagyon idős (véltetően régóta nem háborgatott, véderdő jellegű) erdőknél emelkedik meg – igaz, nagyon csekély mértékben – ismét. A fenti egyszerű összefüggések térbeni leképezését látjuk a *IV.3. térképen*, amelyen megfigyelhető, hogy hol vannak elegyfajokban gazdagabb, illetve szegényebb területek. Az alapadatok térbeli változatosságának egyfajta kisimításaként a térkép úgy készült, hogy több területnagyságot reprezentáló virtuális hálókkal lefedtük a területet, s minden 1, 2, 4 és 9 hektáros négyzethez hozzárendeltük az adott négyzetbe eső mintavételi pontokon megfigyelt elegyfajok átlagos számát (a *IV.2. térképen* 9 hektáros négyzetek láthatóak). A térképen jól kirajzolódik a nagyobb tengerszint feletti magasságok (Központi- Börzsöny) bükköseinek relatív szegénysége éppúgy, mint a kifejezetten meredek, déli-délnyugati hegylábba eső termőhelyek véderdő-jellegű állományainak gazdagsága (vö. Szent Mihály-hegy környéke).

Az elegyfajszám faállomány-szerkezeti jellemzőkkel való összefüggését a főkategóriák, valamint (közvetett megközelítésben) a mintavételi pontokhoz rendelt állománykor alapján vizsgáltuk. Főkategóriák szerint legmagasabb értékekkel nem meglepő módon a *fiatalosok* rendelkeznek. Ami viszont nem várt eredmény, hogy a *középkorú-idős erdők* az elegyfajok számát tekintve szegényesek és kevésbé változatosak.

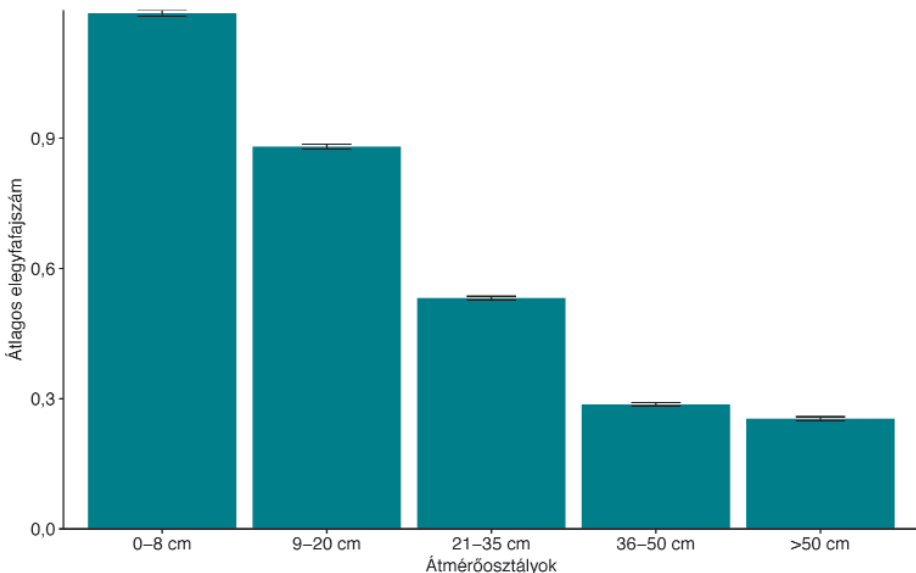


**IV.3. térkép:** Az elegyfajok átlagos számának térbeli megoszlása a Börzsönyben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos elegyfajszámot jelentik.



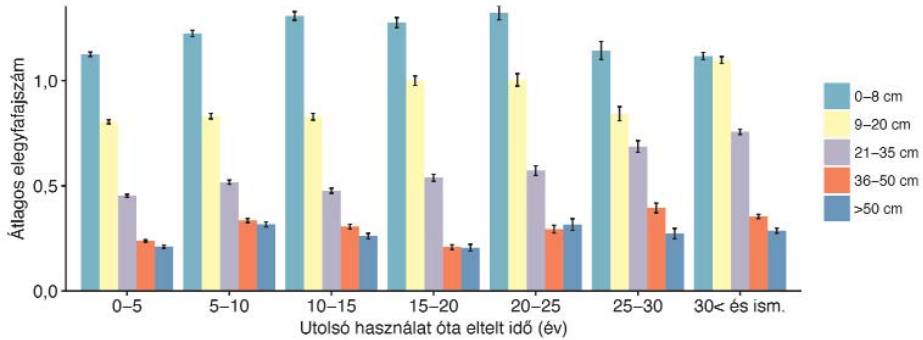
Az átlagos elegyfajszám átmérőosztályok szerinti megbontásából (IV.6. ábra) jól kirajzolódik az az önmagában triviális összefüggés, miszerint a vékonyabb (és fiatalabb) frakciók magasabb elegyfajszámmal bírnak (a 0–8 cm-es átmérőosztályban 1,19), majd ezek az értékek a méretosztály emelkedésével (és az állománykor növekedésével) fokozatosan és tendenciózusan csökkennek (az 50 cm feletti átmérőosztályban 0,25). A méretesebb/korosabb frakciók alacsonyabb elegyfajszáma részben a pionír fajok 3–5 évtized alatt lezajló visszaszorulásának köszönhető, részben – valószínűleg – a homogenizáló hatású erdőnevelési és egyéb fahasználati munkák következménye. De az eredményben bizonyára az a szintén közismert jelenség is tetten érhető, miszerint az idősebb, gyéren záródott, fényben gazdagabb állományok alatt a betöltődő hézagokban nagyobb számban jelenhetnek meg elegyfák, amelyek jelen elemzés keretében egyértelműen a 0–8, illetve 9–20 cm-es átmérőosztályoknál jelennek meg.

Ha az iménti elemzést történeti szállal is megerősítjük és az átlagos elegyfajszám alakulását átmérőosztályok, és azon belül az utolsó dokumentált használat óta eltelt időszak függvényében vizsgáljuk (IV.7. ábra), megállapítható, hogy az utolsó használat (UHA) óta eltelt időszak hossza elsősorban a 9–20 és 21–35 cm-es átmérőosztályoknál differenciál. Ezekben az esetekben az adatokból az rajzolódik ki, hogy a gazdálkodási célú beavatkozás nélkül eltelt időszak hossza pozitív összefüggést mutat az átlagos elegyfajszámmal. Ugyanakkor az is látszik,



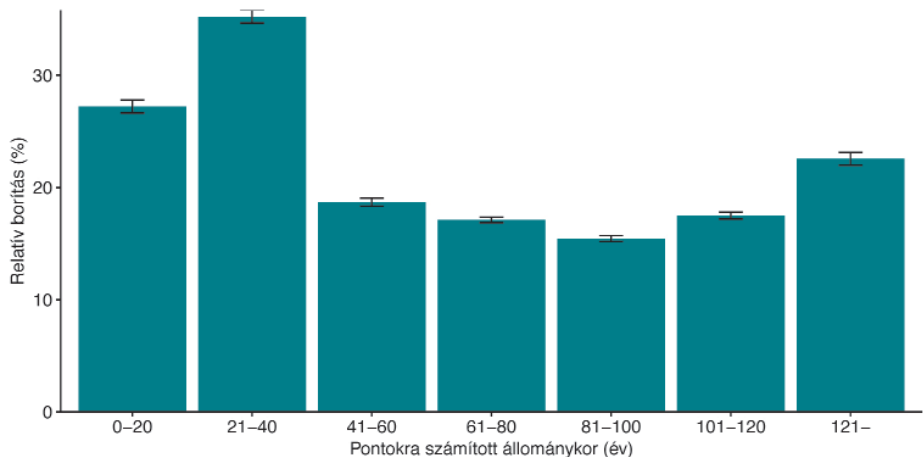
IV.6. ábra: Az átlagos elegyfajszám átmérőfüggése a Börzsöny erdeiben (átlag  $\pm$  SE)

hogy az elegyfajszám a 30 évnél régebb óta nem háborgatott erdők (mintapontok) esetében sem mutat kiugróan magas értéket, csupán a 9–20 és 21–35 cm-es átmérőosztályoknál érzékelhető kissé magasabb átlag.



**IV.7. ábra:** Az átlagos elegyfajszám átmérőosztályoktól és utolsó használat óta eltelt időszakoktól való függése a Börzsöny erdeiben (átlag  $\pm$  SE)

Az elegyfaj-témakör utolsó pontjaként végezetül egy rövid pillantást vetünk az elegyfajok állományokon belüli szerepét talán legéletszerűbben leíró (az őshonos fajok összorításához viszonyított) relatív borításértékek állománykortól függő alakulására. Az elemzés alapján (IV.8. ábra) azt látjuk, hogy míg a 40 év alatti állományokban 30%-ot megközelítő, illetve kismértékben meghaladó (elvileg növekvő) relatív elegyfaj-arányról beszélhetünk (maxi-

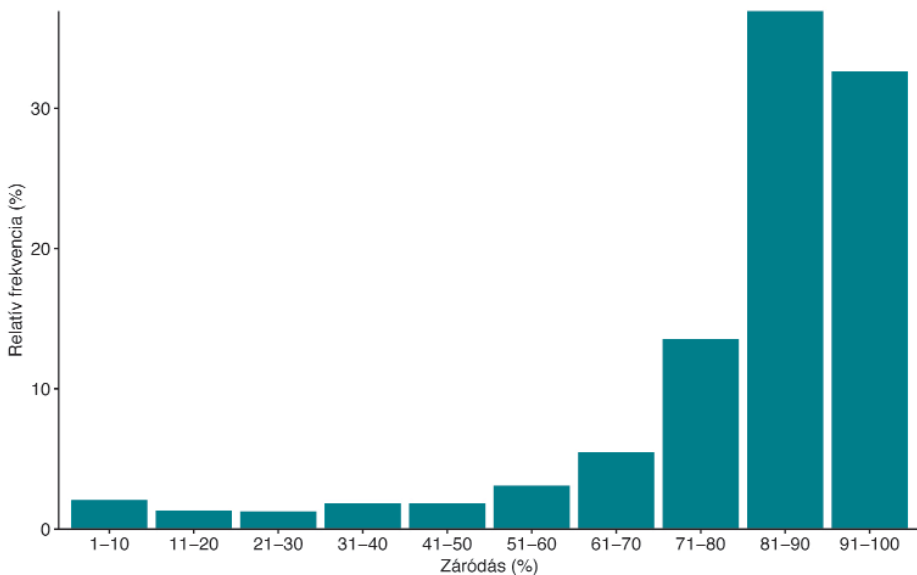


**IV.8. ábra:** Az elegyfajok relatív borításának állománykor-függése a Börzsöny erdeiben (átlag  $\pm$  SE)

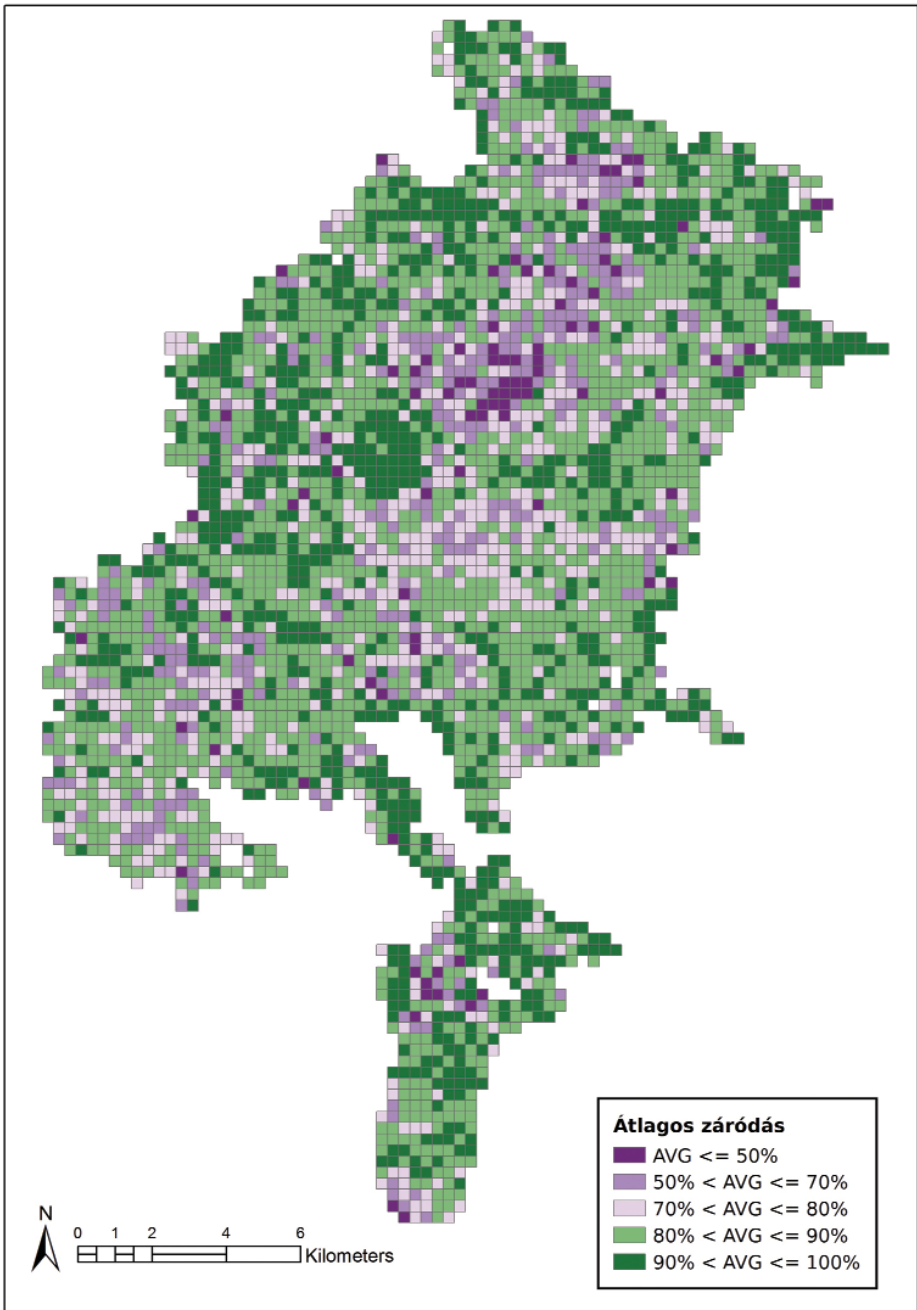
mum-érték: 35,23%), addig ez a középkorú állományokban erősen (20% alá) visszaesik, s majd csak a kifejezetten idős (100 év feletti) erdőknél kezd újra növekedni. A 40 év felett jelentkező visszaesés a terepi tapasztalatok szerint a korai nevelővágások (tisztítások, törzskiválasztó gyérítések) homogenizáló hatásával függhet össze, míg az idős kori emelkedés a helyenként hézagos (kiritkuló, lékesedő, vagy megbontott) állományok elegyfajokkal való betöltődésével, vagy a régebb óta nem bolygatott, idős véderdők magasabb elegyfaj számával állhat kapcsolatban.

#### IV.1.3.3 A faállomány-szerkezet változatosságának értékelése

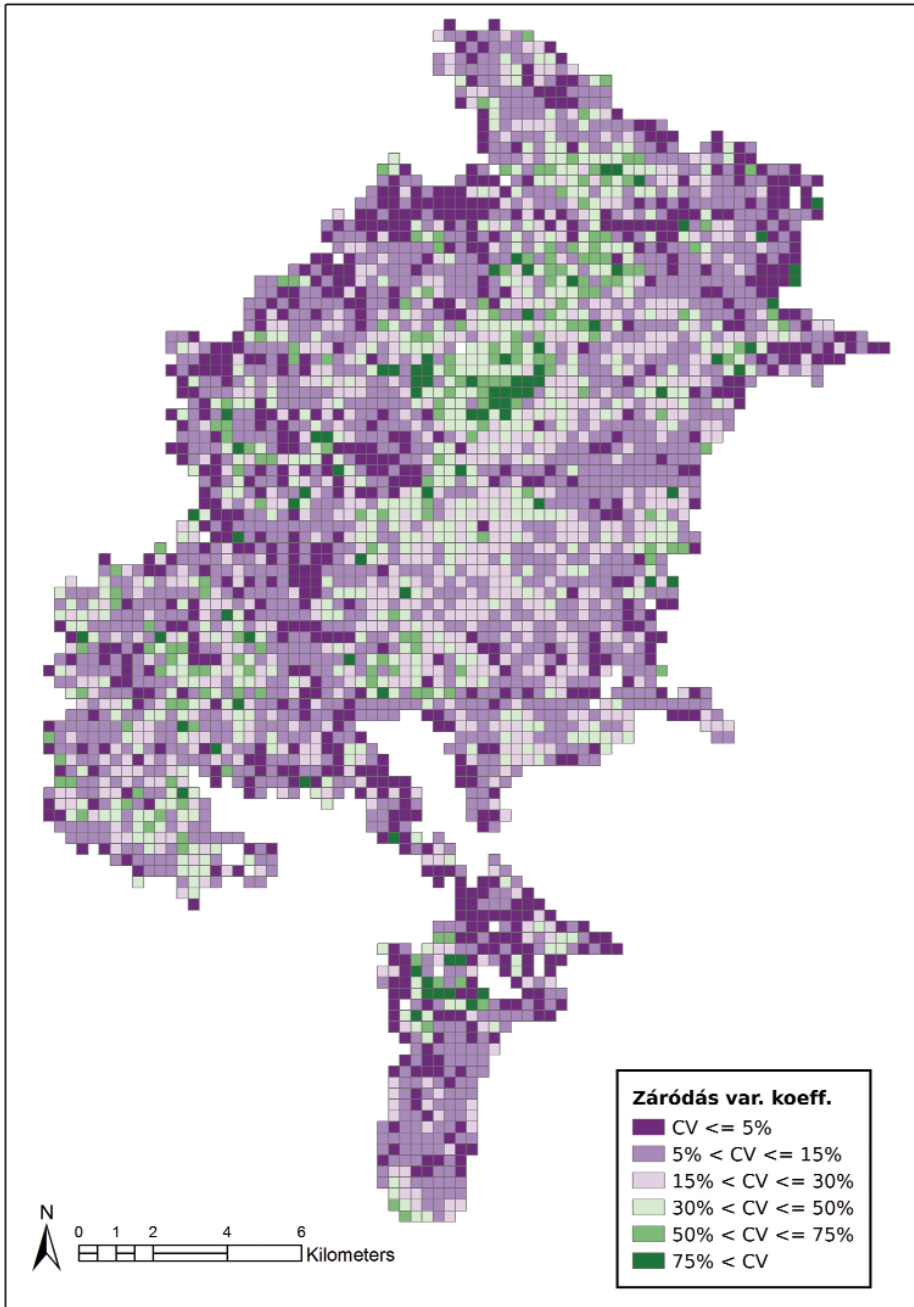
A felvételezett állományok horizontális értelemben vett szerkezeti változatosságát legkézenfekvőbb módon a lombkoronaszint, pontosabban a faállomány záródásviszonyainak vizsgálata alapján írhatjuk le. A Börzsönyi erdőkre – a protokoll értelmezési sajátosságai (2,5 m felett értelmezett faállomány), az erdők nevelésére vonatkozó szabályok és az általános gazdálkodói gyakorlat miatt – az állományok viszonylag magas fokú záródottsága jellemző (IV.9. ábra és IV.4. térkép). A vizsgált plotok egyharmadán 90% feletti, több mint háromnegyedén (78,51%) 80%, vagy



IV.9. ábra: A záródásértékek gyakoriságeloszlása a Börzsönyi erdeiben



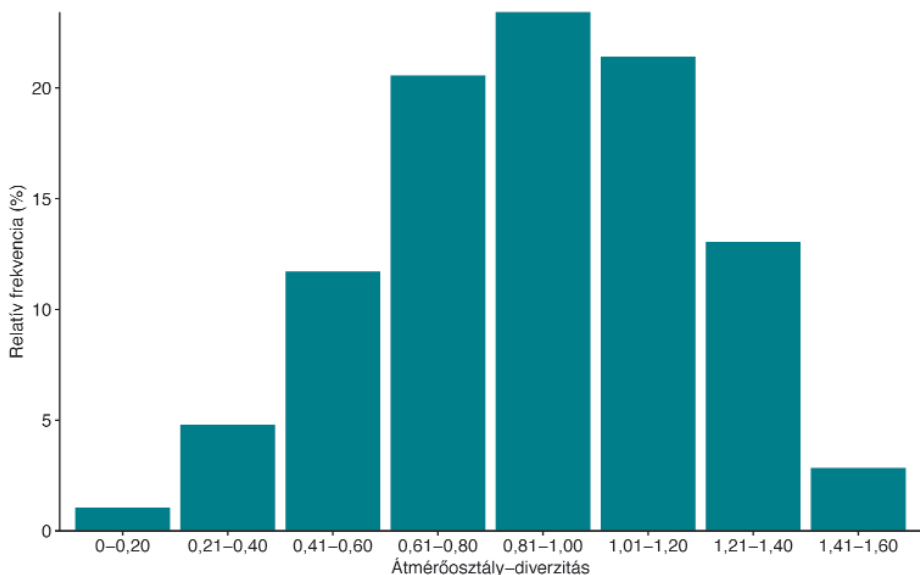
**IV.4. térkép:** A faállomány átlagos záródása a Börzsöny erdeiben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos záródást jelentik.



**V.5. térkép:** A faállomány záródásának finom térleptékű változatossága a Börzsöny erdeiben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált záródásokból számolt variációs koefficienst jelentik.

annál nagyobb záródást tapasztaltunk. Az 50% alatti záródású pontok száma egyenletesen alacsony. A *IV.4. térkép* jól kirajzolja a korábban intenzív természetes bolygatásokkal leginkább érintett területeket (pl. Rakottyás-völgy 2014. évi jégtörés, Foltán-kereszt – Csóványos – Nagy-Hideg-hegy vonulattól délre eső, döntően korábbi bolygatásokkal érintett terület). A záródás finom léptékű térbeli változatosságának elemzéséhez érdekes ezen felül megvizsgálni, hogy az egyes kilenc hektáros foltokon belül mekkora a változatosság, hiszen adott átlag megkapható úgyis, ha sok hasonló záródású mintapont van és úgyis, ha az átlag körül nagy a szóródás. Ennek ábrázolásához elkészítettük a *IV.5. térképet*, ahol a záródás változatosságát variációs koefficienssel ( $CV = \text{szórás} / \text{átlag} \times 100$ ) fejeztük ki. Az ábrán a már említett, természetes bolygatások okozta hatáson felül jól érzékelhető a Királyréti Erdészet jelentős hányadát érintő átalakító üzemmód, és az ennek megfelelően végzett (a záródás-viszonyok változatosságát előidéző) gazdálkodás hatása. Ezeken a területeken tendencia jelleggel nagyobb CV-értékeket látunk, ami a finom léptékben változatos záródást eredményező lékgazdálkodással hozható kapcsolatba.

A szerkezeti változatosság leírása szempontjából kulcsfontosságú változó a faállományt alkotó törzsek átmérőeloszlása. Az átmérőeloszlás felvétele a kifejlesztett erdőállapot-leíró rendszer egyik fontos mozzanata, hiszen a fafajonként



**IV.10. ábra:** Az átmérőosztály-diverzitás kategóriáinak gyakoriságeloszlása a Börzsöny erdeiben

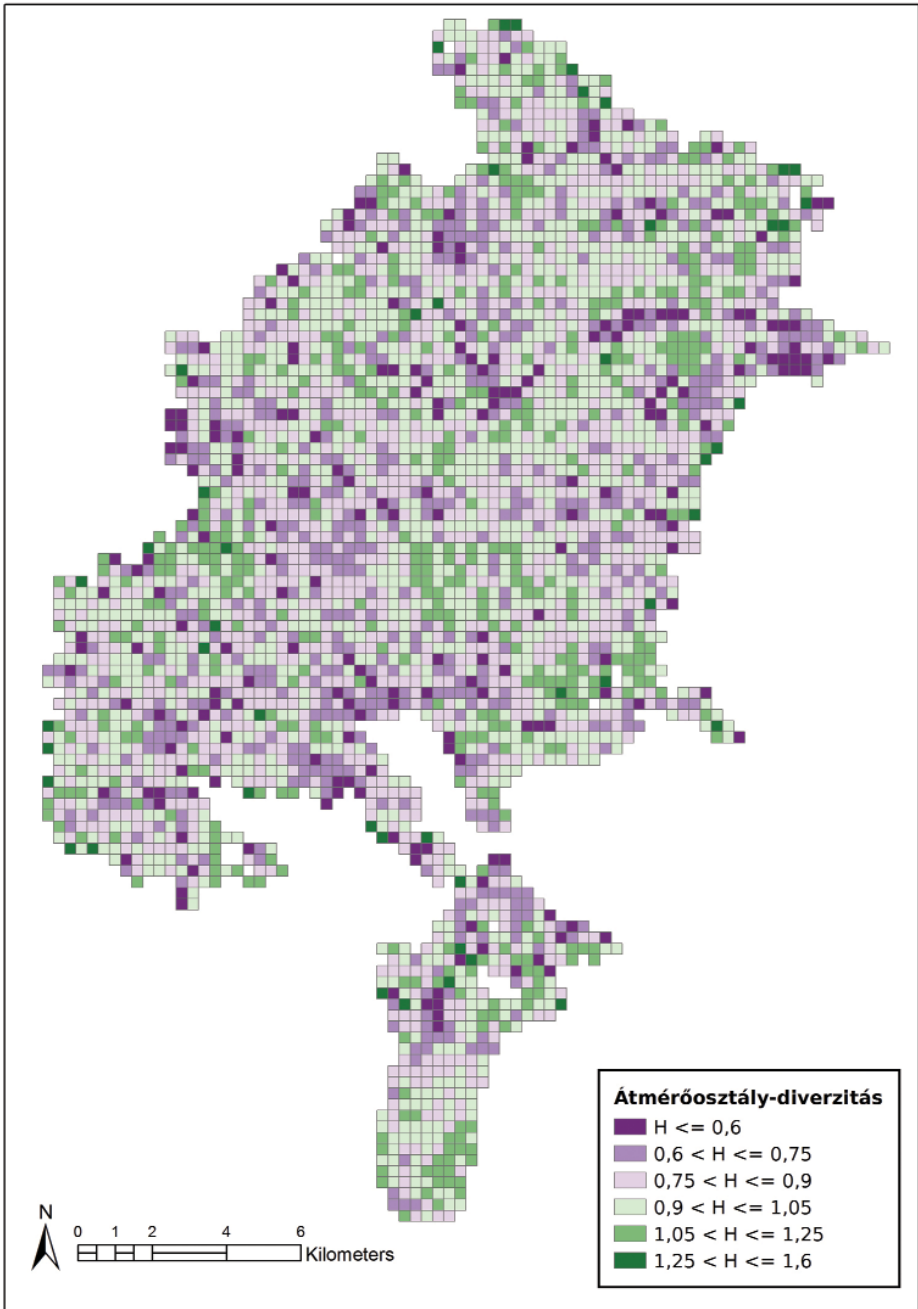
és együttesen is kalkulálható eloszlási diagramok az erdészeti adattár (OEA) átlagos törzsátmérő-adataihoz képest jelentős plusz információt hordoznak. A Börzsönyi erdők átmérőeloszlás szerinti gazdagságát az átmérőosztályok relatív gyakoriságából számolt Shannon-diverzitás értékeinek eloszlásával mutatjuk be (IV.10. ábra). Legnagyobb gyakorisága a közepes átmérőosztály-diverzitású (0,6–1,2) állományoknak volt (a számolt diverzitás lehetséges maximuma 5 átmérőosztály esetén  $\ln 5 = 1,61$ ). A gyakoriságeloszlás diagramja ezen kívül összességében azt sugallja, hogy a legtöbb erdőben több átmérőosztályba tartozó törzsek vannak jelen, ám a sok átmérőosztályt (borítás alapján számolva) egyenletes relatív részesedéssel tartalmazó erdők hányada alacsony. Az átmérőosztályok relatív gyakoriságaiból számolt Shannon-féle diverzitásértékek átlagainak térbeli megoszlását a IV.6. térkép mutatja. Egyértelmű térbeli viselkedést itt nehéz értelmezni, de ez nem is annyira meglepő, ha figyelembe vesszük, hogy az átmérőosztály-diverzitás értéke nagy mértékben függ az állománykortól és (az ezzel részben összefüggő) főkategóriától is. A Börzsönyi mintapontok adataival számolva az átlagos diverzitás érték a 0–20 év közötti kategóriában jellemző 0,59-es értékről monoton növekedve 1,02-es értékig emelkedik a 120 év fölötti állományoknál (IV.8. táblázat). A főkategóriák közül a legalacsonyabb átlagos értékkel (0,38) a fiatalosok rendelkeznek. A felújulási területek és középkorú és idős erdők esetében a diverzitásértékek rendre 0,63 és 0,90 voltak.

**IV.8. táblázat:** Eltérő korosztálycsoportú mintapontok átlagos átmérőosztály-diverzitása a Börzsöny erdeiben

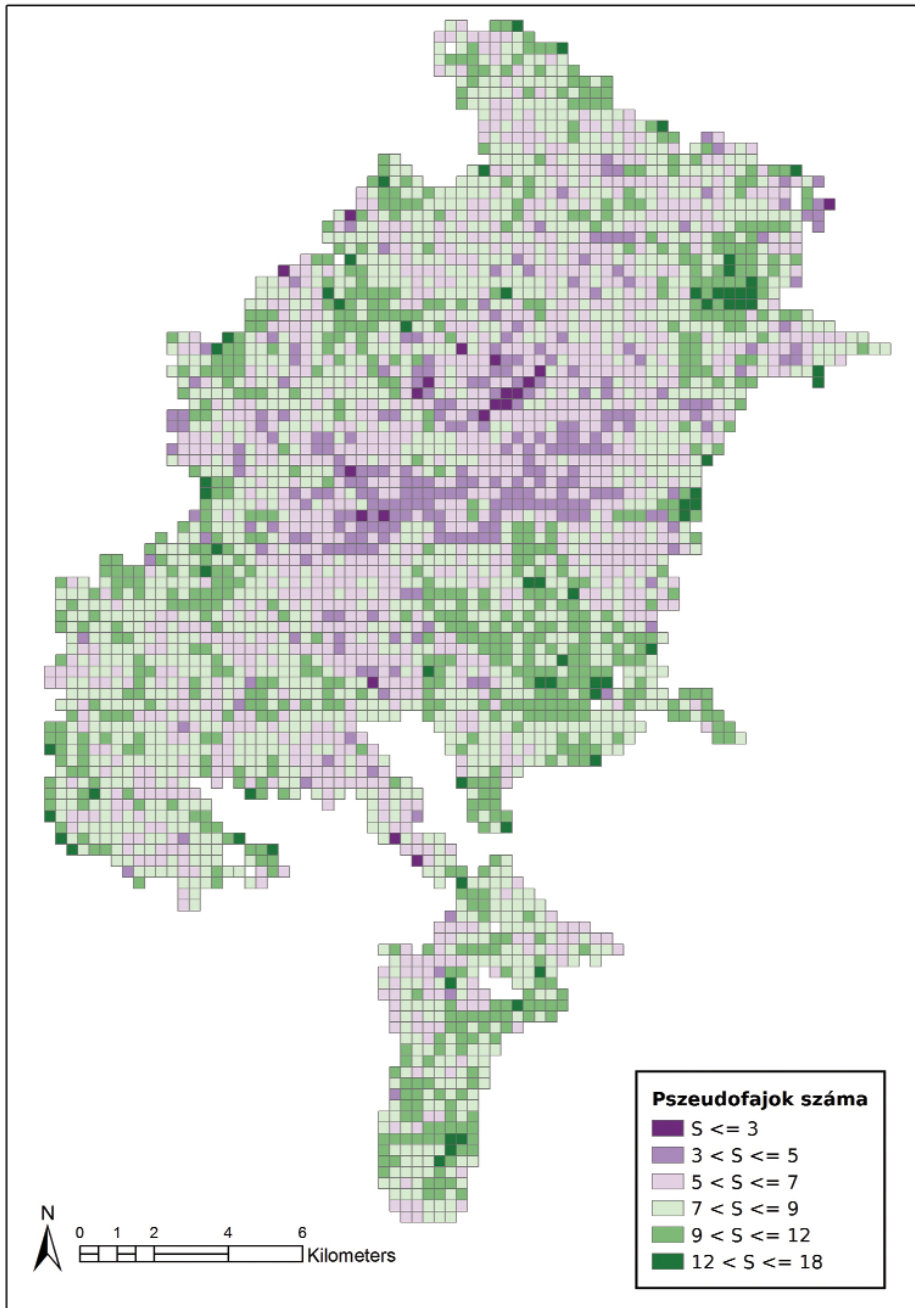
Korosztály-csoportok	0-20 év	21-40 év	41-60 év	61-80 év	81-100 év	101-120 év	121 év <
Diverzitás	0,59	0,76	0,85	0,91	0,94	0,96	1,02

A fajgazdagság és a szerkezeti gazdagság egyfajta integrált mutatójaként bevezetett ún. pszeudofajsám (lásd III.6 fejezetrész) térbeli megoszlása (IV.7. térkép) magán hordozza a fajgazdagsági térképen látottak nyomát, hiszen a magasabb térszínnek döntően bükkös faállománytípushoz sorolható mintapontjai alacsonyabb átlagos értékkel bírnak mint például a cseresek. Ugyanakkor a pszeudofajsám értékek egyben a gazdálkodás hatásaival összefüggő, az átmérőosztályok sokféleségében megjelenő különbségeket is mutatnak. Ezt legegyszerűbben úgy tudjuk adatokkal illusztrálni, ha eltérő üzem módok szerint összehasonlítjuk az adott faállománytípus-csoportozáshoz tartozó mintapontok átlagos





IV.6. térkép: Az átmérőosztály-diverzitás átlagos értékeinek megoszlása a Börzsöny erdeiben



IV.7. térkép: Az átlagos pszeudofajszám-értékek megoszlása a Börzsöny erdeiben

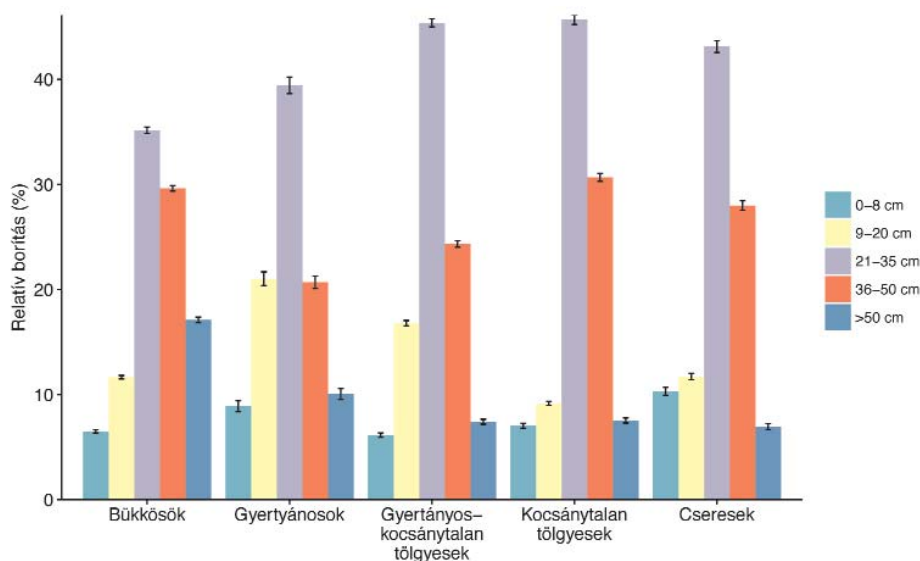
pszeudofajsám-értékeit (IV.9. táblázat). Látható, hogy egyes esetekben (pl. bükkösök) nincs kimutatható hatása az üzemmódnak, de más faállománytípus-csoportok esetében (pl. cseresek, hársasok) a vágásos üzemmódban kezelt erdők mintapontjai átlagosan kevesebb pszeudofajt tartalmaztak.

**IV.9. táblázat:** Átlagos pszeudofajsám értékek a Börzsöny erdeiben néhány faállománytípus és üzemmód kombináció esetében (FTNSZ: faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód)

Faállománytípus- kategória	Átlagos pszeudofajsám			
	Vágásos üm.	Átalakító üm.	Szálaló üm.	FTNSZ üm.
Bükkösök	6,48	6,32	6,09	6,31
Gyertyánosok	8,23	9,67	7,64	9,15
Gyertyános- kocsánytalan tölgyesek	8,20	9,01	8,76	8,55
Kocsánytalan tölgyesek	7,30	8,01	7,58	8,14
Cseresek	7,98	9,32	9,26	8,51
Hársasok	7,98	10,76	–	10,50

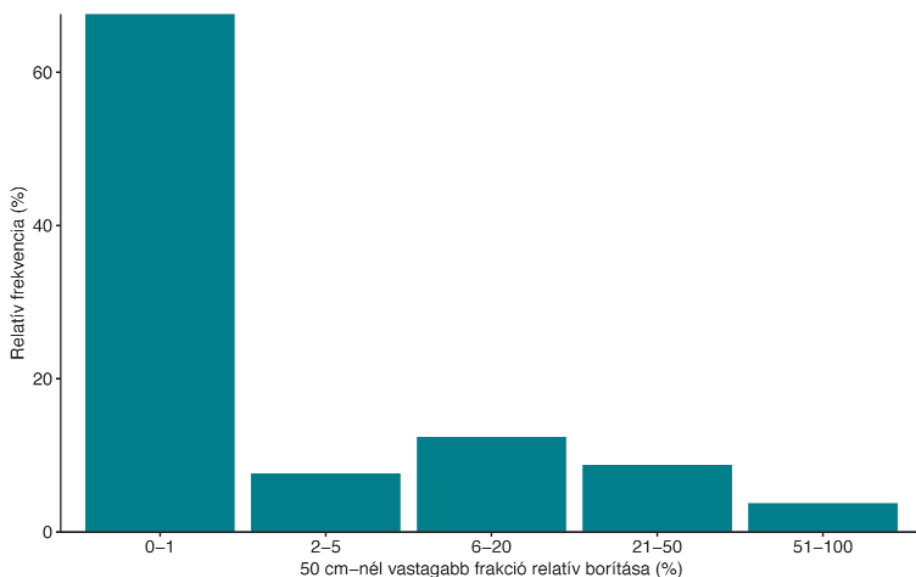
A vizsgált területeken az erdőgazdálkodás szempontjából legnagyobb jelentőséggel bíró ún. „célfafajok” átmérőosztályonkénti relatív borítása szintén érdekes adatokkal szolgál az állomány szerkezeti jellemzők tájegységi szintű ismeretéhez. A IV.11. ábra alapján látható, hogy az 5 leggyakoribb faállománytípus-csoportba (bükkösök, gyertyánosok, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, kocsánytalan tölgyesek, cseresek) eső pontoknál (35–46% közötti értékekkel) mindenhol a 21–35 cm-es átmérőosztály (átlagos) relatív borítása dominál. Vagyis: a börzsönyi pontok nagy részénél (a korosztályviszonyokkal nyilvánvaló összefüggésben) legnagyobb valószínűséggel a középső méretosztályba tartozó törzsek határozzák meg az állományok szerkezeti jellemzőit. A legvékonyabb, 0–8 cm-es frakció törzsei átlagosan csak 10% körüli, vagy az alatti relatív borítást adnak, a 9–20 cm-es és 36–50 cm-es frakciók értékei ugyanakkor állománytípusok (illetve az azokon belüli korosztályviszonyok) függvényében aránylag differenciáltak (20–30% közé esnek). A 9–20 cm-es átmérőosztályba tartozó törzsek az elemzés alapján például a gyertyánelegyes állománytípusokban érnek el magasabb relatív borítást, ami feltételezhetően a gyertyán árnytűrő képességével és zártabb állományokban való tartós megmaradásával magyarázható (ezzel szemben a fény-

igényes tölgyesekben az alászorult vékony frakció fokozatosan elhal, holtfává alakul). Végül az 50 cm-nél vastagabb törzsek átlagos relatív borítási aránya talán a leginkább típusfüggő, hiszen a bükkösök esetében másfélszer-kétszer nagyobb az átlagos relatív borítás, mint az egyéb típusoknál.



**IV.11. ábra:** A „célfajok” (B, GY, KTT, CS) átmérőosztályok szerinti (a „célfajok” összborításához viszonyított) relatív borítása a Börzsöny leggyakoribb faállománytípusaiban (átlag  $\pm$  SE)

Folytatva az előző elemzést, az állományszerkezeti változatosság tájegységi szintű értékeléséhez további hasznos kiegészítéseket kapunk, ha az 50 cm törzsátmérő feletti frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlását vizsgáljuk. A faállománnyal rendelkező összes pontra készített elemzés szerint (IV.12. ábra) ugyanis a mintaterületek 67,57%-án egyáltalán nincs (vagy legfeljebb csak 0–1%-os relatív borítással van jelen) 50 cm-nél vastagabb élő törzs, vagyis a Börzsönyben az állományok több mint kétharmadából hiányoznak a biodiverzitás-megőrzés és az erdőtermészetesség megítélése szempontjából kiemelt jelentőséggel bíró méretes, idős törzsek. Az 50 cm-nél vastagabb törzsek 20%-nál nagyobb relatív borítást a mintapontok 12,48%-án érnek el, ehhez az adathoz azonban hozzá kell tennünk, hogy az ide sorolható pontok jelentős része kb. egyöntetű idős állományba esik, vagyis ez az arányszám elsősorban az idős (elsősorban bükkös) állományok területarányára reagál, s nem feltétlenül jelenti a kifejezetten kedvező átmérőeloszlással rendelkező állományok ilyen mértékű előfordulását.



**IV.12. ábra:** Az 50 cm-nél vastagabb frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlása a Börzsöny erdeiben

A gyakoriságeloszlásokat a legnagyobb területi aránnyal előforduló faállománytípus-csoportok (bükkösök, gyertyánosok, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, kocsánytalan tölgyesek, cseresek) szerint vizsgálva jelentősebb differenciáltság mutatható ki (IV.10. táblázat). Az 50 cm-nél vastagabb törzsek hiánya (0–1% relatív borítás) érthető módon (az idősebb állományok dimenziói miatt) a bükkösöknél a legalacsonyabb (48,32%), s ahogyan haladunk az alsóbb régiókra jellemző faállománytípus-csoportok felé, egyre inkább emelkedik a vastag törzsek nélküli pontok aránya. Ennek megfelelően a legmagasabb értékek az első sorban hegylábi helyzetű kocsánytalan tölgyeseknél (76,70%) és csereseknél (81,21%) tapasztalhatók, vagyis a kultúrhatásokkal fokozottabban érintett hegységperemi területeken jóval kisebb valószínűséggel találhatunk 50 cm-nél vastagabb törzset is tartalmazó erdőket. Az 5 leggyakoribb faállománytípusnál az 50 cm-nél vastagabb törzsek 20%-nál nagyobb relatív borítása (érthető módon) a fentiekkel éppen ellenkező tendenciát mutat: a legmagasabb értékek a bükkösöknél (23,74%), míg a legalacsonyabb értékek a gyertyános-kocsánytalan tölgyeseknél (7,68%), kocsánytalan tölgyeseknél (7,46%) és csereseknél (5,37%) adódnak. Vagyis: 50 cm-nél vastagabb törzsek magasabb relatív borítási aránnyal a hegység belsejéhez, illetve magasabb régióihoz kötődő erdőkben nagyobb arányban fordulnak elő, mint a peremeken.

**IV.10. táblázat:** Az 50 cm-nél vastagabb frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlása a Börzsöny 5 leggyakoribb faállománytípus-csoportjában

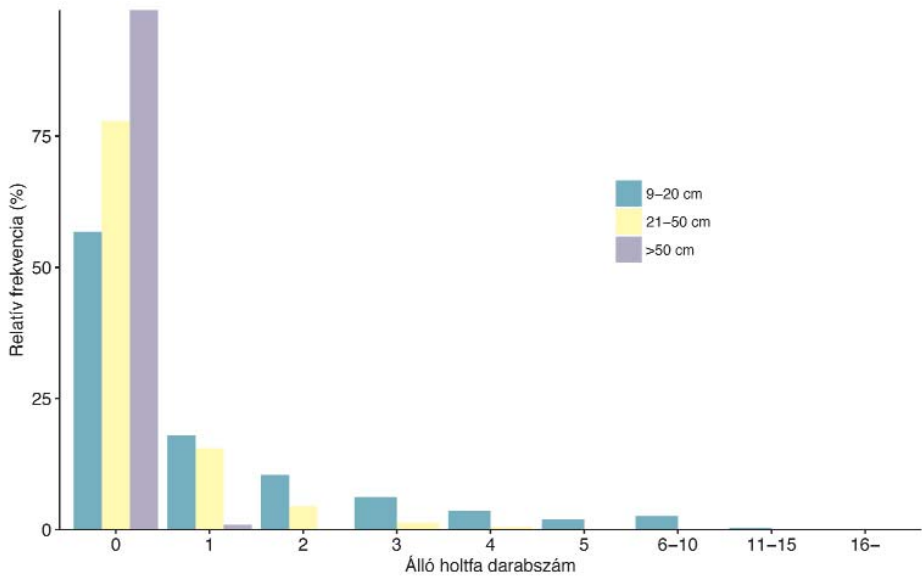
Faállománytípus-csoportok	Relatív borítási kategóriák				
	0–1%	1–5%	5–20%	20–50%	50–100%
Bükkösök	48,32	10,17	17,77	15,34	8,40
Gyertyánosok	64,36	8,84	15,56	8,78	2,46
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	76,02	6,81	9,49	5,83	1,85
Kocsánytalan tölgyesek	76,70	6,35	9,49	5,73	1,73
Cseresek	81,21	5,28	8,14	4,50	0,87

#### IV.1.3.4 Az álló és fekvő holtfa mennyiségi és minőségi értékelése

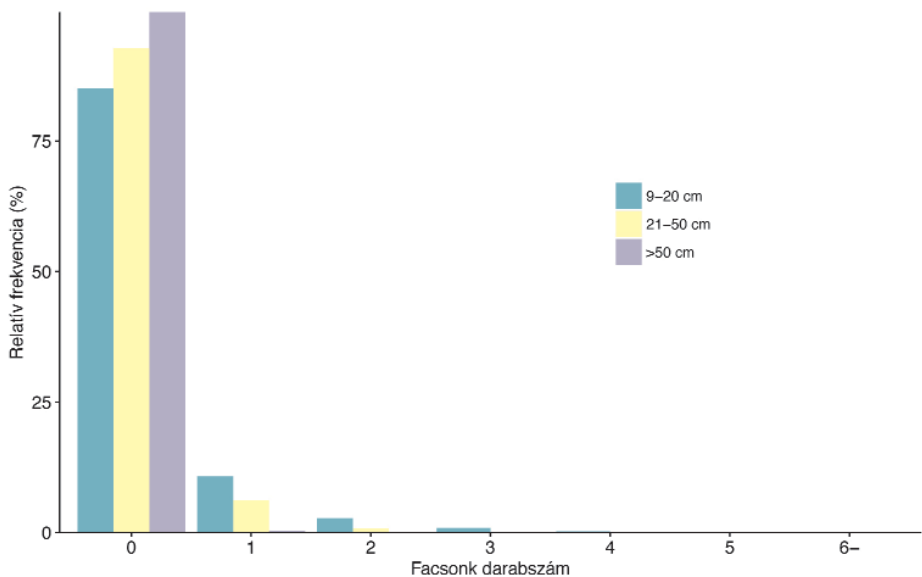
Az álló holtfa mennyiségi viszonyainak áttekintése során azt tapasztaltuk, hogy a Börzsönyi mintapontok 46,98%-án egyáltalán nincs elhalt, elpusztult törzs. Az álló holtfa nélküli pontok aránya az 50 cm átmérő feletti törzsek vonatkozásában 99,02% (!), vagyis a Börzsönyi erdőkből szinte sehová sincs kifejezetten vastag álló holtfa! A 21–50 cm-es átmérőosztályban 77,90%, a 9–20 cm-es átmérőosztályban 56,77% az álló holtfa nélküli mintapontok aránya, tehát az egyre kisebb méretosztályokban az álló holtfát is tartalmazó helyszínek részeseése fokozatosan emelkedik (IV.13. ábra). Az 1 álló holtfát tartalmazó pontok aránya a 9–20 cm-es átmérőosztályban 17,96%, a 21–50 cm-es átmérőosztályban 15,51%, az ennél több törzset tartalmazó pontok száma/aránya azonban már elenyésző.

Nagyon hasonló a helyzet és az átmérőosztályok szerinti tendencia facsonkok tekintetében is (IV.14. ábra), de ebből a szempontból a mintapontok jelentősen magasabb arányban, 79,77%-ban tekinthetők „üresnek”, vagyis facsonk nélkülinek. Az 50 cm feletti átmérőosztályban 99,67%, a 21–50 cm-es átmérőosztályban 92,79%, a 9–20 cm-es átmérőosztályban 85,15% a facsonk nélküli mintapontok aránya. Mindez – az álló holtfa adatokkal együtt – azt jelenti, hogy a Börzsöny felmért erdeiben kifejezetten kevés az erdei életközösségek működése és a biodiverzitás megőrzése szempontjából kiemelkedő jelentőséggel bíró álló holtfa és facsonk mennyisége.

A darabszámok gyakoriságeloszlása után érdemes néhány pillantást vetni az álló holtfa és a facsonk pontonkénti átlagos darabszámának alakulására. Álló



**IV.13. ábra:** Az álló holtfák darabszámának átmérőosztályonkénti részesedése a Börzsöny erdeiben



**IV.14. ábra:** A facsonkok darabszámának átmérőosztályonkénti gyakoriságeloszlása a Börzsöny erdeiben

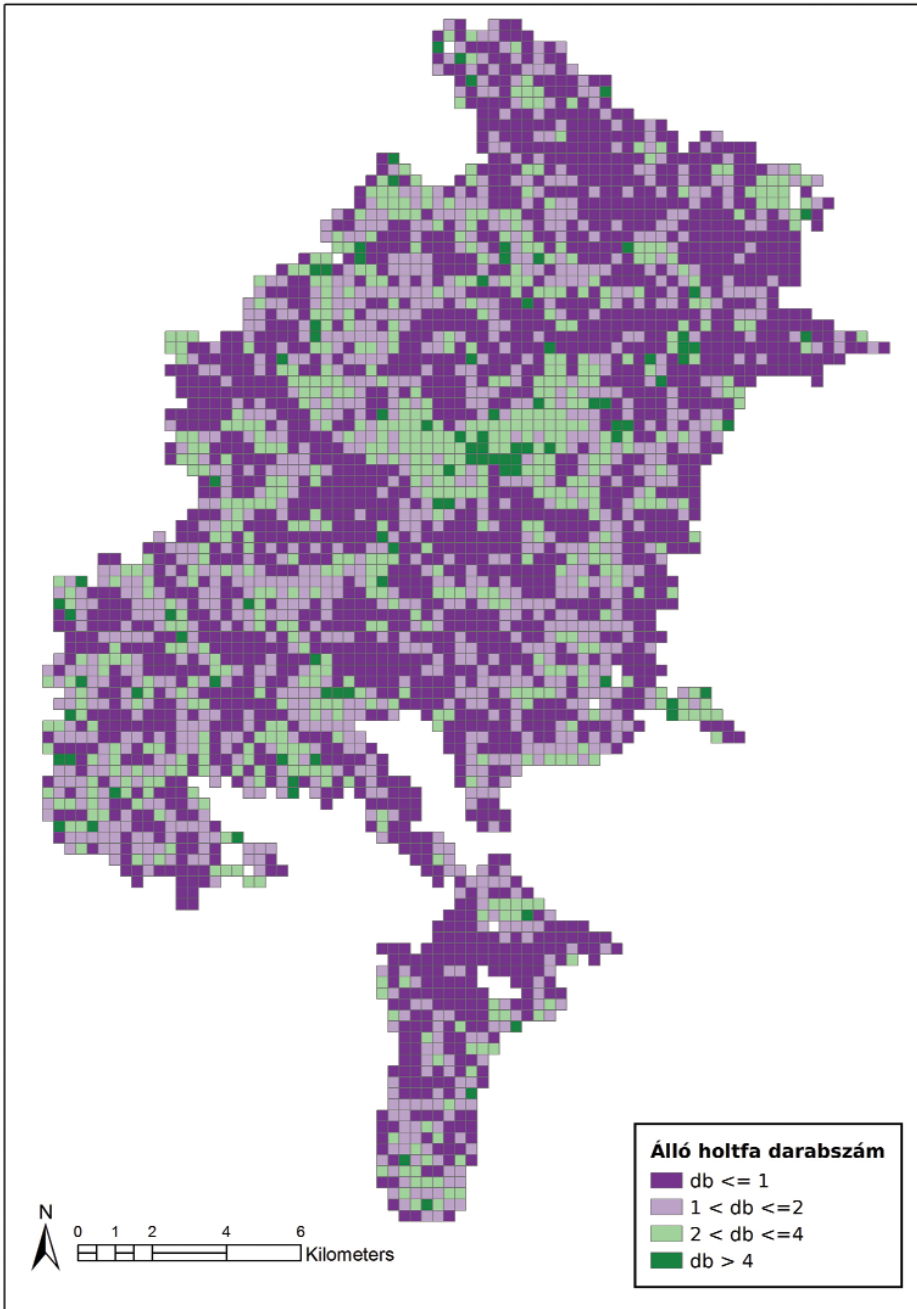


holtfa esetében a 9–20 cm-es átmérőosztályban 1,06, a 21–50 cm-es átmérőosztályban 0,32, míg az 50 cm feletti átmérőosztályban már csak 0,01 az átlagos törzsszám. Ugyanezek az adatok – mint az a gyakoriságeloszlásokból sejtethető – a facsonkok esetében sokkal alacsonyabbak. A 9–20 cm-es átmérőosztályban 0,21, a 21–50 cm-es átmérőosztályban 0,08, míg az 50 cm feletti átmérőosztályban gyakorlatilag nulla az átlagos facsonk-szám!

Az álló holtfával való ellátottság térfogatalapú szemléltetésére nincs adatunk, hiszen az egyes törzsek magasságát nem mértük. Abba viszont azért érdemes belegondolni, hogy átlagosnak tekintett átmérő és magasság adatokkal számolva a mintaterületen (500 m<sup>2</sup>) előforduló egyetlen 21–50 cm-es átmérőosztályba tartozó, nem derékba tört törzs már 15–20 m<sup>3</sup>/ha álló holtfa mennyiségnek feleltethető meg, vagyis a mintaterületek közel ötödén jelentősebb (15 m<sup>3</sup>/hektárnál nagyobb) mennyiségű álló holtfa lehet.

Az álló holtfa és facsonk kérdés megítéléséhez a fentiek mellett érdemes megnéznünk a térbeli eloszlást is, vagyis célszerű azt megvizsgálni, hogy hol vannak álló holtfában kifejezetten gazdag, illetve szegény területek. Az alapadatok térbeli változatosságának egyfajta kisimításaként ezt úgy célszerű megtenni, hogy több területnagyságot reprezentáló virtuális hálókkal lefedjük a területet, s minden 1, 2, 4 és 9 hektáros négyzethez hozzárendeljük az adott négyzetbe eső mintavételi pontokon megfigyelt álló holtfák átlagos számát (IV.8. térkép 9 hektáros négyzetek), vagy az adott (esetünkben 20 cm-es) vastagságot meghaladó álló holtfát tartalmazó mintavételi területek arányát (IV.9. térkép 9 hektáros négyzetek). Az így kapott térképek alapján elmondható, hogy álló holtfák (valamennyi átmérőosztály adatával számított) átlagos száma elsősorban a Központi- és az Északi-Börzsöny 2014. évi jégtöréssel érintett területén mutat (kisebb foltokban) kiugró (4 feletti) értékeket. A 20 cm átmérő feletti álló holtfák gyakoriságát mutató térkép ugyanakkor a hegység szinte teljes területére kiterjedően mutat magas (0,75 feletti) értékeket. Vagyis: kevés számú 20 cm feletti álló holtfa sokfelé előfordul, ugyanakkor (más átmérőosztályokkal együtt) kiugró számú álló holtfa csak a hegység egyes belső területein!

Az álló holtfa korhadtsági fok szerinti megoszlását a protokoll sajátosságai miatt a 21–50 cm-es és az 50 cm átmérő feletti átmérőosztályokra tudjuk megadni. Az elemzések alapján (tájegységi szintű, általános jellemzés szándékával) azt mondhatjuk, hogy a friss besorolású (jelentősebb kéregborítással, még fennlevő koronarészekkel, ágakkal rendelkező) pontok mindkét átmérőosztályban 50% feletti arányt mutatnak, míg a vegyes minősítésű pontok aránya 11% alatt van. Ez utóbbi adat értelmezéséhez hangsúlyozzuk, hogy csak mintapontként minimum 2 db, azonos átmérőosztályba tartozó törzs jelenléte esetén



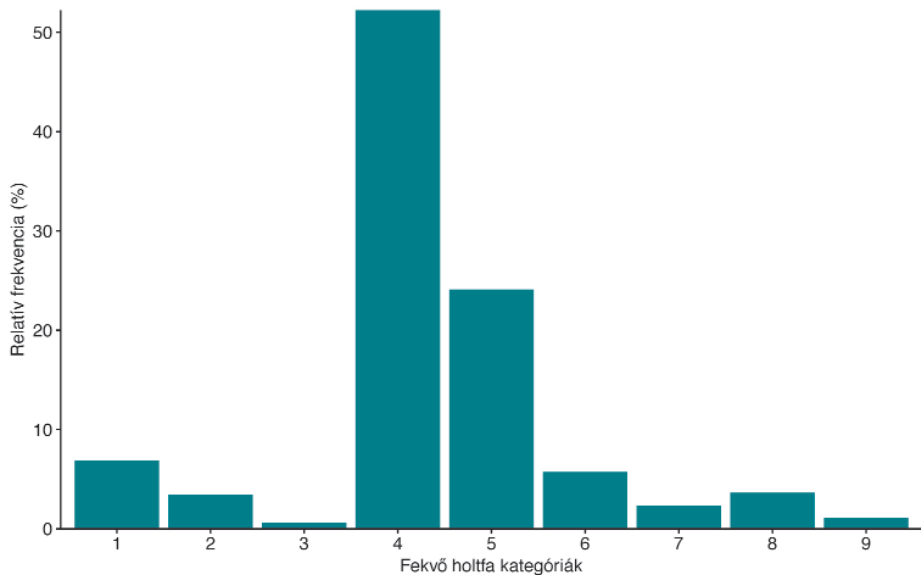
**IV.8. térkép:** Az álló holtfa darabszám megoszlása a Börzsönyben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos darabszámot jelentik.



**IV.9. térkép:** A 20 centiméter vastagságot meghaladó álló holtfát tartalmazó mintaterületek gyakorisága a Börzsönyben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületek alapján számolt százalékos gyakoriságot jelentik.

adható ez a minősítés. A korhadt (kéreglevált, ágak nélküli, xilofil élőlénycsoportoknak azonnal megtelepedési lehetőséget biztosító) törzseket hordozó pontok aránya a két átmérőosztálynál 31–43% közé esik.

A Börzsöny erdeiben a felmért mintapontok döntő részén (82,06%) felmérőink a 8–35 cm átmérőjű vastag holtfát is tartalmazó CWD4–CWD6 kategóriák egyikével jellemezték a fekvő holtfa mennyiségét. Kimagasló arányt (52,23%) a protokoll szerint 3 m<sup>3</sup>/ha holtfa-mennyiséget lefedő CWD4 kategória ért el (IV.15. ábra). A 35 cm átmérő feletti (tehát kifejezetten vastag) fekvő faanyagot tartalmazó CWD7–CWD9 kategóriák a pontoknak csak csekély hányadán (7,09%) kerültek rögzítésre, ugyanakkor viszonylag alacsony a vastag holtfa nélküli pontok (FWD1–FWD3) aránya is (10,85%). A fekvő holtfa átmérő és mennyiség szerinti megoszlása összességében azt sugallja, hogy a Börzsöny erdeinek csak töredékében található jelentősebb mennyiségű (10–50 m<sup>3</sup>/ha) és dimenzióit tekintve is méretes faanyag, az állományok zömében csupán 8–35 cm-es átmérő-tartományba eső, változó mennyiségű (de: jellemzően 5 m<sup>3</sup>/ha mennyiség alatti) fekvő holtfa fordul elő. Fontos kiemelni, hogy ez az általános kép a 2014. év végi jégtöréssel sújtott, Kemence-völgy környéki erdőtömbbel együtt rajzolódik ki. Az említett térségben ugyanis az időjárási anomáliák következtében rövid idő alatt közel 100 000 m<sup>3</sup> faanyag dőlt/törött

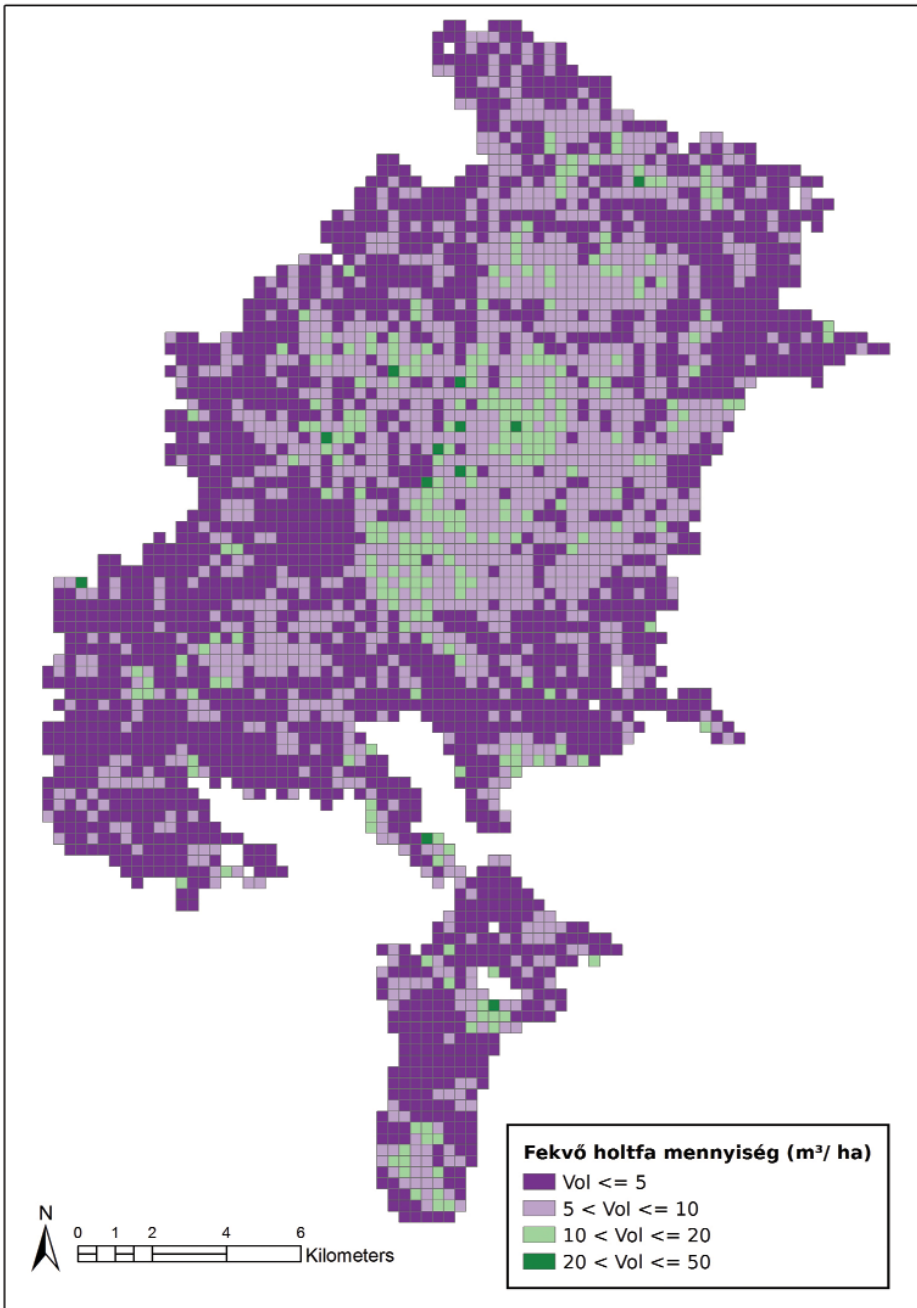


IV.15. ábra: A fekvő holtfa vastagságát és mennyiségét együttesen leíró kategóriák (1–9) gyakoriságeloszlása a Börzsöny erdeiben

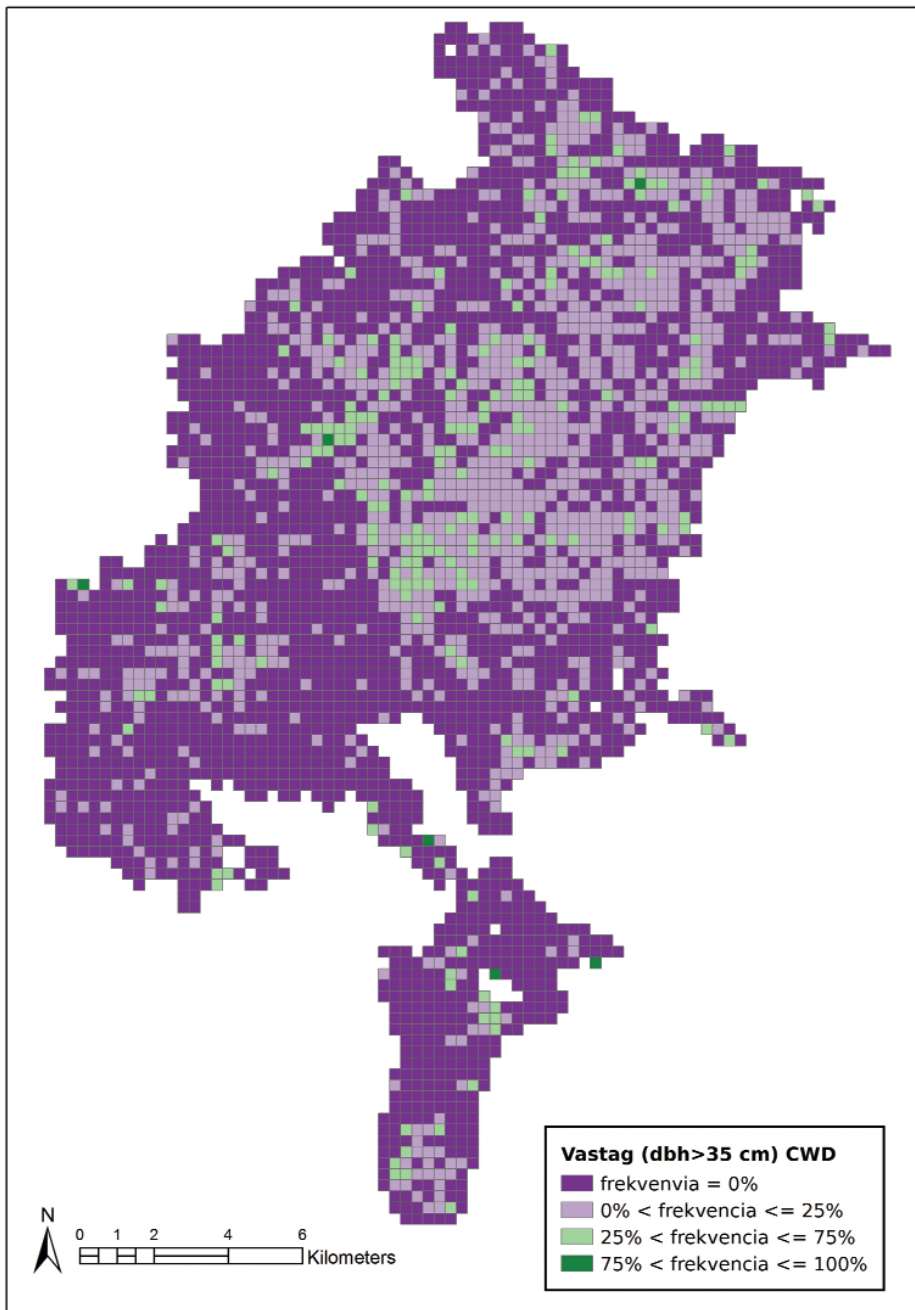
ki, amelynek jelentős részét aztán összetermelték (ezeken a területeken a felmérések a termelések után történtek). A jégtöréssel érintett területen ennek ellenére más borszönyi területekhez képest jelentősebb mennyiségű vastag (jórészt fekvő) holtfa maradt vissza. A tájegységi szintű statisztika jelentősebb elmozdulását azonban ezek a fekvő holtfában gazdagabb területek sem tudták előidézni. Az adatok értelmezéséhez fontos megjegyeznünk, hogy az alkalmazott skála sajátságából adódóan becsléseink a fekvő holtfa mennyiségét esetenként alábecsülhetik, hiszen a 6-os és 9-es kategória felülről nyitott. Abban a nem túl gyakori esetben, amikor kifejezetten nagy mennyiségű, de 35 cm átmérőt meg nem haladó fekvő holtfa fordul elő egy területen, felmérőinknek a tényleges mennyiségtől függetlenül 6-os értéket kellett rögzíteni. Hasonló érvényes a 9-es kategóriára is.

A fekvő holtfa mennyiségét (IV.10. térkép) vizsgálva elmondható, hogy a 35 cm átmérő feletti (kifejezetten vastag) fekvő faanyagot tartalmazó CWD7–CWD9 kategóriákat – illetve a CWD6 kategória értékeinek ide számításával a holtfában leggazdagabb (10–50 m<sup>3</sup>/ha) állományrészeket – elsősorban a Borszöny központi és északi területein, nevezetesen a Csóványos térségében, valamint a Kemence-völgy és a Nagy-völgy jégtöréssel leginkább érintett oldalvölgyeiben rögzítettünk. Ezt erősíti meg a 35 cm feletti CWD-t tartalmazó plotok arányát bemutató IV.11. térkép is. A vastagsági osztályok előfordulásának térbeli mintázatát részletesebben áttekintve az is elmondható, hogy vastag (8 cm feletti) holtfa nélküli pontok ugyanakkor a tájegység peremterületeire, a településekhez közeli, fragmentáltabb erdőtakaróval rendelkező térségekbe, illetve néhány burkolt erdei úttal feltárt völgybe koncentrálnak. Ilyen módon elmondható, hogy a hegység erdeinek zömére jellemző (csak 8–35 cm közötti fekvő holtfa jelenlétét definiáló) CWD4–CWD6 kategóriák mellett a „több és vastagabb”, valamint a „kevesebb és vékonyabb” eltérések térbeli mintázatát egyértelműen a domborzati adottságokból adódó nehezebb elérhetőség, a jégtörés előfordulása, illetve a lakott területektől és/vagy stabilizált utakkal feltárt térségektől való távolság határozza meg.

A fekvő vastag holtfa korhadtsági fok szerinti megoszlását a 35 cm alatti és feletti frakciókra külön mutatjuk be. Ez alapján a csak 8–35 cm átmérő közötti fekvő holtfát tartalmazó pontok közel 68%-án korhadt (erősen kéreghiányos, vékonyabb ágak nélküli, felpuhult, illetve szétporladó-széthulló), míg kb. 10%-án friss, 23%-án pedig vegyes korhadtsági állapotot rögzítettünk (IV.94. ábra, lsd: 408. oldal). Ettől jelentősen eltérően alakul a 35 cm átmérő feletti fekvő holtfa frakció minősítése, hiszen ebben az esetben (IV.96. ábra, lsd: 410. oldal) csak 46% minősült korhadtnak, s ezzel összemérhető (45%) a friss minősítésű



**IV.10. térkép:** A fekvő holtfa mintaterületenkénti átlagos mennyisége (m<sup>3</sup>/ha) a Börzsöny erdeiben 9 hektáros egységekre számolva



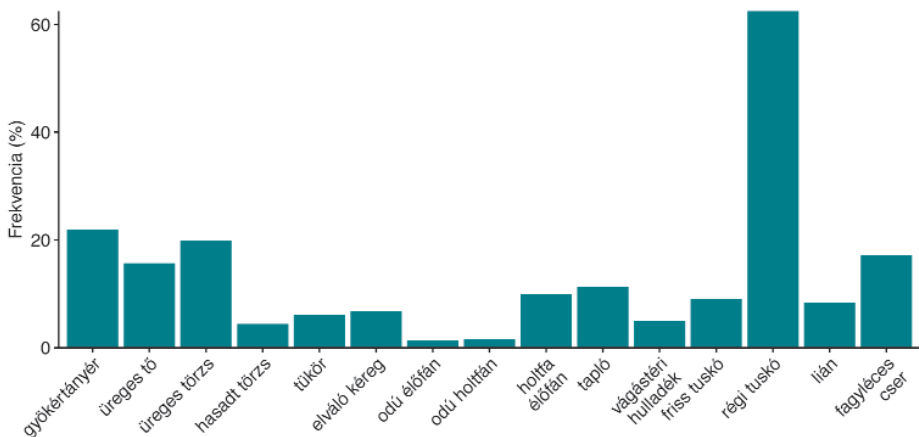
**IV.11. térkép:** A 35 cm-nél vastagabb fekvő holtfát tartalmazó mintaterületek gyakorisága a Börzsöny erdeiben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületek alapján számolt százalékos gyakoriságot jelentik.



pontok aránya is (a vegyes minősítésű pontok aránya csak 9% körüli). A két átmérő-kategória korhatdsági jellemzői közötti különbségek elsősorban a már említett (a felmért terület erdeit nagy volumenben érintő) jégtörés következményeivel magyarázhatók, hiszen a 2014-ben ledőlt/összetört törzsek jelentős része (főként középkorú-idős bükkösökről lévén szó) 35 cm átmérő feletti volt, illetve ezek a néhány éves dőlésből/törésből származó törzsek a felvételekben nyilvánvalóan a friss korhatdsági kategória arányát növelték.

#### IV.1.3.5 A faállományhoz kötődő mikrohabitatok értékelése

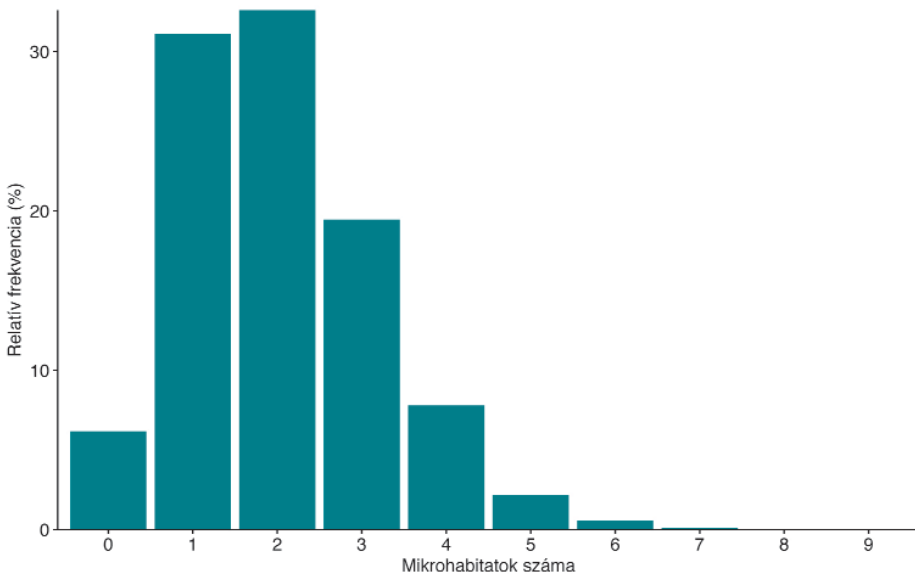
Az állományokban a felmérési protokoll szerint felveendő 15 féle mikrohabitat a Börzsöny területén erősen változó gyakorisággal jelenik meg (IV.16. ábra). Legnagyobb gyakorisággal a régi tuskót regisztráltuk (62,46%), ami lényegében nem váratlan, hiszen az elmúlt évtizedek erdőgazdálkodása nyomán az állományok zömében tényleg sokféle ott látjuk a 20 cm-es átmérőt meghaladó, korhadásnak indult, vagy már teljesen szétkorhadt tuskókat (régii tuskó nélküli nagyobb területek csak a Csarna-völgyben és a Rózsás-völgyben vannak). A felmért pontok közel ötödén regisztráltunk gyökértányér (21,86%) és üreges törzset (19,86%). Előbbi gyakoriságát elsősorban a Börzsöny bükkös és bükk-elegyes erdeit az elmúlt két évtizedben (legutóbb 2014-ben) ért természetes bolygatásokkal (széldöntés, jégtörés) magyarázhatjuk. Az üreges törzsek jórészt szintén a természetes bolygatások következtében, részben természetes üregképződéssel, részben palást menti sérülések miatt alakultak ki. A fagyléces cser



**IV.16. ábra:** A faállományhoz kötődő mikrohabitatok előfordulásának gyakorisága a Börzsöny erdeiben

(valójában nem mikrohabitat, csak praktikus okokból itt rögzített állomány-jellemző) a mintapontok 17,19%-án van jelen (a Központi-Börzsönyt leszámítva szinte mindenhol elég gyakori), az üreges tő a pontok 15,66%-án fordul elő, a fennmaradó mikrohabitat-típusok gyakorisága viszont 15% alatt marad. Itt érdekességként megemlíthető, hogy az erdőgazdálkodási tevékenységgel egyébként összefüggő friss tuskó és vágástéri hulladék mikrohabitatok a Csarna-völgy évtizedek óta érintetlen területeiről látványosan hiányoznak. A 15% gyakoriság alatti mikrohabitatok kapcsán külön is ki kell emelnünk az élőfán és holtfán kialakított odvak rendkívül alacsony gyakoriságát (1,30%, illetve 1,56%), hiszen ezek az értékek (figyelembe véve még a megtalálás nehézségéből adódó esetleges pontatlanságot is) markánsan jelzik a másodlagos odulakók számára kiemelten fontos odvas törzsek állományokon belüli hiányát!

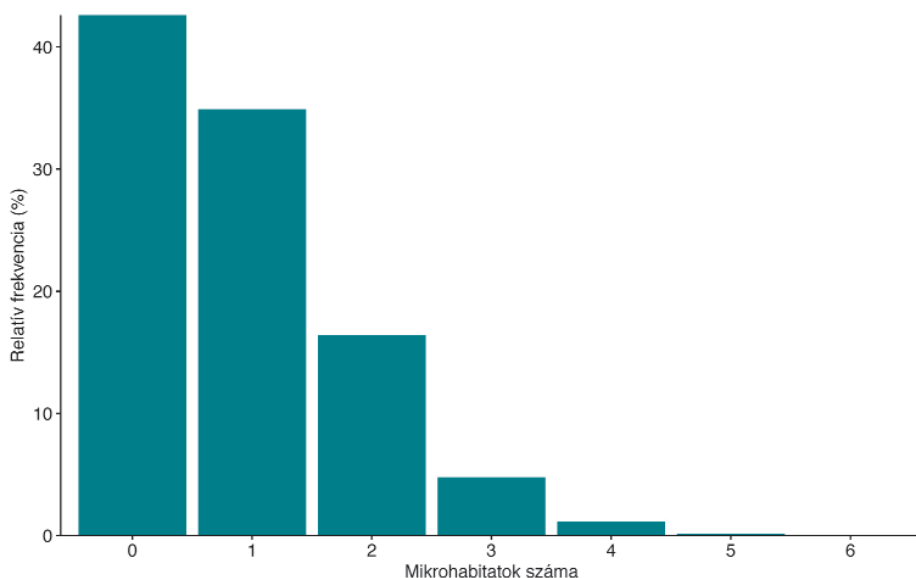
A faállományhoz kötődő mikrohabitat-féleségek mintaterületenként regisztrált darabszámának gyakoriságeloszlása (IV.17. ábra) azt mutatja, hogy legnagyobb arányban (31,12%, illetve 32,60%) 1-, illetve 2-féle mikrohabitat fordul elő a Börzsönyben felvett mintaterületeken. A mikrohabitat nélküli pontok aránya 6,18%, a 4 vagy annál több mikrohabitatot felmutató mintapontok pedig együttesen 10,65%-os arányt tesznek ki.



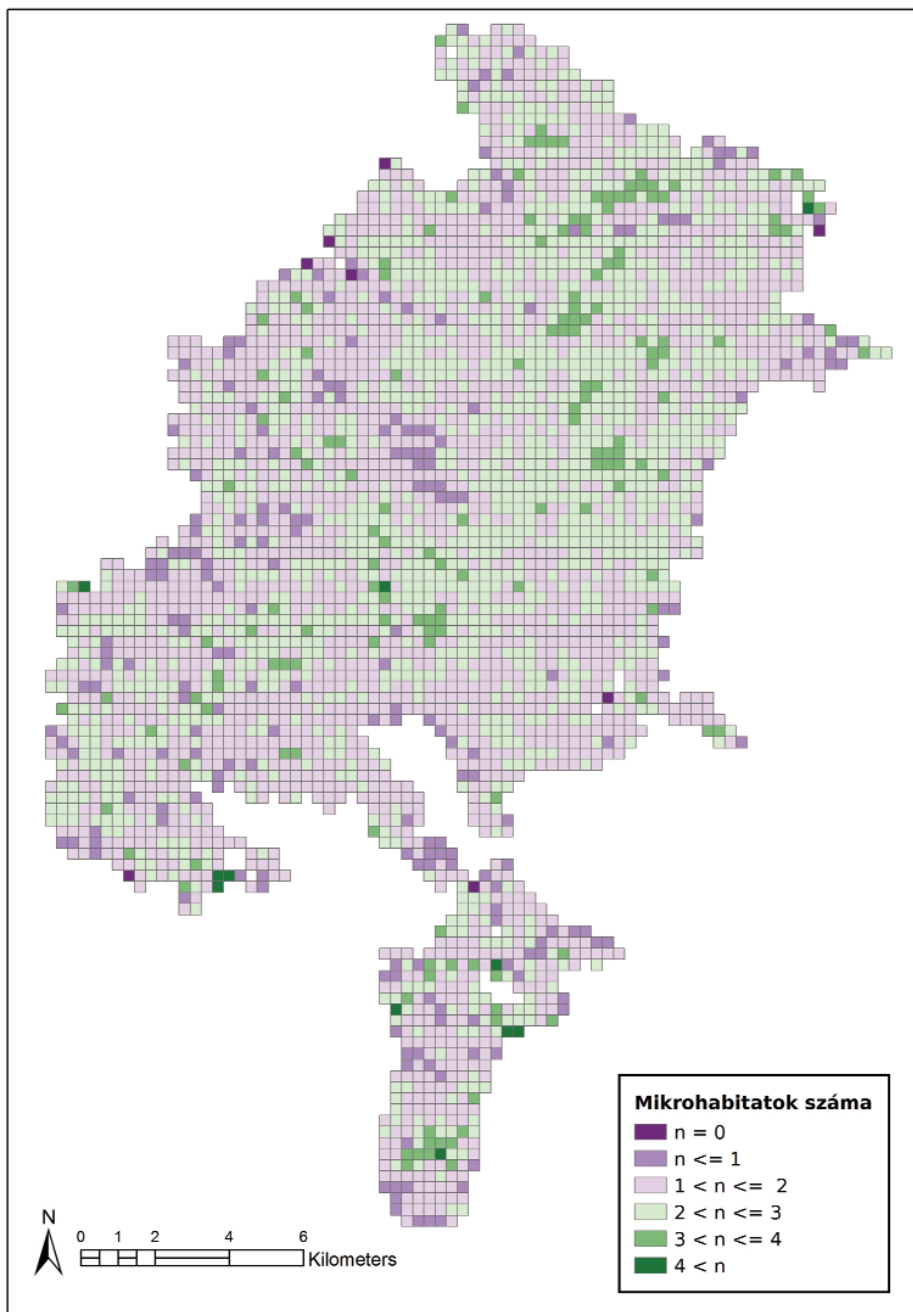
**IV.17. ábra:** A faállományhoz kötődő mikrohabitatok számának gyakoriságeloszlása a Börzsöny erdeiben

A faállományhoz kötődő mikrohabitat-szám térbeli mintázatát tekintve azt látjuk (*IV.12. térkép*), hogy a kifejezetten sok (4 vagy annál több) mikrohabitatot tartalmazó mintapontok a Szent Mihály-hegy környékén (a Zebegény–Nagymaros közötti vonulaton), a Csóványos délnyugati előterében (Nagyirtáspuszta környékén), a Kemence-völgy völgyfői részén, a Kemence-völgy és a Nagy-völgy között, valamint a hegység északi peremén elhelyezkedő erdőkben sűrűsödnek. A hegység belső részein a magas mikrohabitat-szám a korábbi és újabb természetes bolygatások mintázatával erős összefüggést mutat, de ettől függetlenül valamilyen mértékben nyilván a gazdálkodással régebb óta nem háborgatott erdők (elsősorban véderdők) is részt vesznek a magasabb értékek alakításában.

Ha csak a xilofil (holtfához kötődő) élőlénycsoportok szempontjából kiemelkedő fontosságú mikrohabitatokat (továbbiakban xilofil mikrohabitat) tekintjük (*IV.18. ábra*), a gyakoriságeloszlás nyilván más arányokat mutat. Xilofil mikrohabitat (gyökértányér, üreges tő, hasadt törzs, tükör, elváló kéreg, odú élőfán, odú holtfán, üreges törzs, holtfa élőfán) nélküli a felvett mintapontok 42,60%-a, ami kifejezetten magas arány és látványosan jelzi, hogy bár a Börzsöny erdei több változó tekintetében is változatos képet mutatnak, a holtfához kötődő fajok/fajcsoportok szempontjából a tájegység adottságai (később részletezendő



**IV.18. ábra:** A faállományhoz kötődő xilofil mikrohabitatok számának gyakoriságeloszlása a Börzsöny erdeiben



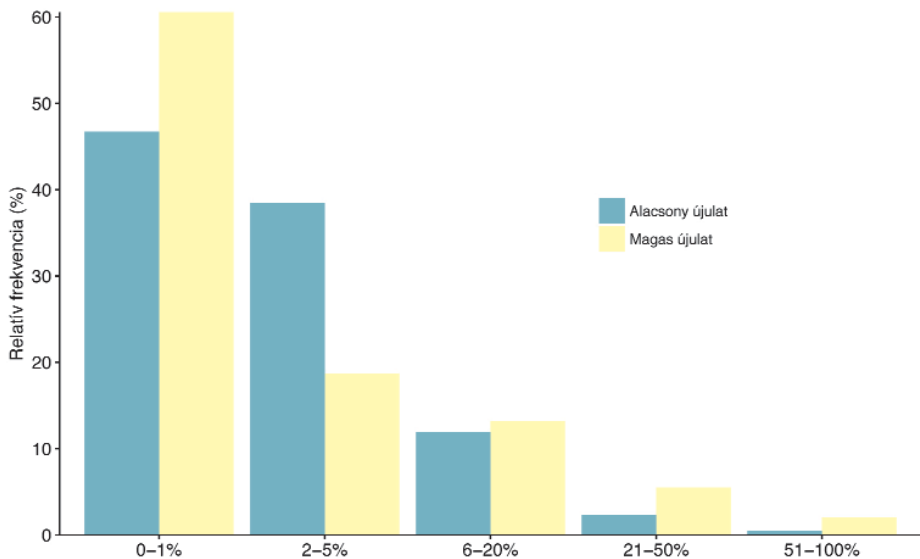
IV.12. térkép: A faállományhoz kötődő mikrohabitatok számának térbeli mintázata a Börzsöny területén

okok következtében) nem minden esetben és nem mindenhol kedvezőek. Ahol van xilofil mikrohabitat, ott a leggyakrabban előforduló mikrohabitat-szám az 1 (34,90%). A 4 vagy annál több mikrohabitatot felmutató mintapontok pedig együttesen csak 1,32%-os arányt tesznek ki, vagyis a xilofil mikrohabitatokban kifejezetten gazdag pontok/helyszínek nagyon-nagyon ritkák.

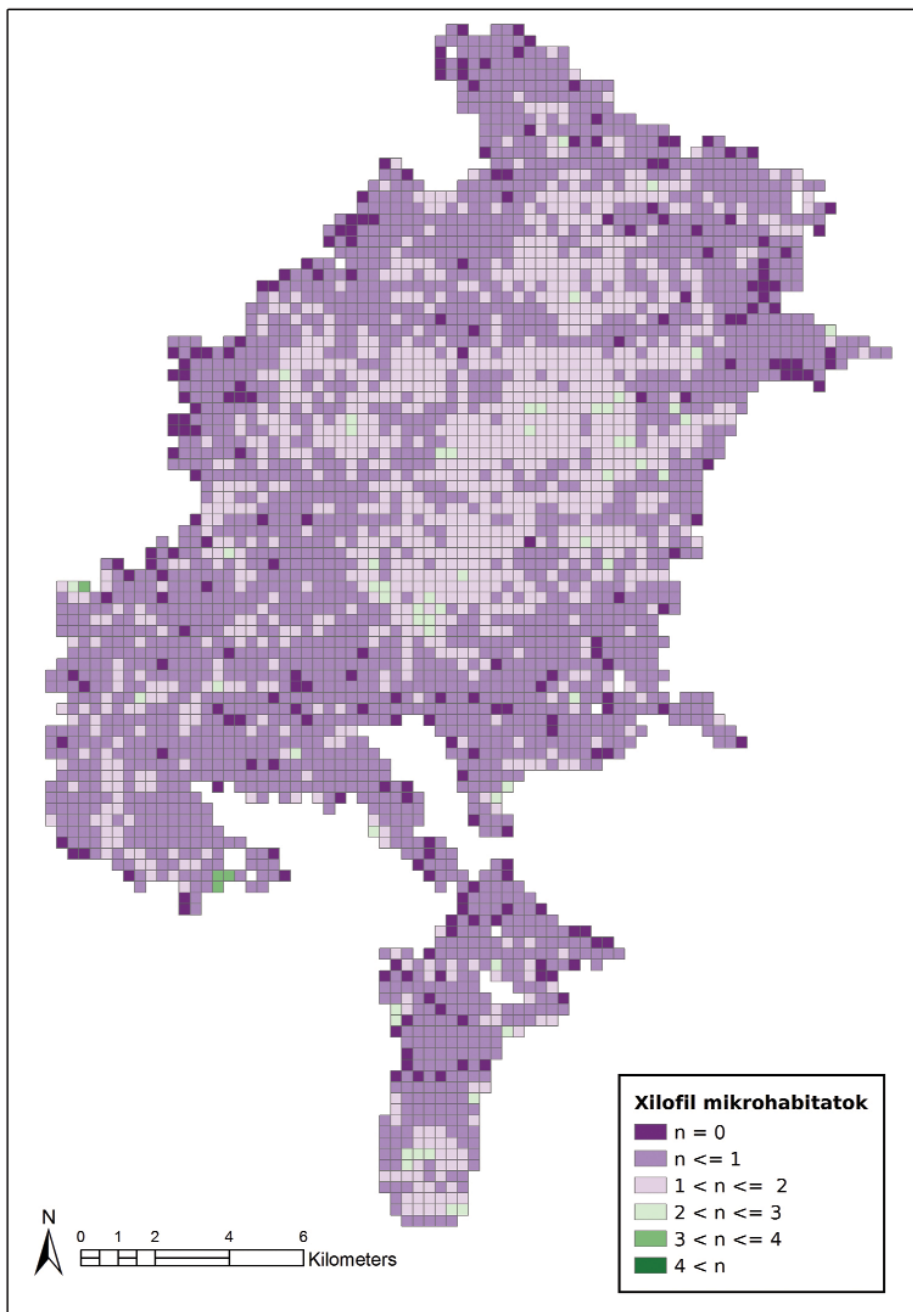
A xilofil mikrohabitatokban igen gazdag (4 vagy annál több) pontok min-tázata az alacsony esetszám miatt érdemben nem vizsgálható, az idevágó térkép (IV.13. térkép) alapján azonban látszik, hogy a 3 xilofil mikrohabitatnál leírt pontok elsősorban itt is a hegység belsejének korábban már említett részterületeire esnek.

#### IV.1.3.6. Az újulat és a vadhatás értékelése

A Börzsöny területén felkeresett 35 048 mintapontból összesen 34 540 ponton történt újulat-felvétel. A fennmaradó 508 helyszínen olyan 70%-nál nagyobb záródású, *fiatalos* főkategóriába sorolt állományt találtunk, ahol a protokoll értelmében szubplot-felvételt, s így ezen belül újulat-felvételt nem kellett végezni. Az újulat-adatokkal rendelkező 34 540 mintaponton az alacsony és a magas újulat borításának vizsgálatához kiszámítottuk a borítási kategóriák gyakoriságelosz-lását (IV.19. ábra). Az elemzésből kitűnik, hogy a borítási értékek növekedésével



**IV.19. ábra:** Az alacsony és magas újulat borítás-kategóriáinak gyakoriságeloszlása a Börzsöny erdeiben

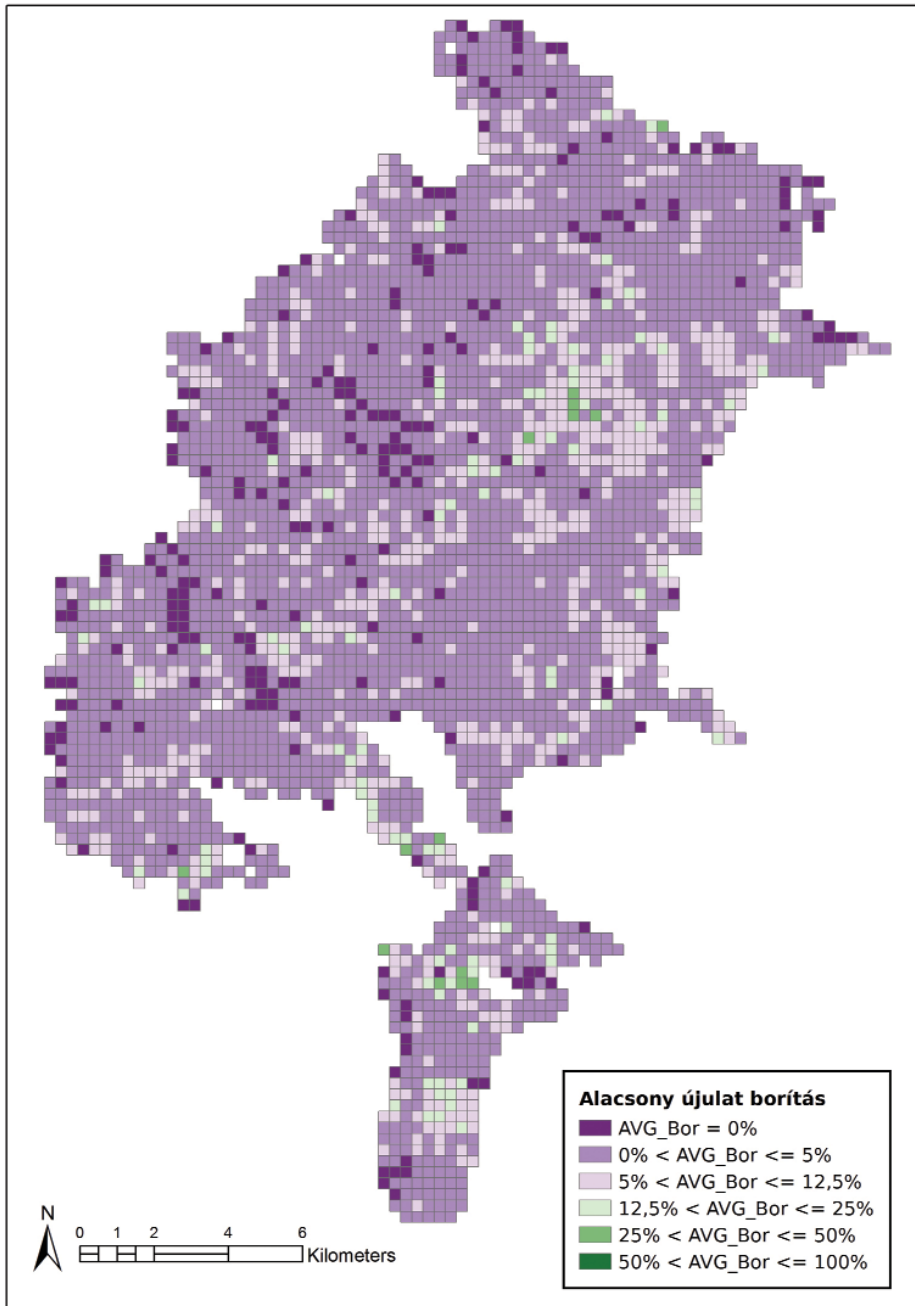


IV.13. térkép: A xilofil mikrohabitatok számának térbeli mintázata a Börzsöny területén

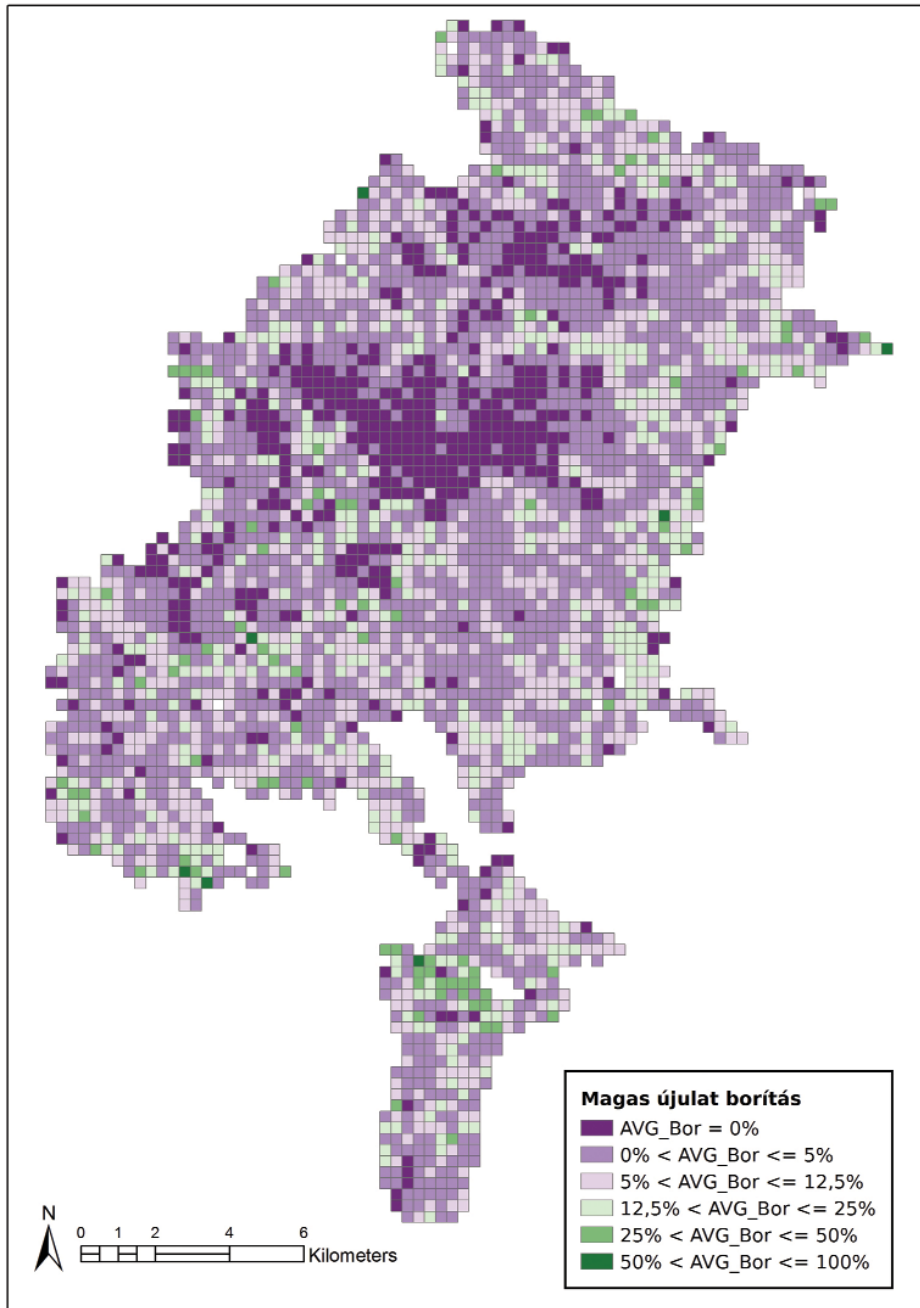
a gyakoriság-értékek mind az alacsony (0–0,5 m), mind a magas (0,5–2,5 m) újulatnál erős csökkenést mutatnak. Az alacsony újulat esetében a pontok 46,73%-án, a magas újulat esetében a pontok 60,56%-án csak 0–1%-os borításértékek adódtak, ami a középkorú és idős erdők tájegységi dominanciája és a vadhatás miatt talán nem annyira meglepő. Számottevő mennyiségű (5% borítás feletti) alacsony újulatot a mintaterületek 14,79%-án, magas újulatot pedig a pontok 20,72%-án találtunk. A tájegység esetében érdekesség, hogy az 5% feletti borítási kategóriák gyakorisága a magas újulat esetében kedvezőbb pozíciót mutat, mint alacsony újulat esetén. Mindez valószínűleg azzal áll összefüggésben, hogy míg a 20–50%-os és 50–100%-os borításkategóriákkal leírt pontok alacsony újulat esetében a hegység legmagasabb területeire (lényegében a bükkös öv felső részébe) esnek, addig magas újulatnál az alacsonyabb régiók, illetve a hegységperem fényben gazdagabb, jórészt tölgy dominanciájú állományaihoz kötődnek. Mivel utóbbi állományok a zonális erdőövek elhelyezkedése miatt magasabb területi reprezentáltsággal vannak jelen a tájegységben, esetükben – a tájegységben tűrhető mértékű vadhatásnak is köszönhetően – a legmagasabb borításkategóriák gyakoriságértékei is magasabbnak adódnak.

A borítási kategóriák gyakoriság-adatai mellett a borításviszonyok térbeliségét is bemutatjuk. Az alapadatokat térbeli változatosságának egyfajta kisimításaként a térképünk itt is úgy készült, hogy több területnagyságot reprezentáló virtuális hálókkal lefedtük a teljes területet, s minden 1, 2, 4 és 9 hektáros négyzethez hozzárendeltük az adott négyzetben felvett borításértékek átlagait (a *IV.14-15. térképeken* 9 hektáros négyzetek láthatóak). Az alacsony újulat borítási kategóriák térbeli mintázata kapcsán elmondhatjuk, hogy a hegység nagy részére jellemző nagyon alacsony értékek „tengerében” az átlagosan 5% feletti borítással bíró területek aránylag elszórtan helyezkednek el, illetve a Nagyirtáspusztá–Csóványos vonalban, a Kemence-völgy Csóványostól északkeletre fekvő völgyfői részén, valamint a keleti hegylábban – a korábbi természetes bolygatások mintázatával gyanítható összefüggésben – koncentráló előfordulások is kimutathatóak. Magas újulat esetében ettől jelentősen eltérő mintázatot kapunk. Jelentősebb kiterjedésű magas újulat nélküli területek mutatkoznak ugyanis a Központi-Börzsöny, továbbá a Kemence-völgy és Nagy-völgy közötti térség bükk által uralt, zárt, fényben szegény állományaiban. A magas újulat esetében a nagyobb borítási értékek kifejezetten a hegységperemre és a Duna-kanyarhoz közel eső déli területekre tolódnak. Utóbbi jelenség hátterében főleg a peremterületeken uralkodó tölgyes öv sajátosságai (kissé lazább záródás, fényben gazdagabb erdőbelső), kisebb részben a hegylábi bolygatások (fakitermelések), néhol talán a települések közelsége miatt mérsékeltebb vadhatás feltételezhető.



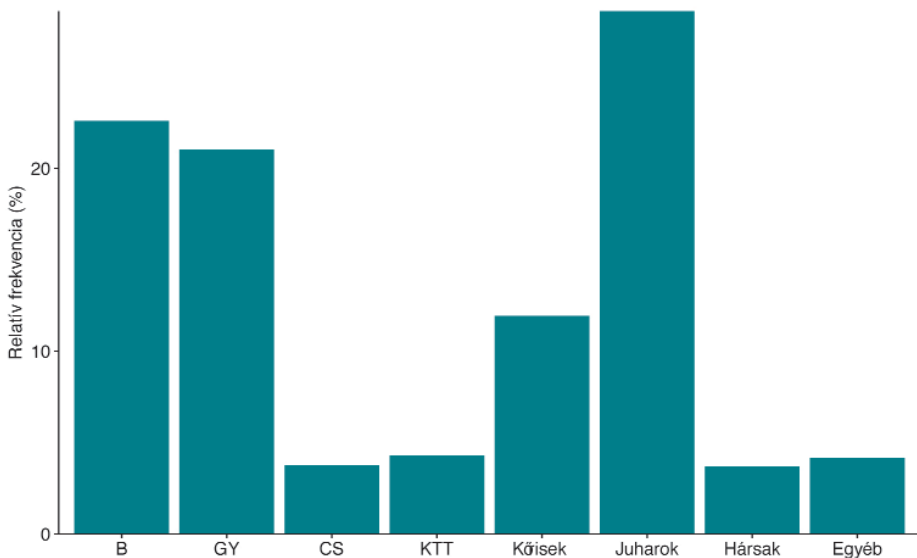


**IV.14. térkép:** Az alacsony újulat átlagos borításának térbeli megoszlása a Börzsönyben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos borítást jelentik.



**IV.15. térkép:** A magas újulat átlagos borításának térbeli megoszlása a Börzsönyben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos borítást jelentik.

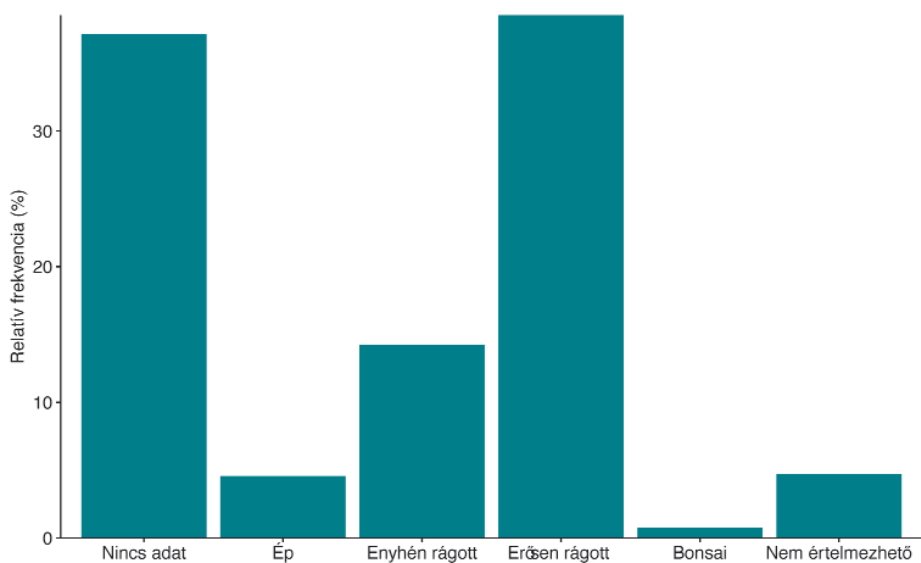
Amennyiben valamelyik frakció borítása meghaladta az 5%-ot, az alacsony és/vagy magas újulat leírásánál domináns, vagyis az újulat összborításából legalább 20% relatív részesedéssel rendelkező fajok felvételére is sor került. Ez alapján domináns újulatfajt összesen 13 632 lokalitással rögzítettünk, az érintett mintapontok száma viszont csak 10 189 – a különbség oka, hogy egy-egy mintaterületen több domináns újulatfaj felvételére is lehetőség volt. A fajonként vett, összes lokalitáshoz (13 632) viszonyított gyakorisági értékek alapján azt látjuk (IV.20. ábra), hogy a leggyakoribb domináns fajok a juharok (első-sorban a mezei juhar, a magasabb régiókban kisebb részben hegyi és korai juhar; együtt 28,59%), majd a bükk (22,59%) és a gyertyán (21,01%) következik. A további fajok közül talán még a kőriseket (a magasabb régiókban magas kőris, a hegység déli részén a virágos kőris; együtt 11,93%) említhetjük, a fennmaradó fajok viszont már mind 5% alatti gyakoriságot mutatnak. Az adatsorok egyrészt a hegység peremén és déli oldalában nagy területet lefedő tölgyes öv leggyakoribb újulatfajára, a mezei juharra utalnak, másrészt a magasabb régiók üde erdeinek (gyertyános-tölgyesek, bükkösök) meghatározó újulatfajait (gyertyán, bükk, hegyi juhar) emelik ki. Szembetűnő, hogy a kocsánytalan tölgy és a cser domináns jelenlétének gyakorisága egyaránt igen alacsony. A magyarázat itt a felmért állományok záródás-jellemzőiben és az említett fajok újulatának jelentős



IV.20. ábra: Újulatfajok gyakoriságmegoszlása a domináns újulattal rendelkező borszónyi mintaterületeken

fényigényében keresendő. A Börzsöny erdeinek zöme kifejezetten zárt, a fényben szegény erdőbelső pedig nem kedvez a kocsánytalan tölgy és cser magoncok domináns megjelenésének – még az árnyaló fafajok nélküli cseres-tölgyesek régiójában sem.

Az újulat-adatokkal rendelkező 34 540 mintapontból összesen 12 840 olyan helyszín (37,17%) adódott, ahol az alacsony és a magas újulat borítása is 0–1%-nak bizonyult, így a rágottság mértékének megállapítására és felvételére a protokoll értelmében nem került sor. A fennmaradó 21 700 mintaterületről viszont rendelkezünk rágottsági adatokkal, s ezekre alapozva körvonalazható a hegységben az újulatra nehezedő vadhatás mértéke. A rágottsági kategóriák gyakoriság-elemzése (IV.21. ábra) mindjárt rá is mutat a legmarkánsabb eredményre, hiszen jól látható, hogy a tájegységben leggyakrabban (38,54%) „erősen rágott” minősítéssel vettünk újulatot. Az „ép” minősítésű pontok aránya igen csekély (4,57%), s szerény az „enyhén rágott” minősítésű pontok aránya (14,22%) is. A „nem értelmezhető” kategória 4,72%-os értéke a csíracsemekkel leírt, vagy a felvételezés előtt erdősítés-ápolással érintett pontok arányára utal. A számításokat másféleképpen is elvégezve megállapítható, hogy az „erősen rágott” és „bonsai, csutak” kategóriák összes rágottsági adattal rendelkező ponton belüli tájegységi aránya együttesen 62,58%! Összességében a hegységben komoly

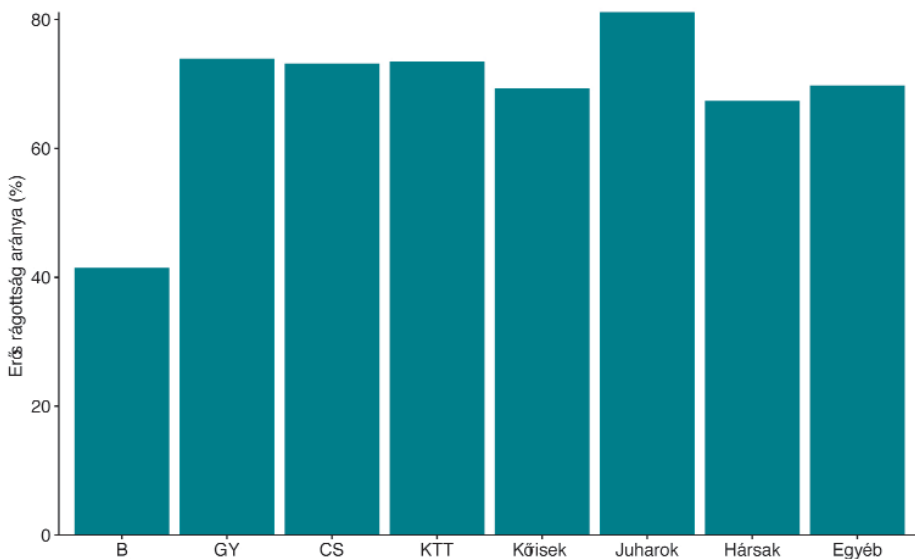


IV.21. ábra: A rágottsági kategóriák gyakoriságeloszlása a Börzsöny erdeiben

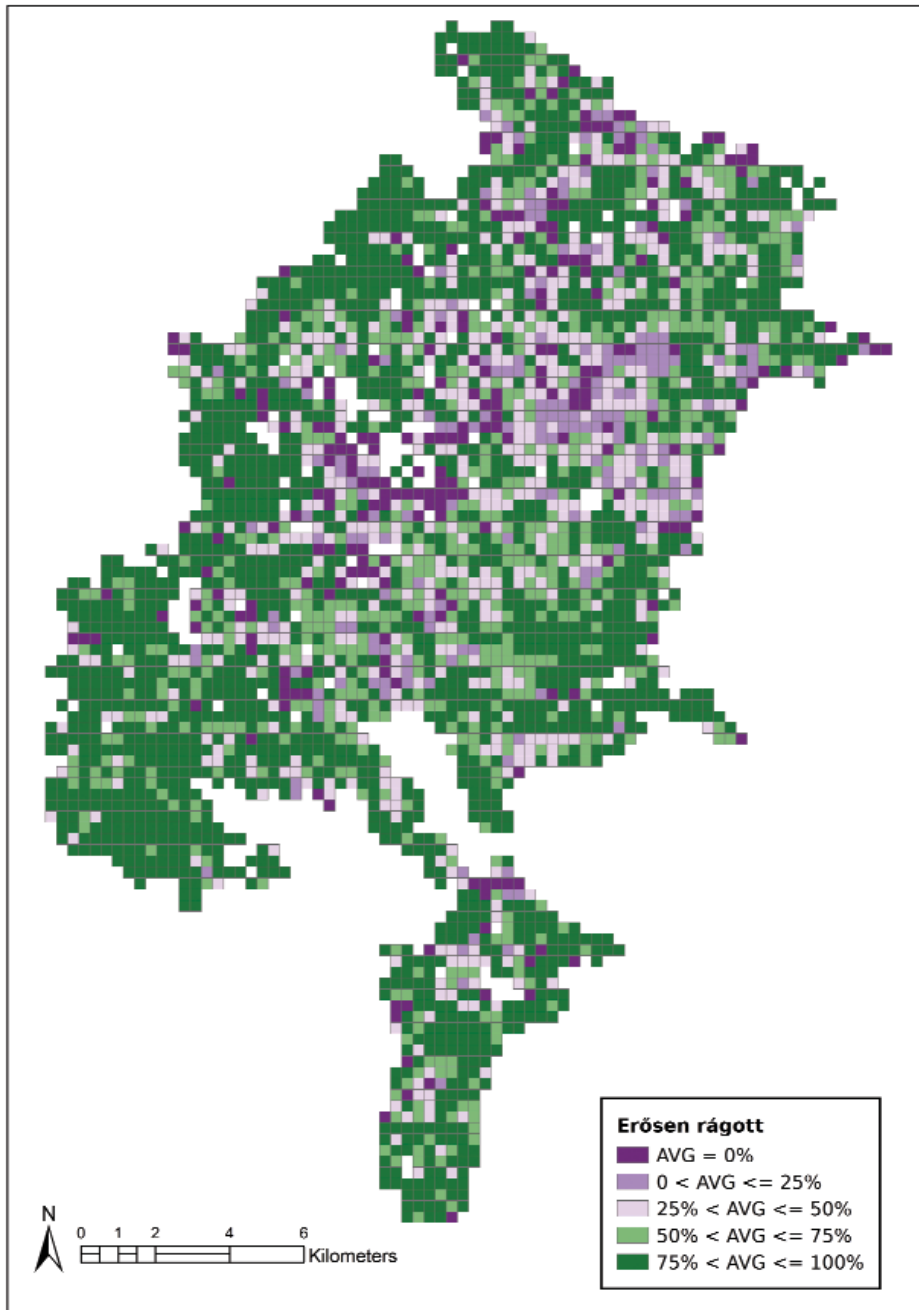
mértékű, de a tapasztalatok alapján a természetes erdődinamikai folyamatokat, illetve a természetes erdőfelújítást teljesen nem ellehetetlenítő vadhatás (főként a gímszarvas rágáskár) érvényesül.

A rágottság-elemzés kibővítéséhez lehetőségünk van megnézni, hogy az „erősen rágott” + „bonsai, csutak” kategória aránya hogyan alakul az egyes fafajok domináns újulatában (IV.22. ábra). Szembeötlő eredményként itt azt kaptuk, hogy a bükk domináns újulata esetében a legalacsonyabb az „erősen rágott” minősítés aránya (41,44%), míg a többi fafajnál ennél jóval magasabb, 70%-ot megközelítő, vagy afeletti értékek adódtak. Mindebből arra következtethetünk, hogy a vadhatás (vadrágás) mértéke a bükkújulat dominanciájával leírható állományokban és helyszíneken (illetve a bükkre vonatkozóan) jóval alacsonyabb, mint a többi fafaj (kocsánytalan tölgy, cser, őshonos elegyfák) esetében.

A vadhatás-témakör elemzése során az „erősen rágott” + „bonsai, csutak” minősítésű területek hegységen belüli términtázatának bemutatását is fontosnak tartjuk. A IV.16. térképen az egyes 9 hektáros négyzetekhez hozzárendeltük az adott négyzetre számított relatív gyakoriságértéket, vagyis a 9 hektáron belül mintavételezett azon pontok arányát, ahol a újulat rágottsága „erősen rágott” vagy „bonsai, csutak” minősítést kapott. A kapott mintázatból kiolvasható, hogy az intenzív rágottság alacsonyabb (25% alatti) gyakorisággal fordul elő a



IV.22. ábra: Az intenzíven rágott minősítés („erősen rágott” + „bonsai, csutak” kategóriák) aránya az egyes fafajok domináns újulatában a Börzsönyben



**IV.16. térkép:** Az intenzíven rágott újulat („erősen rágott” + „bonsai csutak” kategóriák) jelenlétének átlagos gyakorisága a Börzsönyben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületek alapján számolt százalékos gyakoriságot jelentik.

Központi-Börzsönyben és Diósjenő térségében, ugyanakkor a peremterületeken kifejezetten magas (75% feletti) gyakoriságértéket találunk. Ez a fajta elrendezés alapvetően három tényezőre vezethető vissza. A Központi-Börzsönyben az újulat egyrészt bükk dominanciájú, s korábban már láttuk, hogy domináns jelenlét esetén a bükknél a legalacsonyabb az erős rágottság mértéke. Másrészt a korábbi elemzések alapján megemlíthető, hogy a Központi-Börzsönyben (az állománytípusok és a záródásviszonyok miatt) szinte teljesen hiányzik a magas újulat, ami egyébként az újulat két méretosztályából vadragás szempontjából „frekvenciáltabb”. Mindezeket túl a 2014. évi jégtörésnek is lehet hatása a mintázatra, hiszen az erősen jégtörött, összedőlt, Kemence-völgy és Diósjenő térségébe eső állományrészek a vad mozgása és tartózkodása szempontjából – részben a gyökértányéros, sok holtfával fedett felszín, részben a fakitermelési munkák miatt – kedvezőtlen adottságúnak minősíthetők. Az ellenpéldaként felhozható hegységperemi területeken az állományokat elsősorban a vadragással fokozottabban érintett fafajok (kocsánytalan tölgy, cser, gyertyán, mezei juhar stb.) alkotják, s a tölgyes állományok fényviszonyai miatt ezeken a területeken – mint fentebb már láttuk – a vad (elsősorban a gímszarvas) számára fontos táplálkozási felületet nyújtó magas újulat kifejlődéséhez is kedvezőbbek a feltételek. A hegylábi részeket a korábbi, illetve 2014. évi természetes bolygatások nem, vagy csak alig érintették, így korlátozó feltételként ezzel a hatással sem kell itt számolni.

#### IV.1.3.7. Az adventív fajok előfordulásának értékelése

A Börzsöny erdeiben adventív fafajokat a faállomány-leíró adatok rögzítése során összesen 5 390 lokalitással vettünk fel (*IV.11. táblázat*). A faállományban adventív fafajokat tartalmazó pontok száma (a lokalitások közötti átfedéseket elhagyva) összesen 4 616, ami a felvett mintaterületek 13,17%-a. Ugyanez az adatsor csak az újulatban (a plot teljes területén, vagyis a szubploton belül és a plot fennmaradó részén együttesen) felvett adatokra nézve: összesen 2 897 lokalitásban vettünk fel adventív újulatot, míg az adventív újulattal érintett pontok száma 2 693, ami a felvett mintaterületek 7,68%-a. A faállományra vonatkozóan kalkulált arányszám (13,17%) az Országos Erdőállomány Adattár (OEA) adventív fafajokra vonatkozó adatahoz (7,49%) képest érzékelhetően magasabb. A különbség egyrészt az OEA és az erdőállapot-felmérés adatgyűjtési módszertanából származik, másrészt bizonyos, hogy az erdőállapot-felmérés nagy számban rögzített olyan lokalitásokat is, amelyek az adattári adatok között nem szerepelnek.



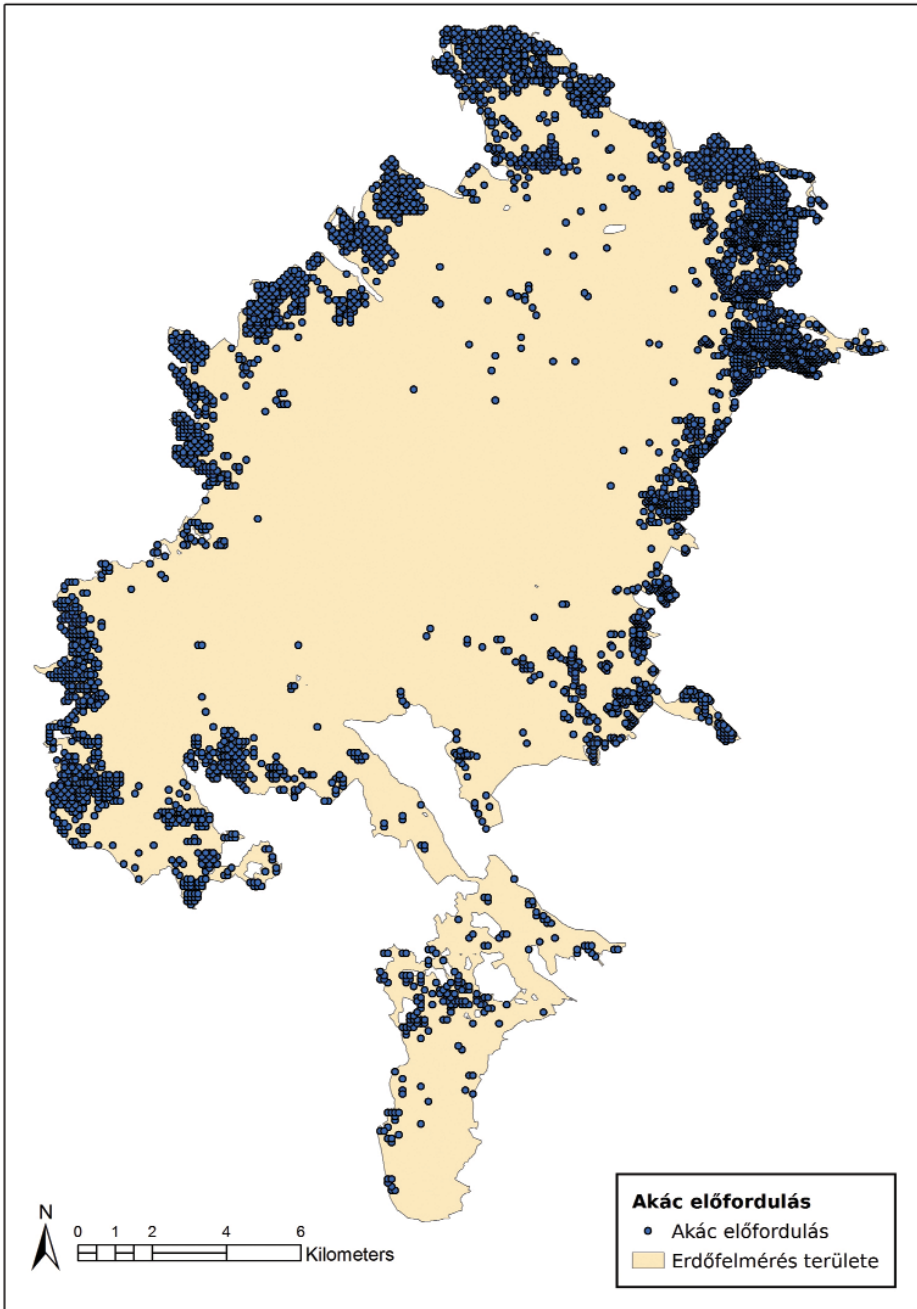
**IV.11. táblázat:** Az adventív fafajok jelenléti aránya (az Országos Erdőállomány Adattár, illetve az erdőállapot-felmérés faállomány- és újulat-adatai alapján) a Börzsöny erdeiben

Adventív fafajok	OEA szerint %	Faállományban		Újulatban (szubplot+plot)	
		db	%	db	%
Zöld juhar ( <i>Acer negundo</i> )	0,00	2	0,01	4	0,01
Vadgesztenye ( <i>Aesculus hippocastanum</i> )	0,01	16	0,05	11	0,03
Bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	0,01	78	0,22	131	0,37
Kajszibarack ( <i>Armeniaca vulgaris</i> )	0,00	1	0,00	0	0,00
Szelídgesztenye ( <i>Castanea sativa</i> )	0,03	119	0,34	36	0,10
Nyugati ostorfa ( <i>Celtis occidentalis</i> )	0,00	3	0,01	0	0,00
Amerikai kőris ( <i>Fraxinus pennsylvanica</i> )	0,00	1	0,00	4	0,01
Krisztus-tővis ( <i>Gleditsia triacanthos</i> )	0,00	1	0,00	0	0,00
Fekete dió ( <i>Juglans nigra</i> )	0,00	2	0,01	4	0,01
Közönséges dió ( <i>Juglans regia</i> )	0,01	172	0,49	166	0,47
Vörösfenyő ( <i>Larix decidua</i> )	0,39	903	2,58	12	0,03
Fehér eper ( <i>Morus alba</i> )	0,00	12	0,03	6	0,02
Lucfenyő ( <i>Picea abies</i> )	0,25	317	0,90	19	0,05
Feketefenyő ( <i>Pinus nigra</i> )	0,22	234	0,67	5	0,01
Simafenyő ( <i>Pinus strobus</i> )	0,00	1	0,00	0	0,00
Erdeifenyő ( <i>Pinus sylvestris</i> )	0,71	461	1,32	19	0,05
Nemesnyarak ( <i>Populus x euramericana</i> )	0,08	14	0,04	0	0,00
Szilva ( <i>Prunus domestica</i> )	0,00	5	0,01	1	0,00

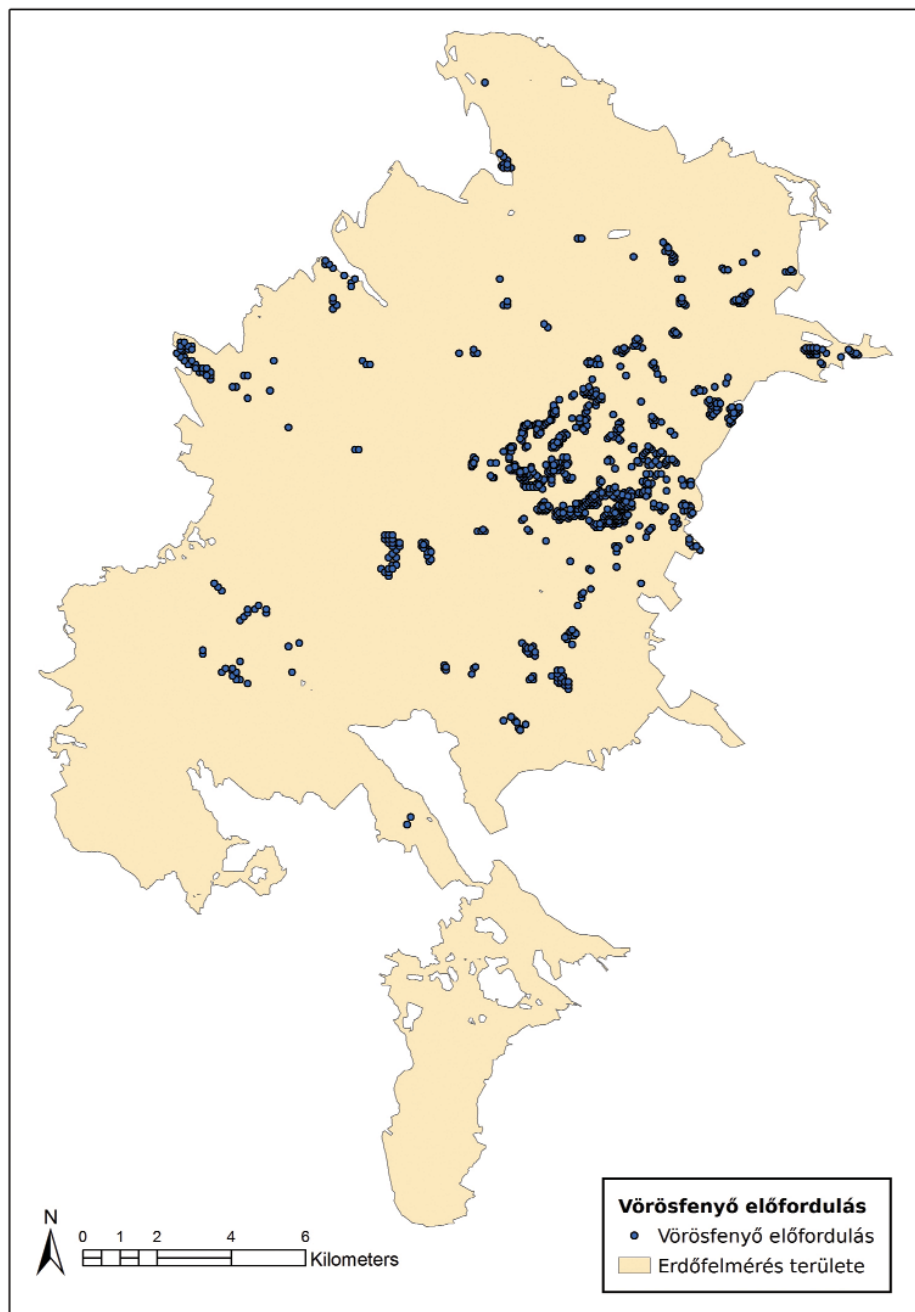
Duglászfenyő ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> )	0,01	10	0,03	2	0,00
Vöröstölgy ( <i>Quercus rubra</i> )	0,13	230	0,66	145	0,41
Akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	5,62	2 808	8,01	2 331	6,65
Egyéb fenyőfajok	0,02	0	0,00	0	0,00
Összesen:	7,49	5 390	---	2 897	---
Adventív fajokkal érintett pontok összesen:		4 616	13,17	2 693	7,68

A faállományban felvett adatok alapján a leggyakrabban felbukkanó adventív faj az akác (*Robinia pseudoacacia*), mely összesen 2 808 helyszínen, a mintapontok 8,01%-án került felvételre (IV.17. térkép). Az OEA szerinti területfoglalás 5,62%. A Börzsöny belsejében a faj megjelenése nagyon szórványos, az előfordulások zöme a hegység peremére esik. Különösen sok adat származik az északi-északkeleti hegylábrol (Parassapuszta, Nagyoroszi és Borsosberény térsége), valamint az északnyugati-nyugati peremterületekről (Bernecebaráti–Perőcsény és Ipolytölgyes–Letskés vidéke), ahol jelentős részben korábban más (gyep, szántó) művelési ágban hasznosított területeket kolonizált az akác. A hegység belseje felé – utak mentén, vágások és egyéb bolygatott területek közvetítő hatása révén – sarjakkal és magról is fokozatosan terjeszkedik. A plotból felvett újulat- adatok a faállomány- adatokkal szinte azonos términtázatot mutatnak, s a faj gyakorisága is közelít a faállományban felvett értékhez: összesen 2 331 lokalitásban, a mintapontok 6,65%-án rögzítettünk akác újulatot. A szubplotból felvett akác újulat- adatok mindössze 950 lokalitást érintenek, vagyis az akác újulatra vonatkozóan gyűjtött adatok több mint fele (1 381 db, 59,24%) a mintaterületek szubploton kívüli részéről származik. Utóbbi arány többek között arra utal, hogy az adventív fajok újulatának szubploton kívül is elvégzett felvételezése az állapotleíró rendszer fontos és hatékony – az adventív fajok jelenlétére vonatkozóan pontosabb, részletesebb képet biztosító – eleme.

Felmérésünkben a második leggyakrabban előforduló adventív faj a vörösfenyő (*Larix decidua*) volt: összesen 903 helyszínen, a mintapontok 2,58%-án jelent meg (IV.18. térkép). Maga a faj a hegység régóta természetfenyőféleje (vannak 100 év feletti törzsek is), jó termőhelyeken méretes törzseket nevel, gazdasági jelentősége számottevő. Az OEA szerint a faj területfoglalása



**IV.17. térkép:** Az akác (*Robinia pseudoacacia*) összes (szakaszra, faállományra és újulatra vonatkozó) adata a Börzsöny területén



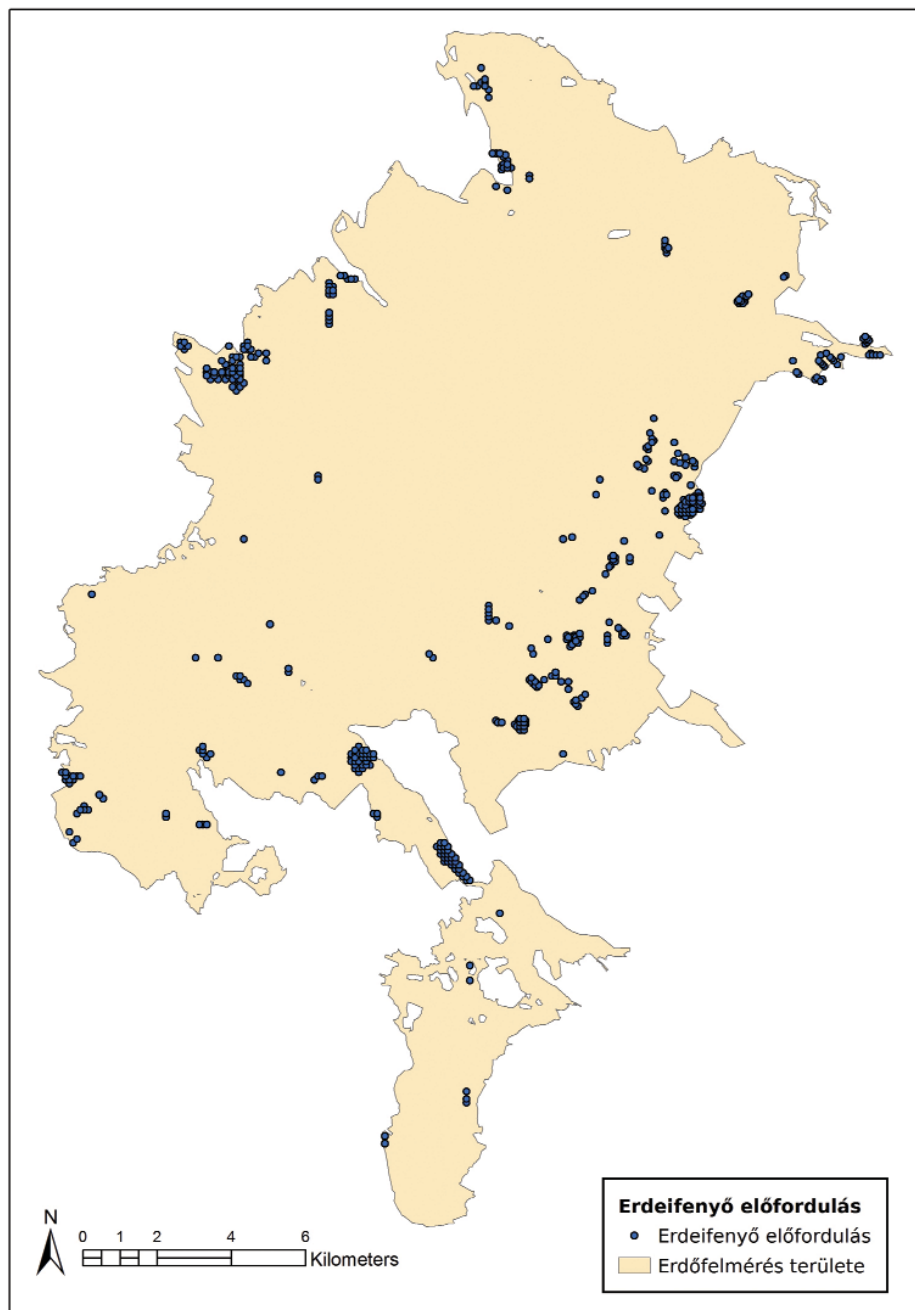
**IV.18. térkép:** A vörösfenyő (*Larix decidua*) összes (faállományra és újulatra vonatkozó) adata a Börzsöny területén

csak 0,39%, ami a bükkösökön belüli szórványos, szálankénti megjelenésre utal. Az előfordulások Diósjenőtől nyugatra (a Csóványos keleti lejtőire, illetve a Kemence-völgy völgyfői részére) koncentrálnak, s minden esetben korábbi erdészeti alkalmazásra (mesterséges erdősités, pótlás) vezethetők vissza. Természetes úton – szubspontán – a faj nem terjeszkedik, újulat-adata csak 12 helyszínről került elő.

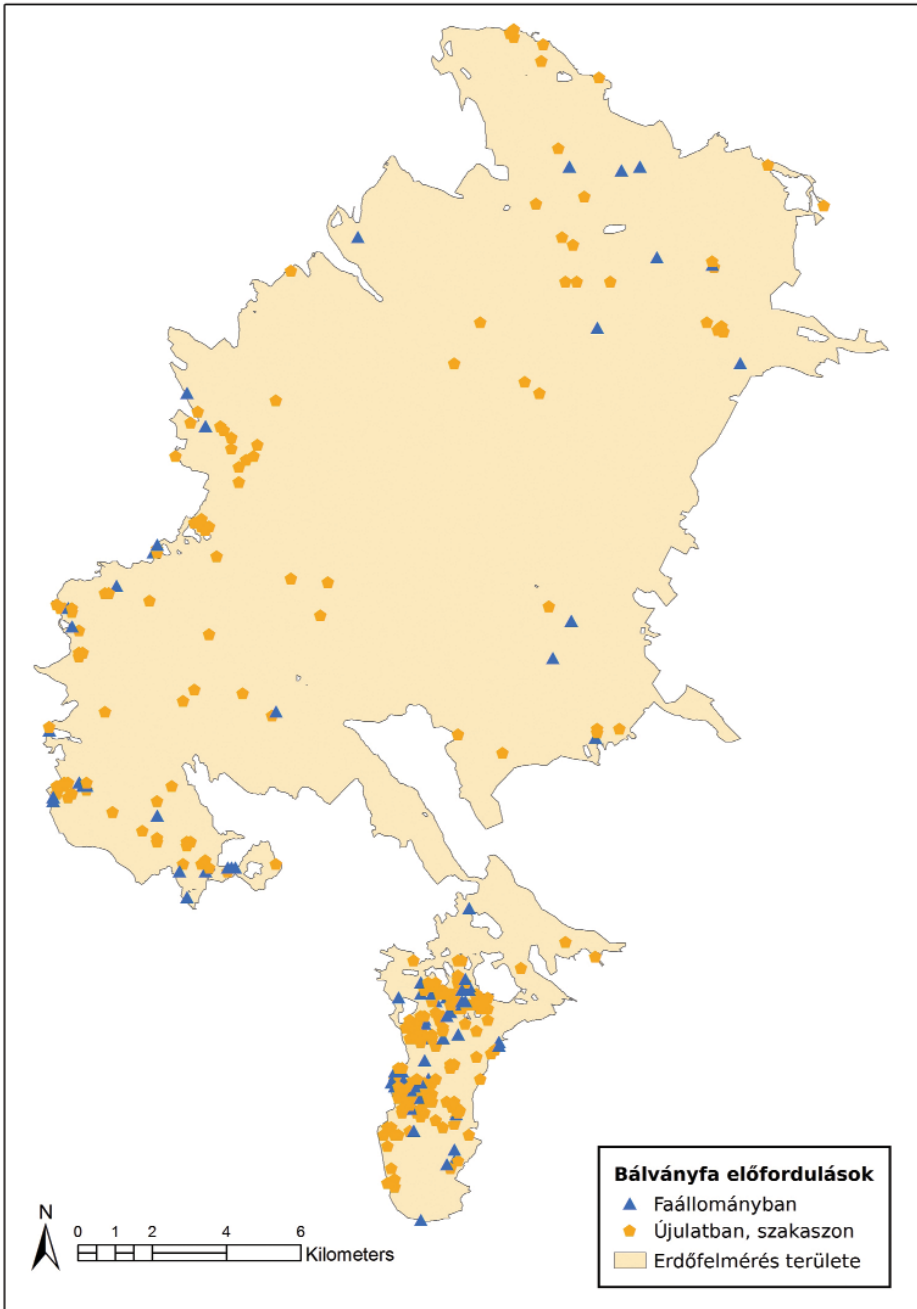
További, viszonylag még gyakori adventív faj az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*), amelynek 461 előfordulása (IV.19. térkép) a mintapontoknak összesen 1,32%-át teszi ki. Az OEA szerinti területfoglalás 0,71%. Szintén korábbi erdészeti alkalmazás révén van jelen a hegységben, s a főleg hegységperemi (pl. Diósjenő, Magyar-kút, Kóspallag és Ipolytölgyes környéke) állományok mind ültetettek. Az erdeifenyvesek és szórványos erdeifenyő törzsek zöme 70 év alatti, de elszórtan akadnak 100 év feletti példányok is. A zárt erdőtömbön belül magyszórás útján alig terjed, a plotban felvett újulat-adatok között mindössze 19 helyszínen találtuk.

A további adventív fafajok faállományból felvett adatai mind 1%-os részesedés alatt maradnak, két – a térségben viszonylag agresszíven terjedő, szakaszfelvétel során is sokszor rögzített – faj előfordulásaira azonban részletesebben ki kell térnünk. Közülük a bálványfa (*Ailanthus altissima*) faállományból (78 eset, 0,22%) és újulatból (30 eset szubplotból + 101 eset szubploton kívülről) rögzített előfordulásai (együttesen 131 eset, 0,37%) egyaránt a hegység déli, Zebegény–Nagymaros közötti nyúlványára (a Szent Mihály-hegy környékére) koncentrálnak (IV.20. térkép). A hegység belső területein való megjelenése egyelőre szerencsére csak nagyon szórványos, de zavartabb (gazdálkodás, vagy szélöntés-jégtörés révén bolygatott) állományokban, továbbá felnyíló erdőkben való terjeszkedésével – lényegében a Visegrádi-hegység térségében már kialakult helyzet expanziójával – a méretesebb-korosabb törzsek folyamatos magyszórása miatt a közeljövőben számolni kell. Külön figyelmet érdemel, hogy újulatának gyakorisága már most meghaladja a faállománynál tapasztalt értéket!

A másik faj a vöröstölgy (*Quercus rubra*), melyet faállományban 230 helyen (0,66%) mutattunk ki. Kisebb-nagyobb, foltszerű előfordulásai körkörösén a hegység peremét (Nagyoroszi, Diósjenő, Királyrét, Perócsény környéke) érintik (IV.21. térkép). A 70 évnél minden esetben fiatalabb állományok, illetve szórtan megjelenő törzsek erdészeti kultiválás eredményei (kisebb területeken a II. világháborút követően ültették a fajt), de csekély arányban már magról kelt törzsek is szem elé kerültek. A heglábi részeken az ültetett állományokkal megegyező mintázatban makkról egyébként folyamatosan – bár nem különösebben agresszíven – terjeszkedik. Mindezt az újulatból (82 esetben szubplotból + 63 esetben szubploton kívülről) felvett adatok (együttesen 145 eset, 0,41%) is jól jelzik.

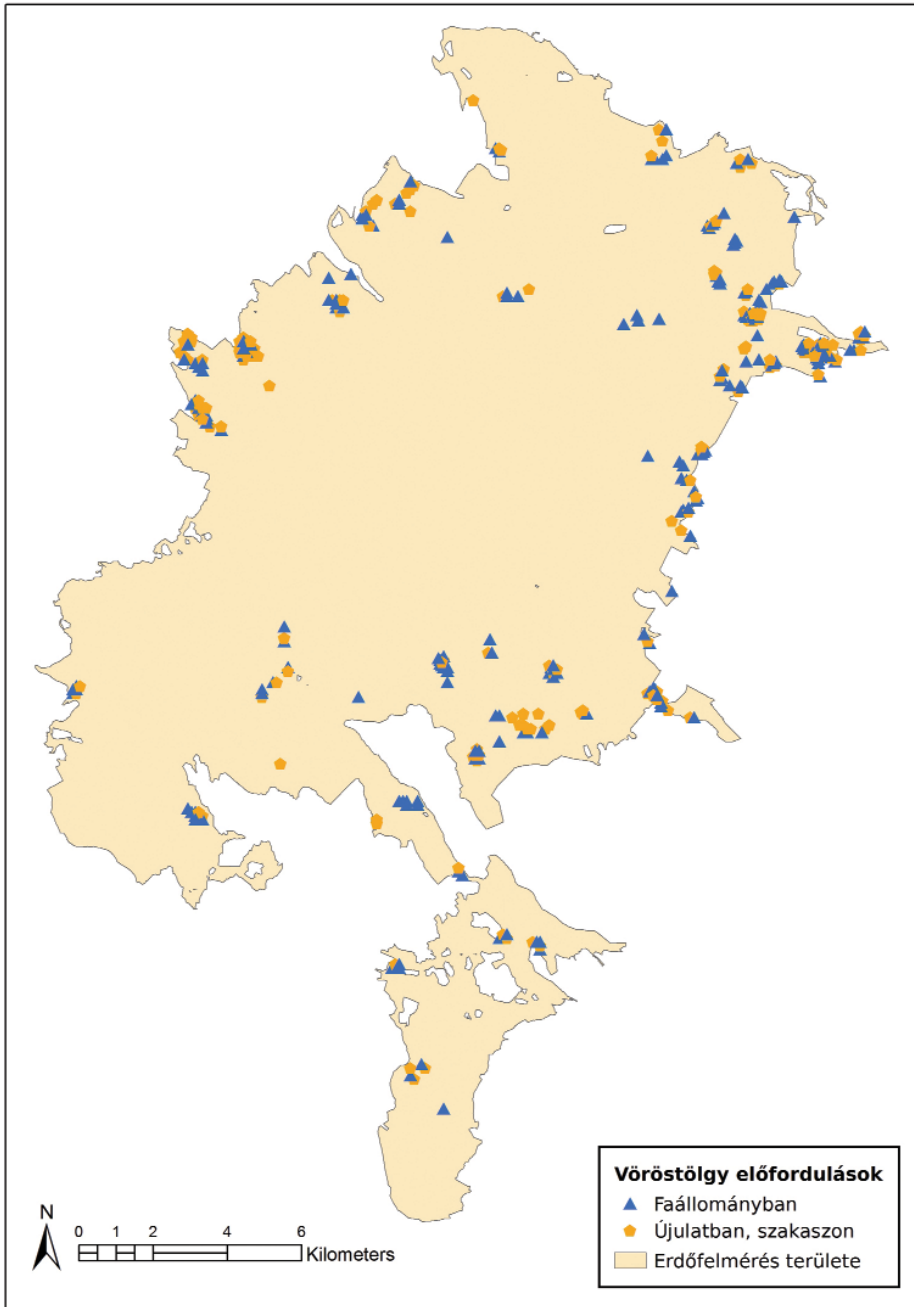


**IV.19. térkép:** Az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) összes (faállományra és újulatra vonatkozó) adata a Börzsöny területén



IV.20. térkép: A bálványfa (*Ailanthus altissima*) összes (szakaszra, faállományra és újulatra vonatkozó) adata a Börzsöny területén





**IV.21. térkép:** A vöröstölgy (*Quercus rubra*) összes (szakaszra, faállományra és újulatra vonatkozó) adata a Börzsöny területén

Mivel az agresszíven terjedő adventív fajoknál (zöld juhar, bálványfa, amerikai kőris, kései meggy, vöröstölgy, akác) a protokoll értelmében a szakaszon is történt jelenlétre (prezencia-abszencia a faállományban és/vagy az újulatban) vonatkozó adatfelvétel, a fentieken túl azt is érdemes megvizsgálnunk, hogy esetükben hogyan alakul a plot területén (faállományban, továbbá szubploton belül és kívül felvett újulatban), valamint csak a szakaszon felvett adatok aránya. A fajonként elvégzett számítás (IV.12. táblázat) azt mutatja, hogy a Börzsönyben előforduló agresszíven terjedő fajoknál jelentős (20–55% közötti) a csak szakasról ismert adatok aránya. Mindez a közel 4 500 lokálisból (plot+szakasz) ismert akác esetében (24,38%) tekinthető iránymutató aránynak, de a pár száz adattal rendelkező vöröstölgy (33,42%) és bálványfa (54,19%) csak szakasról ismert adatainak aránya is elgondolkodtató. A zöld juhar és az amerikai kőris adatainál mutatkozó arány az alacsony esetszám miatt érdemben nem interpretálható, kései meggy előfordulást pedig nem regisztráltak a felmérők (azonban: a terepi adatellenőrzések során a Borsosberény melletti Derék-patak völgyéből néhány fiatal példánnyal előkerült). Összességében az elemzés fontos üzenete, hogy az agresszíven terjedő fajok tájegységi gyakorisága és mintázata csak plot-alapú felméréssel nem közelíthető elég pontosan. Az eredmények emellett megerősítik, hogy az agresszíven terjedő adventív fajok protokollban alkalmazott szakaszfelvétele az erdőállapot-leíró módszertan rendkívül hasznos eleme!

**IV.12. táblázat:** Az agresszíven terjedő adventív fajok adatainak megoszlása a Börzsönyben (plotban és csak szakaszon felvett adatok, illetve utóbbiak összes adathoz viszonyított aránya)

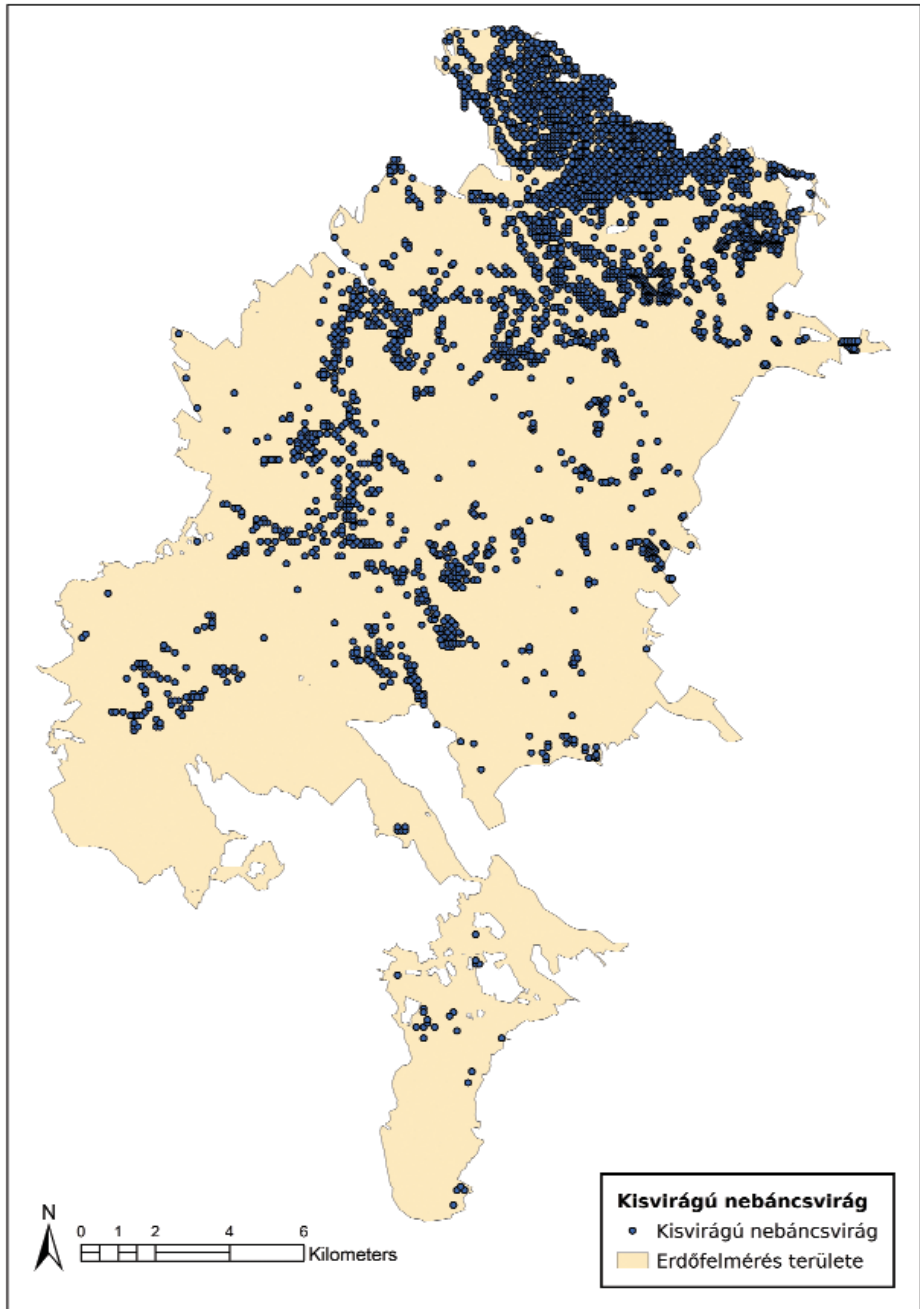
Agresszíven terjedő adventív fajok	Plot adat db	Csak szakasz adat db	Összes adat db	Csak szakasz adat aránya db
Zöld juhar ( <i>Acer negundo</i> )	5	4	9	44,44
Bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	153	181	334	54,19
Amerikai kőris ( <i>Fraxinus pennsylvanica</i> )	4	4	8	50,00
Kései meggy ( <i>Prunus serotina</i> )	0	0	0	---
Vöröstölgy ( <i>Quercus rubra</i> )	263	132	395	33,42
Akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	3 366	1 085	4 451	24,38

Adventív cserjefajok a tájegységben gyakorlatilag nem fordulnak elő, szubplottból mindössze két faj csekély számú adatát rögzítettük. A közönséges vadszőlő (*Parthenocissus inserta*) a nyugati hegységperem három (Nagybörzsönytől északra és délnyugatra fekvő) helyszínéről (elegyes akácospól és zavart-bolygatott felújulási területről) került elő, a seprőzanótnak (*Sarothamnus scoparius*) pedig egyetlen, Bernecebaráti melletti (útrézsűbe eső) lokalitása vált ismertté.

Adventív lágyszárúakat a Börzsöny erdeiben összesen 6 754 lokalitással regisztráltunk (IV.13. táblázat). Az adventív lágyszárúakkal érintett pontok száma (a lokalitások közötti átfedéseket elhagyva) összesen 5 426, ami a felvett mintaterületek 15,48%-a.

**IV.13. táblázat:** Az adventív lágyszárú növények előfordulása a Börzsöny erdeiben

Adventív lágyszárúak	Előfordulások	
	db	%
Ürömlevelű parlagnő ( <i>Ambrosia artemisiifolia</i> )	154	0,44
Közönséges selyemkóró ( <i>Asclepias syriaca</i> )	22	0,06
Kanadai betyárkóró ( <i>Conyza canadensis</i> )	933	2,66
Süntők ( <i>Echinocystis lobata</i> )	2	0,01
Amerikai keresztlapu ( <i>Erechtites hieracifolia</i> )	78	0,22
Egynyári seprence ( <i>Erigeron annuus</i> )	2 380	6,79
Cseh óriáskeserűfű ( <i>Fallopia x bohémica</i> )	1	0,00
Kisvirágú nebáncsvirág ( <i>Impatiens parviflora</i> )	3 139	8,96
Magas kúpvirág ( <i>Rudbeckia laciniata</i> )	1	0,00
Kanadai aranyvessző ( <i>Solidago canadensis</i> )	30	0,09
Magas aranyvessző ( <i>Solidago gigantea</i> )	14	0,04
Összesen:	6 754	---
Adventív lágyszárúakkal érintett pontok összesen:	5 426	15,48

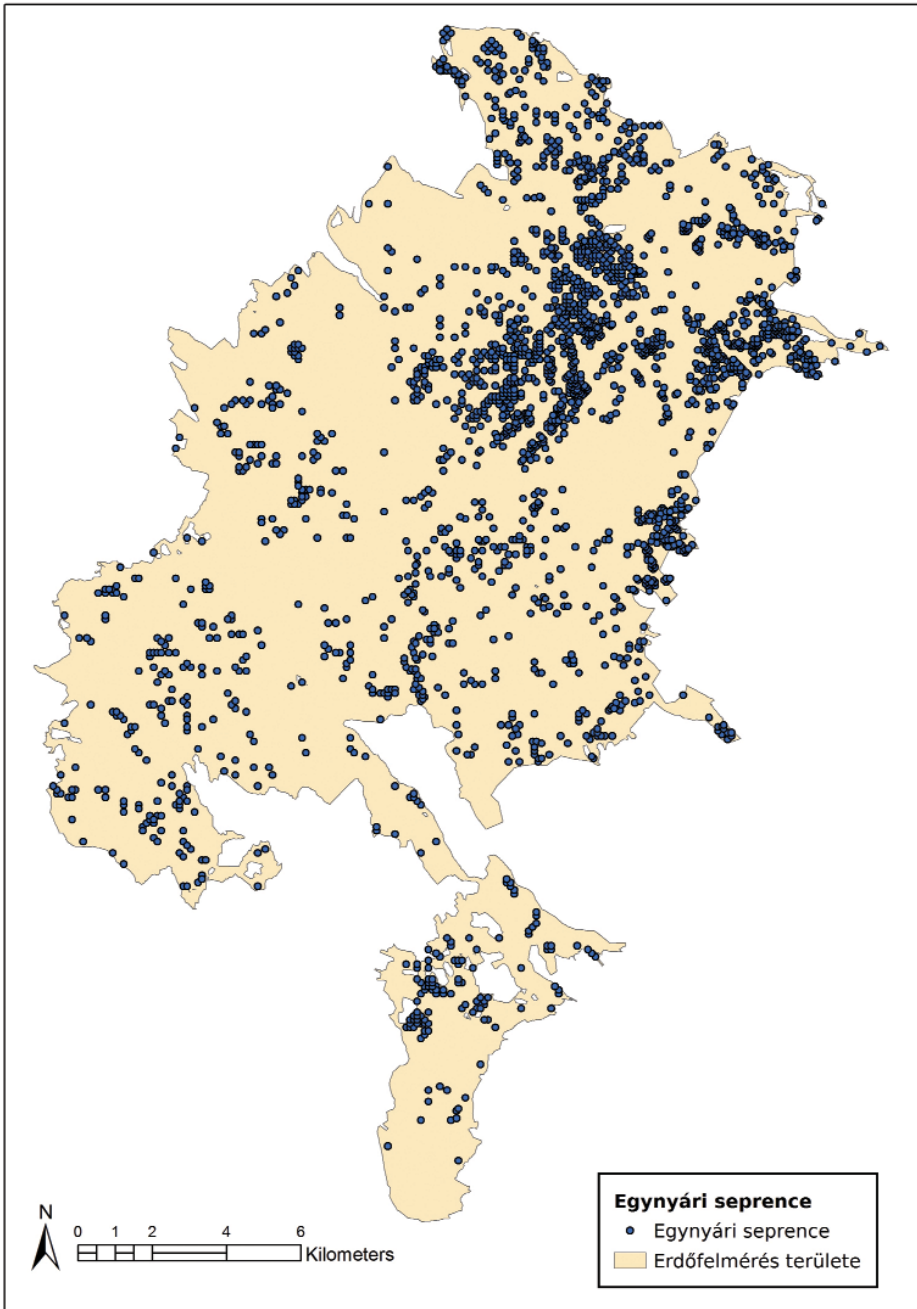


IV.22. térkép: A kisvirágú nebáncsvirág (*Impatiens parviflora*) előfordulása a Börzsöny területén

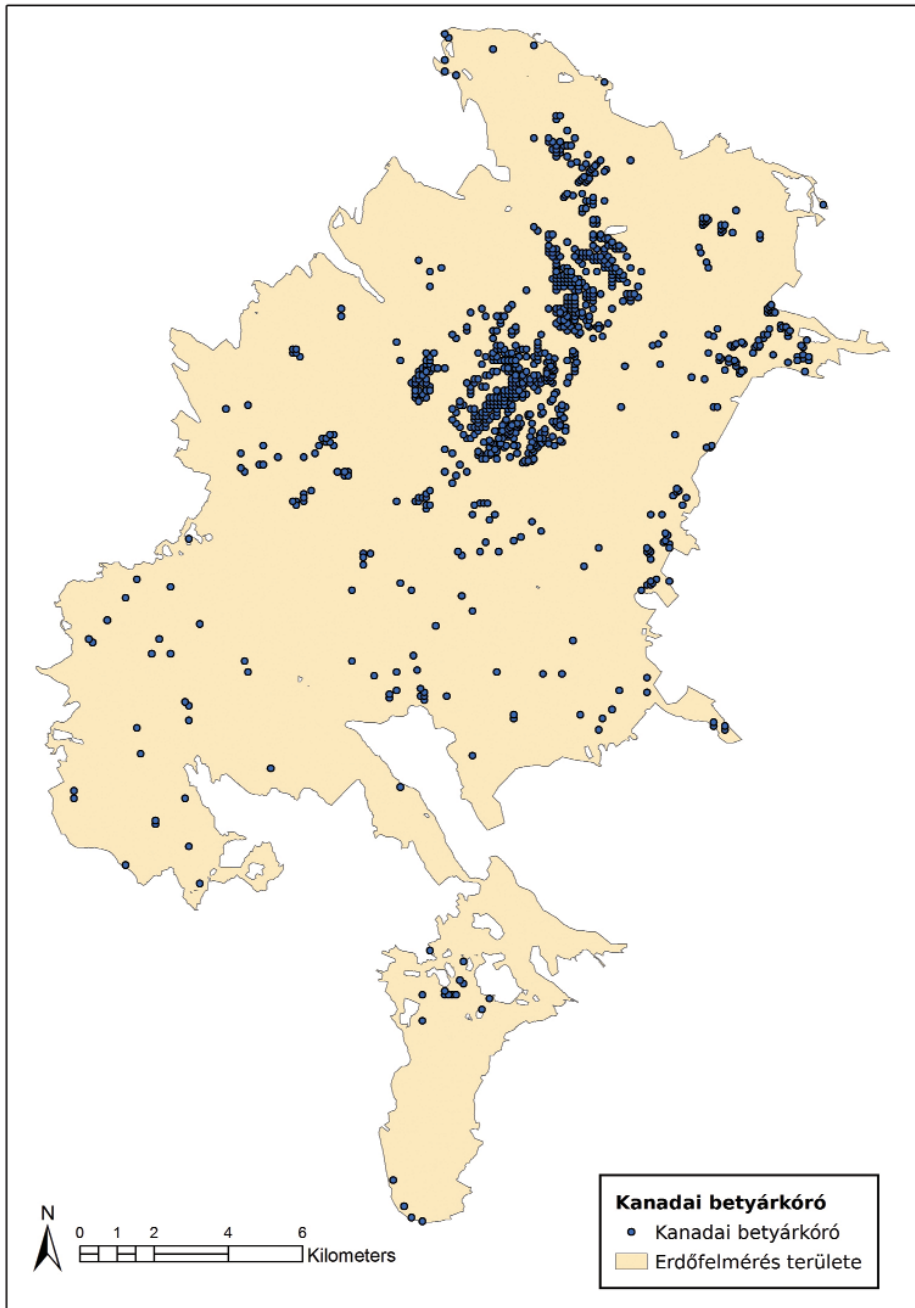
A leggyakrabban felbukkanó adventív lágyszárú a kisvirágú nebáncsvirág (*Impatiens parviflora*), mely összesen 3 139 helyszínen, a mintapontok 8,96%-án (!) került szem elé (IV.22. térkép). A Börzsöny északi peremén, az Ipoly-völgy és a Bernecebarátitól keleti irányba húzódó Nagy-völgy között (üde és félszáraz termőhelyen álló erdőkben) hatalmas területeket borít, helyenként tömeges, a felvett mintaterületeken nagyon sok esetben domináns lágyszárú. A Kemence-völgy és a Nagy-völgy között, illetve Drégelyvár környékén szintén gyakori, s olykor domináns elem az erdei aljnövényzetben. A hegység belseje felé elsősorban a völgyek mentén terjeszkedik, vonalas mintázatot követő (völgyalji, patak menti) előfordulásai a Csarna-völgy, a nagybörzsönyi Hosszú-völgy példáján, délen pedig Kisinóc mellett, vagy a Vasfazék-völgy felső szakaszán figyelhetők meg. Ahová propaguluma eljut, ott a szélsőségesen nedves, szélsőségesen száraz, illetve száraz termőhelyek kivételével mindenhol megtelepszik.

A második leggyakoribb adventív lágyszárú az egynyári seprence (*Erigeron annuus*), ezt a fajt összesen 2 380 helyszínen, a mintapontok 6,79%-án rögzítettük (IV.23. térkép). A növény elszórtan a Börzsöny szinte teljes területén jelen van, legnagyobb gyakorisággal viszont a hegység északi-északkeleti részén, a Kemence-völgy és Nagy-völgy oldalvölgyeiben, valamint a Diósjenő és Nagyoroszi feletti erdőkben mutatkozik. Az előfordulások elsősorban utak mellett fekvő állományokba, friss vágásterületekre, megbontott, vagy fakitermelési munkákkal egyéb módon érintett erdőrészekbe esnek. Az üdébb és szárazabb termőhelyeken egyaránt megjelenő növény aktuális elterjedésének kialakulásában a 2014. évi jégtörés is nyilvánvaló szerepet játszott, hiszen a jégtörött erdők és az egynyári seprence sűrűsödő előfordulásai között látványos térbeli átfedés észlelhető.

A gyakrabban előforduló adventív lágyszárúak közül megemlíthetjük még a kanadai betyárkórót (*Conyza canadensis*), amely összesen 933 esetben, a mintapontok 2,66%-án került felvételre (IV.24. térkép). A faj előfordulásai a hegység északi térségébe koncentrálódnak: itt a Nagy-völgy keleti végén, valamint a Kemence-völgy délre nyíló oldalvölgyeiben (pl. Bacsina-völgy, Rakottyás-völgy) fordul elő nagyobb számban. Az előfordulások zöme üdébb termőhelyeket érintő vágásterületre és széldöntött/jégtörött állományba esik, vagyis – az egynyári seprencehez hasonlóan – ennél a fajnál is erős összefüggés mutatkozik a 2014. évi természetes bolygatások és a növény hegységen belüli térbeli mintázata között!



IV.23. térkép: Az egnyári seprence (*Erigeron annuus*) előfordulása a Börzsöny területén



IV.24. térkép: A kanadai betyárkóró (*Coryza canadensis*) előfordulása a Börzsöny területén





A Mátra erdeiről kapott összképet jelentős mértékben meghatározzák a kevés elegyfával rendelkező, homogén, egykorú állományok  
(Fotó: Szmorad F.)

## IV.2 A MÁTRA ERDEINEK ÁLLAPOTÉRTÉKELÉSE

### IV.2.1 A tájegység általános jellemzése

A Mátra az Északi-középhegység egyik közbeeső tagja, a vonulat régebbi nevének („Mátraerdő”) névadója. A Börzsönyhöz hasonlóan vulkanikus eredetű hegység, felszíni formáit 17–14 millió évvel ezelőtti andezitvulkánosság alapozta meg. Az egykori vulkáni formakincs megítéléséről széleskörű szakmai vita zajlott, s ennek része volt a hegység egészére kiterjedő óriáskaldera feltételezése (középpontban a gyöngyöSOROSZI ércesedéssel), a kettős kalderaképződés elmélete, illetve a főgerinc mentén elhelyezkedő kisebb, egyedi kitörési központok (pl. Galya-vulkán, Kékes-vulkán) meghatározása is. Az egykori vulkáni felszín az utólagos szerkezeti mozgások és az erózió miatt mára mindenestre erősen átalakult, lepusztult. A rekonstrukciós elméletek alapjául szolgáló főgerinc azonban még ma is jelentős tengerszint feletti magassággal bír, s a hegységben található hazánk három legmagasabb hegycúcsa (Kékes: 1 014 m, Pezsgő-kő: 971 m, Galya-tető: 964 m) is. Az Alföldhöz csatlakozó déli hegy láb tengerszint feletti magassága viszont csak 150 m körüli, így hazánkban tájegységi szinten (850 métert meghaladó értékkel) a Mátrában a legnagyobb a relatív magasságkülönbség.

A hegység mai felszínét elsősorban a sarlószerűen, ívesen futó főgerinc (Nyugat-Mátra – Mátrabérc – Galya-tető – Kékes – Saskő vonulat) határozza meg. A hosszan elnyúló déli lejtők mellett a domborzat sok helyütt erősen tagolt, a völgyek mélyen bevágódtak. Az éles gerinceken kipreparálódott sziklák teszik változatossá a geomorfológiai viszonyokat, hozzájuk törmelékletők, kőtengerek csatlakoznak (KARÁTSÓN 2000). Az Északi-Mátra több pontján találkozhatunk suvadásos felszínekkel, teknőkkel, a hegység vízrajzát alakító patakok mellett így kisebb természetes tavak is előfordulnak (pl. galya-tetői és parádi Fekete-tó).

A felszíni helyzetű kőzettípusok között dominálnak a vulkáni kőzetek: riolituffák, andezitek, andezit-összletek borítják a hegység területének nagy részét. A középső-miocén vulkánosság előtti képződmények területfoglalása csekély, közülük főként az északi hegység részben felbukkanó oligocén képződmények (agyag, márga, homokkő, slír) említhetők. A vulkanikus aljzaton kialakult talajok főleg közethatású talajok és barna erdőtalajok (KARÁTSÓN 2000).

A hegység területe (a  $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os januári izotermához viszonyított helyzet alapján) a Köppen-féle hideg mérsékelt (D) klímaövbé tartozik (ZÓLYOMI 1942). A viszonylag nagy relatív magasságkülönbségek miatt az évi átlagos csapadékmennyiség értéke erősen változó. Az alacsonyabb régiókban általában 550–650 mm közötti értékek adódnak, Mátraszentimre környékén 650–700 mm-t mérnek,

ugyanakkor Kékes-tető térségében az éves csapadékösszeg átlaga 800 mm felett van. A jelentős különbségek az átlagos évi középhőmérsékletben is megmutatkoznak: a hegylábi területeken 8,5–9,0 °C közötti értékek számíthatóak, míg a Mátra főgerince mentén 7,0 °C, vagy helyenként ez alatti érték is kimutatható (DANSZKY 1963). A szélsőértékek kialakulását (a felsoroltakon kívül érdemes még többek között a tenyészidőszaki hőmérséklet értékeit, vagy a hótakarós napok számát is elemezni) nagyban befolyásolja a hegység Alföld felőli „nyitottsága”, viszonylag kis területe és a számottevő relatív magasságkülönbség.

A hegység tömbje ma zömmel erdővel borított. Jelentősebb – részben mezőgazdasági művelés alatt álló, részben hasznosítatlan, parlagokkal fedett – irtástérületek főleg a hegylábi részeken (elsősorban délen, Gyöngyös térségében) fekszenek, illetve kisebb foltjaik találhatóak még az Északnyugati-Mátra hegyi falvai (Mátraszentimre, Mátraszentlászló, Mátraszentistván) körül. A másodlagos erdők tájegységi szintű arányairól nincsenek pontos adataink, de a már említett hegyi falvak egykori irtástérületein, illetve az erdei legeltetéssel egykor leginkább „sújtott” Nyugat-Mátrában (Muzsla-pusztá felett) és Dél-Mátrában (Markaz-Kisnána között) biztosan jelentős értéket lehetne kimutatni. A hegység területén (különösen a déli hegy láb felé) erősen túlnyúló „Mátra” erdészeti táj kiterjedése 122 000 hektár, ezen belül az erdősültség 39,0%-os (HALÁSZ 2006). A szűkebben értelmezett hegyvidéki területen ugyanakkor az erdősültség értéke biztosan meghaladja a 60%-ot!

#### IV.2.2 A Mátra erdei az Országos Erdőállomány Adattár alapján

Erdőállapot-felmérési munkát a hegység természetvédelmi szempontból fontosabb, nagyobb jelentőséggel bíró részterületén (hozzávetőlegesen az erdőtömb egyharmadán) terveztünk. Az erdőállapot-felmérésre kijelölt két különálló tömb így magába foglalja a Mátrai Tájvédelmi Körzet védett és fokozottan védett területeit, valamint a „Mátrabérc – Fallóskúti-rétek” kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területet (Natura 2000 kód: HUBN20049), mely a tájvédelmi körzet területével egyébként jelentős mértékben átfed. A védett természeti területen belül további Natura 2000 terület a „Mátra északi letörése” kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület (Natura 2000 kód: HUBN20047), illetve a teljes tájegységi projektterület része a „Mátra” különleges madárvédelmi területnek (Natura 2000 kód: HUBN10006). A felvételre tervezett erdőterület kiterjedése az Országos Erdőállomány Adattár alapján összesen 11 580,48 hektár, ebből az erdőrésztetek 11 190,94 hektárt, az egyéb résztetek (nyiladékok, tisztások stb.) 389,54 hektárt tesznek ki. A tájegység termőhelyeinek és erdeinek

jellemzését a következőkben az erdőrészetek összterületére készített adattári (OEA) statisztikák alapján – kiegészítő, értelmező megjegyzésekkel – adjuk meg. A hegység tömbös megjelenése és a jelentős magassági különbségek következtében a Mátrában a középhegységi területekre jellemző erdészeti klímakategóriák mindegyike jelentős kiterjedéssel képviselteti magát (IV.14. táblázat). A tájegység térképezett részén dominálnak a bükkös klímájú termőhelyek (51,07%), ami a tengerszint feletti magasság értékek és a projektterület hegység belsejében való elhelyezkedése miatt nem meglepő: Mátraszentimre környékén, a főgerincen és attól északra elsősorban bükkös klímájú területek fordulnak elő. Második legnagyobb területfoglalással a gyertyános-tölgyes klímájú termőhelyek (37,78%) jelentkeznek, az így besorolt állományok főleg a Kövecses- és Csörgő-völgy délies kitétséggű oldalain, a Parád környéki hegylábakon és a Dél-Mátra magasabb (500–600 m tszf. magasság feletti) fekvésű területein helyezkednek el. A vizsgált területen a kocsánytalantölgyes-cseres klíma szerepe alárendelt (11,15%), ide sorolt termőhelyek a Dél-Mátra hegylábi részein, Mátrafüred felett, illetve Markáz–Kisnána vonalában figyelhetők meg. Erdőssztyepp klímájú termőhely a tájegységben nincs.

**IV.14. táblázat:** A Mátra termőhelyeinek erdészeti klímakategóriák szerinti megoszlása

Klímakategóriák	Terület	
	hektár	%
Bükkös klíma	5 715,50	51,07
Gyertyános-tölgyes klíma	4 227,92	37,78
Kocsánytalantölgyes-cseres klíma	1 247,52	11,15
Erdőssztyepp klíma	0,00	0,00
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>11 190,94</b>	<b>100,00</b>

A hegységben a termőhelyek döntő többsége többletvízhatástól független, többletvizet (a vizsgált területhez viszonyítva csekély arányban) csak a hegylábak szivárgó vizes lejtőin, illetve a völgytalpakon, patakok keskeny sávbán jelentkező allúviumain és (az Északi-Mátrában) suvadásos területeken lehet regisztrálni. A változó vízgazdálkodású, pszeudoglejes termőhelyek aránya alacsony, kisebb foltjaik (szórványosan) elsősorban lejtők hegylábi szakaszain, illetve völgyfőben vagy nyeregben fekvő területeken fedezhetők fel.

Az andezit alapkőzet, a hegység geomorfológiai jellemzői és a hidrológiai viszonyok erősen determinálják a terület genetikai talajtípusainak megoszlását (IV.15. táblázat). A meglehetősen tagolt, változatos domborzat ellenére a vázta-lajok és lejtőhordalék-talajok területfoglalása kifejezetten alacsony (együtt 1,50%).

A váztalajok előfordulásai látványosan a Dél-Mátra erősen erodálódott (jelentős részben másodlagosan kopárosodott) lejtőire koncentrálódnak, de az ide sorolt genetikai talajtípusok kisebb-nagyobb foltjai emellett szórványosan a hegység más részein és (természetesen) a fejlettebb, mélyebb talajokkal leírt termőhelyekbe ékelődve is megjelennek. A Börzsönyhöz hasonlóan abszolút értékben és arányaiban is jelentős területeket fednek viszont a vályog fizikai féleségű kőzethatású talajok (32,68%), ezen belül kimagasló értékkel a rankerek (29,78%), illetve egy nagyságrenddel kisebb súllyal (2,90%) az erubáz talajok. A hegység közel kétharmadát (65,78%) a jellemzően szintén vályog fizikai talajféleségű barna erdőtalajok fedik. Utóbbiak közül a kiegyenlített, humid klímájú, magas csapadékosszegű területeken (Mátraszentimre és Csór-rét környékén, illetve a Kékestől északra) az agyagbemosódásos barna erdőtalajok (32,58%) uralkodnak, míg a szárazabb klímájú, hegységperemi termőhelyeken (főleg a Dél-Mátra magasabb fekvésű területein és a főgerinc keleti végén) a Ramann-féle barna erdőtalajok (barnaföldek) (27,65%) érnek el számottevő területfoglalást. A magas vázszerű talajjal rendelkező, sekély-középmély termőréteg-vastagságú kőzethatású talajok és a nagyobb termőréteg-vastagságú barna erdőtalajok tájegységi szintű megoszlása összességében a Börzsölynél leírtakhoz hasonlóan alakul, lévén hogy itt is erősen tagolt felszínű, vulkanikus kőzetekből felépülő hegységről van szó. A tájegységben a további talajtípusok (réti talajok, mocsári és ártéri talajok) területfoglalása és területaránya elenyésző.

**IV.15. táblázat:** A Mátra termőhelyeinek genetikai talajtípusok szerinti megoszlása

Genetikai talajtípusok	Terület	
	hektár	%
Váztalajok	167,07	1,49
Lejtőhordalék- és öntéstalajok	0,87	0,01
Kőzethatású erdőtalajok	3 657,65	32,68
Erubáz, fekete nyirok talaj	325,00	2,90
Ranker talaj	3 332,65	29,78
Barna erdőtalajok	7 361,70	65,78
Savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj	243,09	2,17
Podzolos barna erdőtalaj	98,93	0,88
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	3 645,43	32,58
Pszudoglejes barna erdőtalaj	184,66	1,65
Barnaföld (Ramann-féle barna erdőtalaj)	3 094,23	27,65
Rozsdabarna erdőtalaj	95,36	0,85
Réti talajok	1,70	0,02
Mocsári és ártéri erdőtalajok	1,95	0,02
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>11 190,94</b>	<b>100,00</b>



A tájegység területén vizsgált erdők zöme – mint fentebb már utaltunk rá – a Mátrai Tájvédelmi Körzet területére esik, országos jelentőségű természetvédelmi területnek minősül, így a vonatkozó statisztikában jogszabályi okokból levezethetően szinte kizárólagosan (98,94%) csak természetvédelmi elsődleges rendeltetést találunk (IV.16. táblázat). A tájvédelmi körzet erdőtümbjeihez csatlakozó, vagy abban zárványként megjelenő további, nem védett területek aránya egészen csekély, azokon (az elsődleges rendeltetéseket tekintve) főként faanyagtermelést szolgáló erdők (0,60%) és parkerdők (Fallóskút–Bagolyirtás környéke, 0,42%) fordulnak elő. A védett természeti területeken belül további rendeltetéssel összesen kb. 2 000 hektáron találunk talajvédelmi erdőket, ami az erősen domborzatos felszín és a sok kőzethatású talaj előfordulása alapján egyáltalán nem meglepő. A talajvédelmi erdőknek a szórványos megjelenések mellett van egy nagyon erős délkelet-mátrai előfordulási súlypontja, s ez a térség másodlagosan kopárosodott termőhelyeivel mutat összefüggést. További rendeltetesként mindezeket túl elvileg a teljes területen kellene Natura 2000 rendeltetésnek is szerepelnie, ez azonban egyelőre csak az erdőterület kb. 35%-án (a Parádi Körzetbe eső erdőrészteleknél) van felvezetve!

**IV.16. táblázat:** A Máttra erdeinek elsődleges rendeltetés szerinti megoszlása

Elsődleges rendeltetések	Terület	
	hektár	%
Védelmi rendeltetésű erdők	11 076,26	98,98
Vízvédelmi erdő	1,98	0,02
Településvédelmi erdő	1,81	0,02
Természetvédelmi erdő	11 072,47	98,94
Gazdasági rendeltetésű erdők	67,30	0,60
Faanyagtermelő erdő	67,30	0,60
Közjóléti rendeltetésű erdők	47,38	0,42
Parkerdő	47,38	0,42
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>11 190,94</b>	<b>100,00</b>

Az állományok üzem mód szerinti besorolásából (IV.17. táblázat) jól látszik, hogy továbbra is meghatározó a vágásos üzem mód (75,95%), területaránya a Börzsönynél kimutatott értéknél kissé magasabb. A folyamatos erdőborítást biztosító, aktív erdőgazdálkodással érintett, átalakító és szálaló üzem módú területek együttes aránya az elmúlt időszakban növekedett, de egyelőre nem kiugróan magas (11,89%). A két üzem mód közül nagyobb területen (8,95%) az átalakító üzem mód van jelen, az így kezelt erdők kisebb tümbjei elsősorban a Csörgő-völgyben, Parádsasvár térségében, a Kékes északi előterében és Markaztól

északnyugatra, a Kecse-bérc lejtőin található. Szálaló üzemmódú erdőket (2,94%) inkább csak kísérleti jelleggel jelölték ki az erdőgazdálkodók, jelentősebb kiterjedésű – Egererdő Zrt. kezelésében levő – állományaik a Csörgő-völgy térségében, valamint a Kékes és Parádsasvár közötti bükkös tömbben fekszenek. A definíció szerint szintén folyamatos erdőborítást biztosító, de aktív erdőgazdálkodással nem érintett, ún. faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódú erdők aránya tájegységi szinten a Börzsöny adatával szinte megegyező (12,16%). Ezek az állományok kétharmad (kb. 70%) részben a hegységben elszórtan sokféle megtalálható (a Délkelet-Mátrában erősen koncentrálódó), 999 éves „vágáskorral” leírt abszolút véderdőket foglalják magukba, egyharmad (kb. 30%) részben pedig a természetvédelmi vagy egyéb okok miatt érintetlenül fenntartandó állományokat fedik le (ide tartoznak például a Csörgő-völgy Erdőrezervátum és a Kékes Erdőrezervátum magterületének erdőrészelei is).

**IV.17. táblázat:** A Mátra erdeinek üzemmód szerinti megoszlása

Üzemmódok	hektár	Terület %
Vágásos üzemmód	8 498,45	75,95
Átalakító üzemmód	1 002,13	8,95
Szálaló üzemmód	329,01	2,94
Faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód	1 361,35	12,16
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>11 190,94</b>	<b>100,00</b>

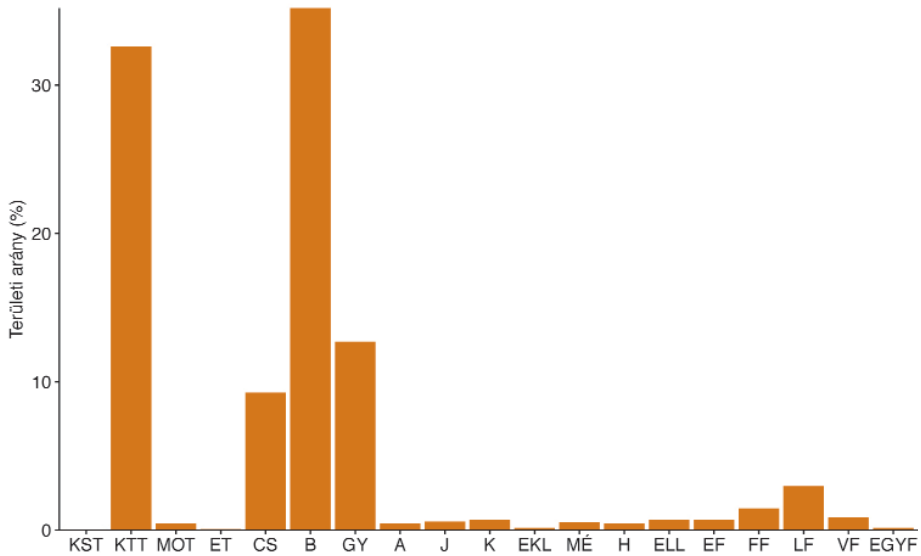
A Mátrában a klímazonális erdők nagy területű, övezetes előfordulásának megfelelően a faállománytípus-főkategóriák közül (IV.18. táblázat) – a Börzsönyhöz hasonlóan – a bükkösök (40,92%), a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (21,77%), a kocsánytalan tölgyesek (18,08%) és a cseresek (7,84%) a meghatározóak. Utóbbi két főkategóriához sorolt állományok érthető módon főleg a Dél-Mátrában található, de ültetett cseresek a hegység északi peremén, Parádsasvár és Recsk felett is vannak. Ezen felül kiemelhető még a főleg bükkös övben, és azon belül is elsősorban egykori irtásterületek (Fallóskút: Tugár-rét környéke, Mátraszentimre: Gedeon-patak völgye, Parád: Tariska-rét környéke) visszaerdősülésével létrejött gyertyánosok területi aránya (4,92%). A többi faállománytípus előfordulása szinte jelentéktelen, talán még esetleg a helyenként (pl. Csór-rét, Ilona-völgy felső vége) nagyobb tömbökben ültetett lucfenyveseket érdemes megemlíteni (2,93%). A zonális erdőknek többé-kevésbé megfeleltethető faállománytípusok a korábbi erdőgazdálkodási gyakorlat következményeképpen vélhetően egymás termőhelyén is fellépnek, aktuális mintázatuk ugyanakkor itt is jól tükrözi a zonális erdők természetes vegetációban feltételezett elrendeződését.



**IV.18. táblázat:** A Mátra erdeinek faállománytípus-főkategóriák szerinti megoszlása

Faállománytípusok	Terület	
	hektár	%
Bükkösök	4 579,65	40,92
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	2 436,07	21,77
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	8,55	0,08
Kocsánytalan tölgyesek	2 023,79	18,08
Kocsányos tölgyesek	0,00	0,00
Cseresek	877,46	7,84
Molyhos tölgyesek	8,95	0,08
Akácosok	31,89	0,28
Gyertyánosok	550,26	4,92
Juharosok	3,01	0,03
Kőrisesek	12,80	0,11
Egyéb kemény lombosok	0,00	0,00
Nemes nyárasok és nemes fűzesek	0,00	0,00
Hazai nyárasok	7,96	0,07
Fűzesek	1,08	0,01
Égeresek	24,60	0,22
Hársasok	3,22	0,03
Nyíresek	1,12	0,01
Egyéb lágy lombosok	0,00	0,00
Erdeifenyvesek	62,20	0,56
Feketefenyvesek	170,13	1,52
Lucfenyvesek	328,22	2,93
Egyéb fenyvesek	59,98	0,54
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>11 190,94</b>	<b>100,00</b>

A Mátra központi (vizsgált) területének fafajösszetétele a faállománytípusok területi megoszlása által sugallt képnek megfelelő (IV.23. ábra). A magasabb régiók és az északi lejtők jelentős aránya miatt legnagyobb területfoglalással a bükk (35,19%) van jelen a területen, majd a kiterjedt déli lejtők okán a kocsánytalan tölgy (32,59%) következik. A harmadik leggyakoribb fafaj a gyertyán (12,70%), s a vizsgálati területből kimaradt déli heglábak miatt a cser (9,27%) csak ezt követően említhető. Az őshonos lombos elegyfajok (hársak, juharok, kőrisesek) aránya egészen elenyésző (együtt is csak 1,71%), ami az állományok elegyfajokban való szegénységére utal. Ugyancsak csekély arányban vannak jelen az idegenhonos fafajok: közülük a fenyők említhetők (együttesen 6,10%), s azokon belül is főleg a luc (2,96%) ér el nagyobb borítást (vö. Csór-rét és Parád környéki nagyobb állományok).

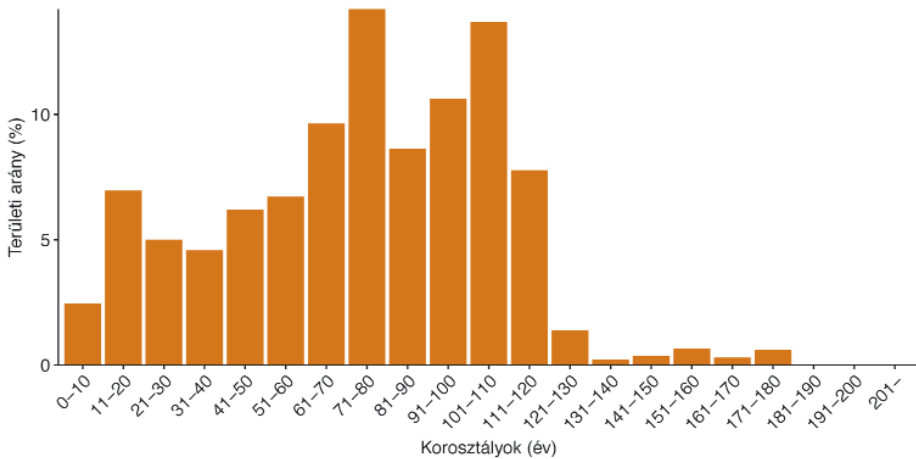


**IV.23. ábra:** A Mátra erdeinek fafajok, illetve fafajcsoportok szerinti megoszlása (rövidítések erdészeti kódjegyzék szerint)

A rendelkezésre álló adatsorokból a fontosabb, állományalkotó fafajoknál itt is áttekinthetjük a mag- és sarjeredetű egyedek megoszlását. A bükk esetében a sarj (tuskósarj) arány elenyésző, mindössze 2,54%-os, ugyanakkor a kocsánytalan tölgy esetében 42,05%-os, a cser esetében 33,54%-os, a gyertyán esetében pedig 21,94%-os sarj arányról kell említést tennünk. Ezekből a számadatokból egyrészt jól látható, hogy a hegység tölgyes övében (elsősorban a Mátra déli lejtőin) az egyedek (és közvetve az állományok) kb. 35%-ban sarj eredetűek, másrészt mindez markánsan jelzi a 20. század eleji (jórészt sarjzattáson alapuló) erdőgazdálkodási gyakorlatot és – sajnálatosan – jelentős mértékben meghatározza az erdők mai arculatát, egészségi állapotát és részben azok aktuális természetességi besorolását is.

A Mátra vizsgált erdeinek korosztályszerkezete meglehetősen egyenetlen, hiszen az egyes korosztályok területfoglalásában vannak egészen extrém módon kiugró és lemaradó értékek is (IV.24. ábra). Az adatsorokból nagyon jól kitűnik a két világháború időszakának fokozott fakitermelési hulláma, hiszen a 101–110 éves és a 71–80 éves korosztály is kimagasló értékkel (egyenként kb. 14%-kal) szerepel a statisztikákban. Az utóbbi 50–60 évben a véghasználatok területe a megelőző időszakokhoz képest erősen visszaesett, gyakorlatilag a két háború közötti időszak kitermeléseinek kb. 60%-án áll (a kapcsolódó korosztályok

területe ennek megfelelően alakul). Különösen alacsony a legelső, 1–10 éves korosztály területe, de ez csak részben tudható be az üzem módváltások hatásának. Ebben lényegében a védett területekre vonatkozó korlátozások, az erdők egészségi állapota, illetve a vadhatás miatti véghasználat-visszaesések és esetleg adminisztrációs elmaradások is szerepet játszhatnak. A 100 év feletti állományok összterülete (2 729,51 ha) és területaránya (24,99%) kifejezetten magas, de még 150 év felett is említésre méltó mennyiségben akadnak öreg erdők (173,79 ha, 1,59%). 200 év feletti korról leírt állomány viszont nincs a területen.



IV.24. ábra: A Mátra erdeinek korosztályszerkezete

A Mátra egész területén rendszeres és aktív erdőgazdálkodási tevékenység folyik, az utolsó fahasználati beavatkozás óta eltelt időszakok területalapú megoszlása (IV.19. táblázat) alapján látható, hogy az elmúlt 20 évben a vizsgált terület 74,13%-án történt valamilyen adattárban is dokumentált gazdálkodási, illetve kezelési tevékenység. Az erdőgazdálkodási munkákkal több évtizede (több mint 30 éve) nem érintett erdők, illetve az utolsó használat ideje tekintetében adathiányos erdők kiterjedése és aránya tájegységi szinten nem kifejezetten jelentős (1 750,65 ha, 15,64%). Utóbbi területből egyébként közel 800 hektárt tesznek ki a talajvédelmi rendeltetésű, gyenge termőhelyű erdők, a fennmaradó rész (kb. 950 ha) pedig megoszlik az erdőrezervátumok (Csörgő-völgy, Kékes) régóta nem háborgatott magterületei, egyes spontán beerdősült területek (Mátraszentimre, Parád), turisztikai célokra is szolgáló településkörnyéki erdők (Mátrafüred) és vízbázis-védelmi funkciót ellátó erdők (Csór-rét) között, s mindezeket felül kis területen nyilván adathiányos állományok is lehetnek.

**IV.19. táblázat:** Az utolsó fahasználati beavatkozás óta eltelt időszak terület szerinti megoszlása a Mátrában

Utolsó fahasználat óta eltelt időszak	Terület	
	hektár	%
0–5 év	3 843,01	34,35
5–10 év	2 296,23	20,52
10–15 év	1 364,59	12,19
15–20 év	791,07	7,07
20–25 év	694,08	6,20
25–30 év	451,31	4,03
30 év fölött (vagy ismeretlen)	1 750,65	15,64
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>11 190,94</b>	<b>100,00</b>

A Mátra erdeit az elmúlt egy-két évtizedben csak mérsékeltébb intenzitású és relatíve kisebb területű – részben biotikus, részben abiotikus okokra visszavezethető – természetes bolygatások érintették. A 2005–2006. évi gyapjaslepke (*Lymantria dispar*) gradáció a Mátra tölgyes övében, különösen a déli lejtők cseres és cserrel elegyes állományaiban jelentkezett. Különösen a 2005. évi gradáció volt kiugró mértékű, ekkor a Mátraalján (súlypontosan a délkeleti részen, Kispána térségében) 2 500–3 000 hektárnyi tarrágás következett be. A 2010. májusi szélvihar a magasabb régiókban több ezer m<sup>3</sup>-nyi faanyagot (elsősorban bükkösöket és bükk fafajt) érintett (a kidöntött faanyag jelentős része összetermelésre került). A Dél-Mátrában napjainkban sokféle látható erőteljes tölgypusztulás és ennek következtében fellépő záródáscsökkenés a hegység más részein szerencsére nem figyelhető meg, bár tövön álló száraz törzsek szórványosan sokfelé láthatók. Az idegenhonos fafajú erdők közül a középkorú feketefenyvesek a déli oldalakon erősen pusztulnak és ritkulnak, helyenként a tövön álló törzsek akár fele-kétharmada is elhalt, vagy erősen károsodott. A pusztulás okaként az erdővédelmi szakemberek a 2011–2012. évi rendkívül aszályos időjárást, és a legyengült törzseket megtámadó – korábban már az ország más térségeiben is komoly problémákat előidéző – *Cenangium ferruginosum* nevű apotéciumos gombafajt azonosították. A nem megfelelő termőhelyi viszonyok, az aszályos periódusok, valamint a beteg fákat megtámadó másodlagos károsítók – elsősorban a betűző szű (*Ips typographus*) – miatt ugyancsak rossz egészségi állapotban (és ritkulóban) vannak a hegység középkorú és idős lucosai is. Mindehhez a képhez hozzá kell vennünk a legújabb, 2014. év végi jégtörést, mely főként a Magas-Mátra meredek oldalain, bükkösökben (ismét csak több ezer m<sup>3</sup>-es nagyságrendben) okozott törzsenkénti és foltos dőlést.

A fentebb leírt fajaj-összetételű, korszerkezetű és bolygatottságú állományok 2009. évi XXXVII. tv. 7. § (1) bekezdés szerinti természetességi besorolásánál meghatározóak a természetszerű erdő (61,22%) és a származék erdő (32,51%) kategóriák (IV.20. táblázat). Mivel az utóbbi kategóriába sorolt állományok részben az idegenhonos és erdészeti tájidegen fajok jelenléti aránya, részben a tuskósarj eredetű törzsek aránya alapján kaptak természetességi minősítést, a tájegység erdeinek csak fajajösszetétel szerinti természetességi besorolása kedvezőbb lehet a felvázolt képnél. Véleményünk szerint a tuskósarj-arányt az értékelő rendszer túlhangsúlyozva veszi figyelembe. Természetszerű erdő kategóriába egyébként a Mátra magasabb régióinak erdei tartoznak, míg a származék erdőket elsősorban Óvár–Ágasvár környékén, Galya-tető és Csór-rét között, Mátrafüred felett és a Délkeleti-Mátrában (vagyis főként a peremterületeken) találjuk. Természetes erdő mindössze 21,18 hektár (0,19%) található a tájegységben (néhány erdőrészlet a Kékes északi oldalában és a parádi Fekete-tó felett). Az átmeneti erdők aránya csekély (1,70%), viszonylag jelentősebb területet (489,86 ha, 4,38%) tesznek ki ugyanakkor a kultúrerdők, amelyek jórészt szétszórtan elhelyezkedő kisebb-nagyobb fenyves tömbök.

**IV.20. táblázat:** A Mátra erdeinek természetességi kategóriák szerinti megoszlása

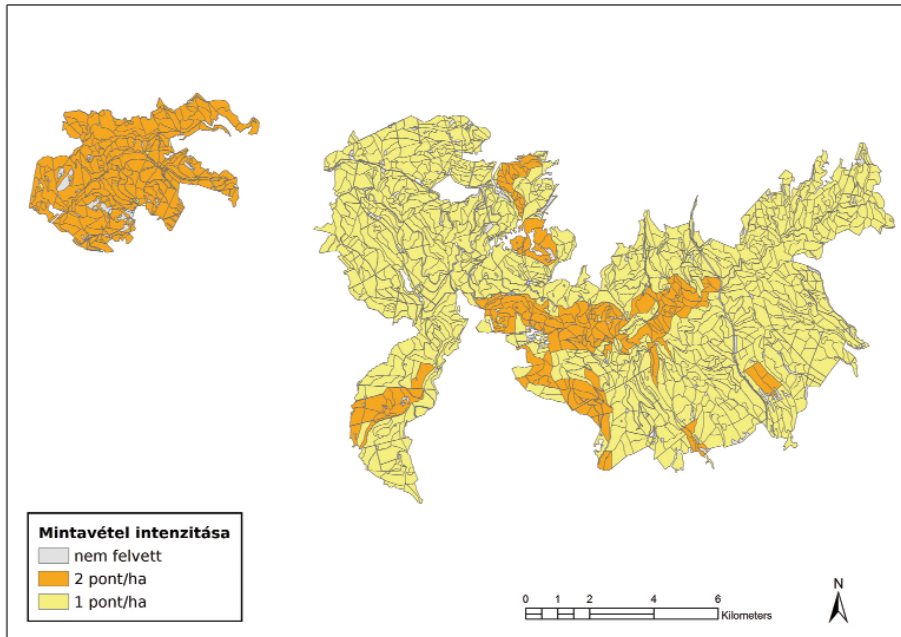
Természetességi kategóriák	Terület	
	hektár	%
Természetes erdő	21,18	0,19
Természetszerű erdő	6 852,31	61,22
Származék erdő	3 637,88	32,51
Átmeneti erdő	189,71	1,70
Kultúrerdő	489,86	4,38
Faültetvény	0,00	0,00
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>11 190,94</b>	<b>100,00</b>

### IV.2.3 A Mátra erdei az erdőállapot-felmérés alapján

#### IV.2.3.1 A felmért állományok általános jellemzése

A Mátrában térképezésre előirányzott 11 190,94 hektáros erdőtervezett területen (az erdőrészletek területén) 2014–2016 között összesen 13 513 mintapont felvételére került sor. A terület közel háromnegyedét (73,22%) 100×100 m-es mintavételezési sűrűség mellett mértük fel (1 pont/ha intenzitás), míg a fenn-

maradó részen (26,78%) besűrített, 70,71×70,71 m-es mintavételi hálóval (2 pont/ha intenzitás) dolgoztunk. A sűrített mintavételi háló az erdőrezervátumok (Csörgő-völgy és Kékes) területét, valamint a Mátrai Tájvédelmi Körzet kisebb-nagyobb fokozottan védett területeit érintette, de ezen felül ilyen mintavételi intenzitással került sor a tájvédelmi körzet nyugat-mátrai, különálló tömbjének felmérésére is. A különböző mintavételezési sűrűséggel felvételezett erdőtömbök hegységen belüli térbeli helyzetét a *IV.25. térkép* mutatja.

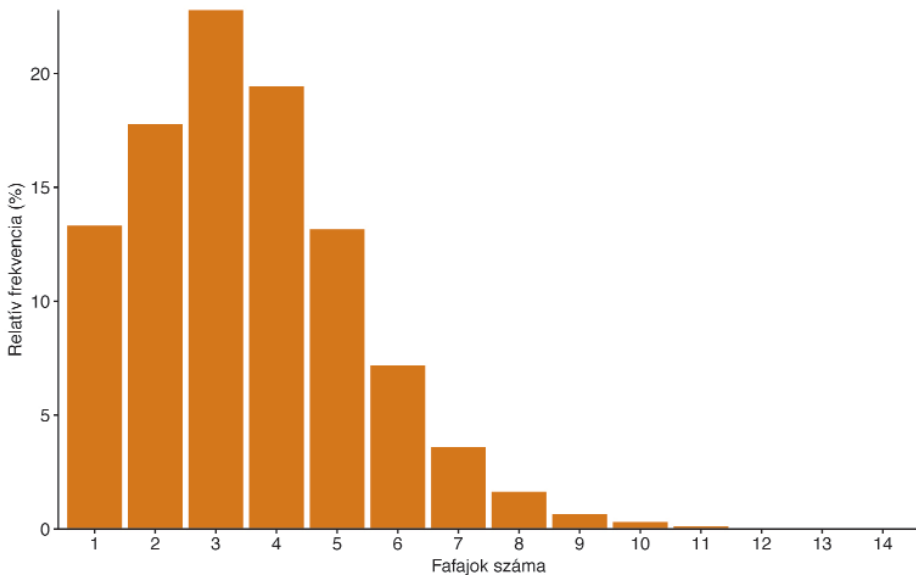


**IV.25. térkép:** A különböző mintavételezési sűrűséggel felvett erdőterületek elhelyezkedése a Mátra területén

A III.3.2 fejezetben leírt fő kategóriák közül a Mátrában a leggyakoribb (12 872 eset) a *középkorú-idős erdő* volt. Ezen felül 343 plot *felújulási terület*, míg 298 plot *fiatalos* besorolást kapott. A *középkorú-idős erdő* kategórián belül a mintapontokat a protokoll szerint fiziognómia tekintetében is osztályoztuk. Ez alapján összesen 121 sarjcsokros erdőt, 82 *összefolyó korona- és cserjeszintű erdőt*, illetve 25 *szabad állásban nőtt idős fákat tartalmazó állományt* (feltehetően egykori legelőerdőt, 0,19%) vettünk fel. A maradék, *egyik sem* kategória alatt rögzített 12 644 pont különleges fiziognómiai jegyeket nem hordozó erdőket érint, amelyek a kialakulásukban meghatározó szerepet játszó vágásos erdőgazdálkodás ellenére aránylag változatos képet mutatnak.

## IV.2.3.2 A faállomány-összetétel változatosságának értékelése

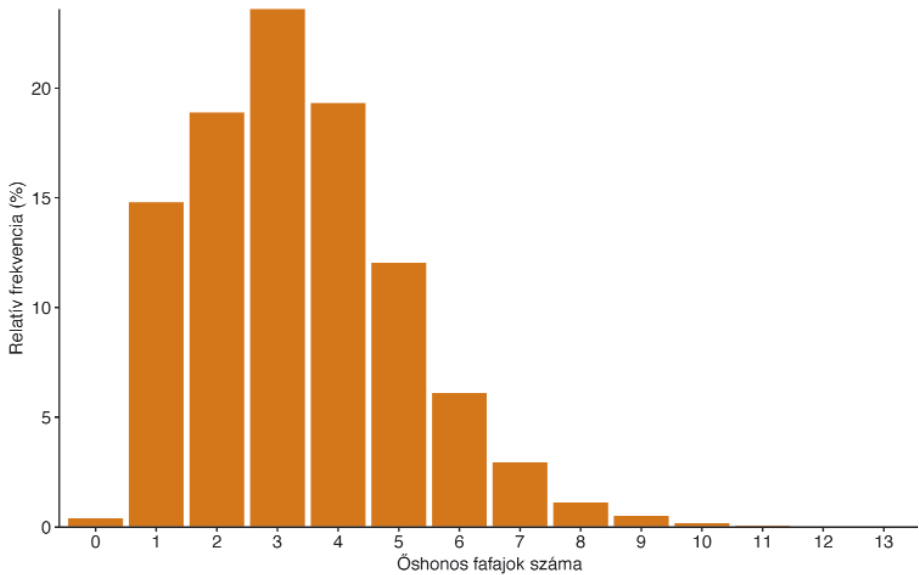
A Mátra erdei fafajokban (IV.25. ábra), illetve az őshonos fafajokban (IV.26. ábra) mérsékelten gazdagok. Az őshonos fafajokat tekintve a felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületek legtöbbje, közel negyede (23,60%) 3 fafajt tartalmazott. Az 1–2 őshonos fafajt tartalmazó plotok együttes aránya 23,66%. A csak idegenhonos fajokat tartalmazó mintaterületek aránya elenyésző (0,40%), de az őshonos fafajokban igazán gazdag (6<S) plotok aránya is alacsony (4,87%).



IV.25. ábra: Az összfafajsám gyakoriságeloszlása a Mátra erdeiben

A faállomány-összetétel változatosságának elemzése során érdemes megvizsgálni, hogy a zonális erdők (cseres- és gyertyános-tölgyesek, szubmontán és montán bükkösök) gyakori, erdőgazdálkodás és gazdasági hasznosítás szempontjából is fokozott jelentőséggel bíró őshonos fafajai (bükk, gyertyán, kocsánytalan tölgy, cser, együtt: „célfafajok”) elhagyásával hogyan alakul az őshonos fafajok (aktuális értelmezésben: „elegyfajok”) száma. A gyakorisági értékeket bemutató eloszlásdiagram (IV.27. ábra) mindjárt az első pillanatban egy rendkívül markáns, erősen meghökkentő üzenetet közvetít: a Mátrában a felvett mintapontok közel felén (44,40%-án) egyáltalán nincs semmilyen elegyfaj(!), ezeken a helyszíneken csak a gazdálkodási tevékenység szempontjából releváns ún. főfafajok („célfafajok”) fordulnak elő. A mérsékelten elegyes (csak 1 elegyfaj tartalmazó)

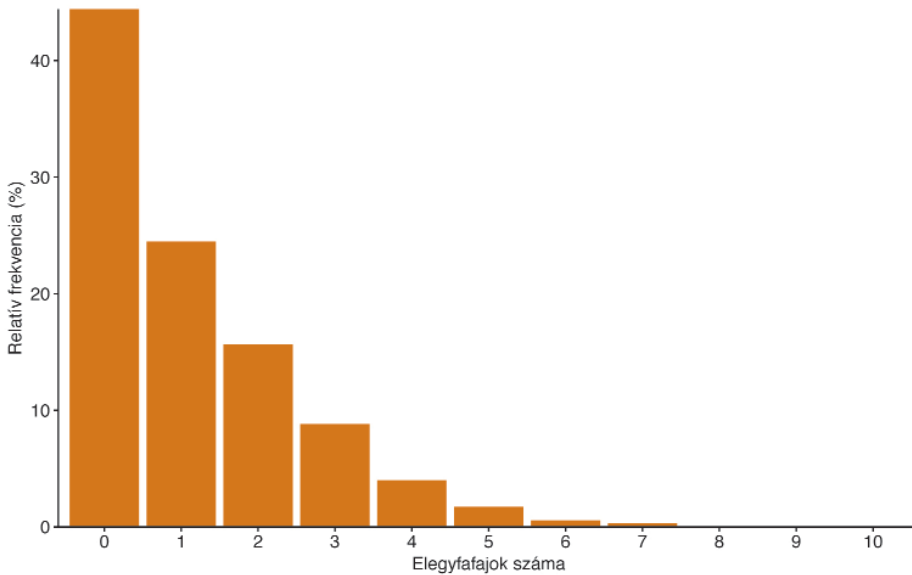




**IV.26. ábra:** Az őshonos fajok számának gyakoriságeloszlása a Mátra erdeiben

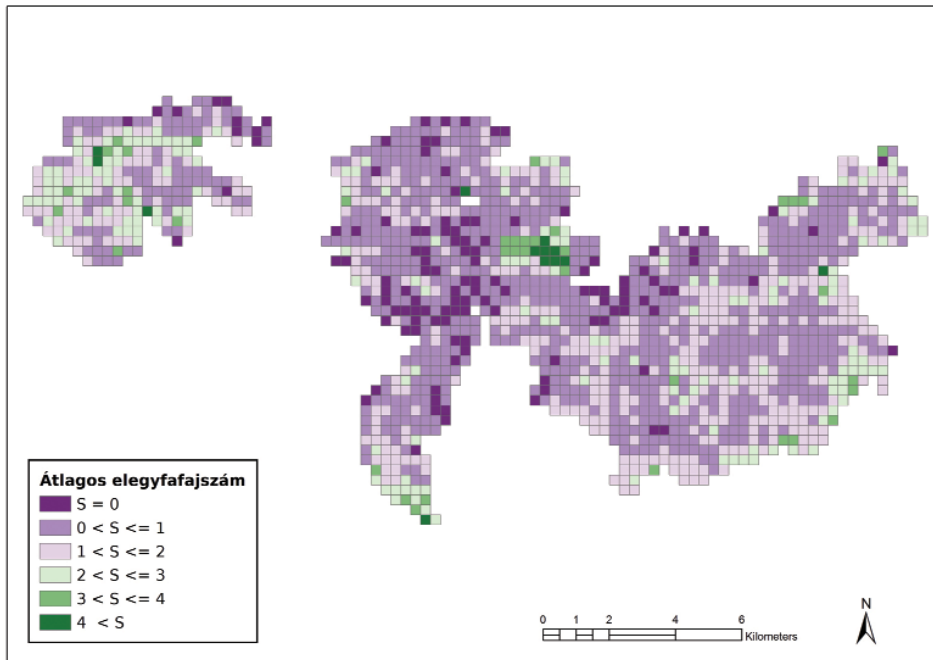
mintapontok aránya is elég alacsony, mindössze 24,48%. A közepesen elegyes (2–3 elegyfaját hordozó) pontok aránya értelemszerűen szintén mérsékelt (24,46%), a felvett mintapontok 6,6%-án találtunk 4 vagy annál több elegyfaját. A közölt gyakoriságeloszlási diagram, illetve a felsorolt szám adatok nagyon erősen kisarkítják a Mátra erdeiről terepi bejárások során is hamar kialakuló képet, miszerint egy elegyfajokban (véltetően antropogén hatások miatt) rendkívül szegény tájegységgel van dolgunk. Egy olyan – egyébként országos természetvédelmi oltalom alatt álló – erdőtümbbel, ahol a felvett mintapontokon a leggyakoribb elegyfajszám a nulla(!), s ahol a vizsgált terület alig harmadán taláunk csak közepesen vagy erősebben elegyes erdőket. Mindez nagyon határozottan rámutat a tájegység erdeinek elegyeségi problémáira, az aktuális erdőgazdálkodási gyakorlat megreformálásának szükségességére, s összefüggéseket sejtet talán a hegység erdeinek vissza-visszatérő erdővédelmi problémáival is.

Az elegyfajok számának fentebb ismertetett, gyakoriságeloszlások révén való elemzése mellett megvizsgáltuk azt is, hogy a pontonkénti átlagos elegyfajszám hogyan változik egyes domborzati/termőhelyi, állományszerkezeti és történeti háttérváltozók függvényében. A különbségek értékelésekor érdemes szem előtt tartani, hogy a gazdagabbnak és szegényebbnek ítélt csoportok között nem túl nagy a különbség, előbbieknél a medián 2, az utóbbiaknál 1. Az elemzések során megállapítottuk, hogy a Mátrában a tengerszint feletti magasság emelke-



**IV.27. ábra:** Az elegyfafajok számának gyakoriságeloszlása a Mátra erdeiben

désével az elegyfafajok száma fokozatosan csökken. Az összefüggés – a tájegységben egyébként is igen alacsony elegyfafajszám-értékektől eltekintve – a bükkös öv elegyfákban szegényebb erdeivel állítható párhuzamba. Az elegyfafajok száma és a lejtőszög közötti kapcsolat vizsgálatakor szembeötlő a 35°-nál meredekebb lejtők relatív gazdasága, ami arra utal, hogy a Mátra vizsgált erdeiben magasabb elegyfafajszámok csak a nagyon meredek (35–45°) termőhelyek nehezen megközelíthető, illetve gazdasági jelentőséggel nem rendelkező erdeihez kapcsolódnak. A fenti egyszerű összefüggések térbeni leképezését látjuk a *IV.26. térképen*, ahol megfigyelhető, hogy hol vannak elegyfafajokban gazdagabb, illetve szegényebb területek. Az alapadatok térbeli változatosságának egyfajta kisimításaként ez a térkép úgy készült, hogy több területnagyságot reprezentáló virtuális hálókkel lefedtük a területet, s minden 1, 2, 4 és 9 hektáros négyzethez hozzárendeltük az adott négyzetbe eső mintavételi pontokon megfigyelt elegyfafajok átlagos számát (a *IV.26. térképen* 9 hektáros négyzetek láthatóak). Az ábrán jól kirajzolódik mind a nagyobb tengerszint feletti magasságok bükköseinek, mind a Keleti- és Déli-Mátra döntően kocsánytalan tölgy vagy cser domnanciájú állományainak elegyfafajokban való szegénysége. A Mátrai TK nyugati része, a Mátrabérc déli kitétséggű meredek lejtői és az Óvár környéke valamivel gazdagabbak elegyfafajokban. A Parád közelében mutatkozó kiugró értékek a Som-hegy északi oldalának beerdősült legelőire esnek, s ezen felül viszonylag



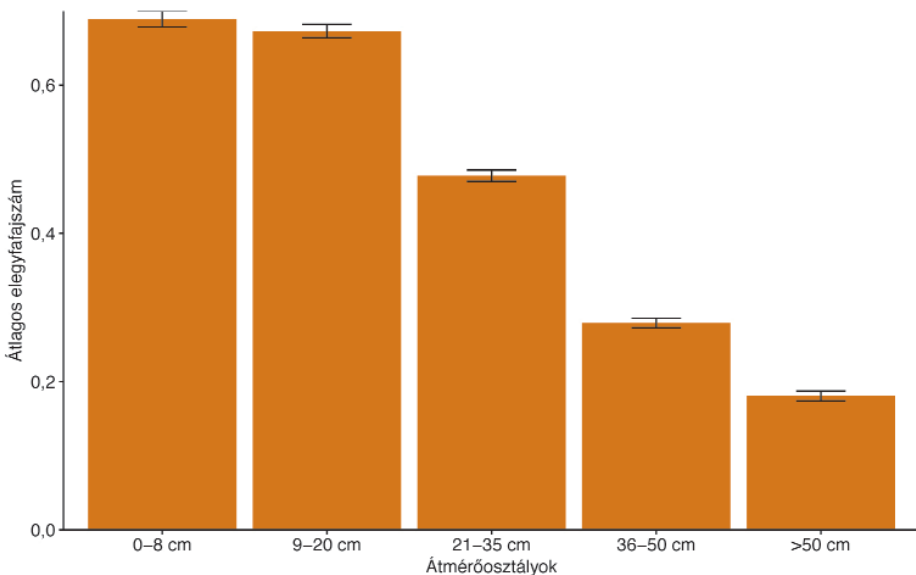
**IV.26. térkép:** Az elegyfajok átlagos számának térbeli megoszlása a Mátrában. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos elegyfajszámot jelentik.

kedvező elegyességi adatok mutatkoznak a Mátrafüred és Kiszána feletti száraz tölgyesekben is.

Az elegyfajszám és állományszerkezeti jellemzők kapcsolatát vizsgálva megállapítottuk, hogy sem a főkategóriák, sem a korosztály csoportok között nincs lényegi különbség az elegyfajok számát tekintve. Elmondhatjuk, hogy a Mátra vizsgált erdei elegyfajokban szinte egyöntetűen rendkívül szegények a mintapontok adatai egy nagyon-nagyon szűk és szinte katasztrofálisan alacsony tartományban mozognak.

Az átlagos elegyfajszám átmérőosztályok szerinti vizsgálata érdekes eredménnyel szolgál (IV.28. ábra). A fajszám alacsony értékei (a 0–8 és 9–20 cm-es átmérőosztályban egyaránt <0,7, az 50 cm feletti átmérőosztályban <0,2) az előzetes elemzések ismeretében önmagukban nem annyira meglepőek, viszont a legmagasabb átlagos elegyfajszám a legvékonyabb (0–8 cm-es) és a következő, 9–20 cm-es frakciónál közel azonos. A jelenség hátterében a vizsgált (felvételezett) erdők állománytípus-, korosztály- és záródásviszonyai ugyanúgy ott lehetnek, mint a térségben (különösen a Mátra déli lejtőin) évtizedek óta érvé-

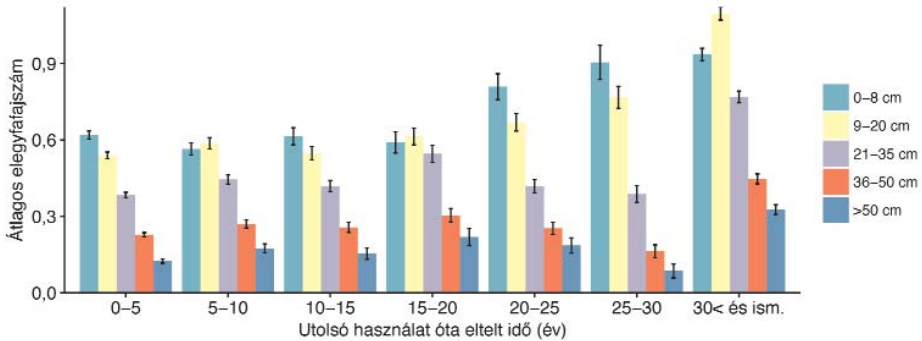
nyesülő, fokozott vadhatás (részletesebben lásd még később), s lényeges, hogy a legvékonyabb/legfiatalabb frakció kiemelkedő pozícióját a hézagos záródású idős erdők foltonkénti betöltődése sem tudja „kiharcolni”. A 9–20 cm-es átmérőosztálytól felfelé a méretosztályok emelkedésével (és az állománykor növekedésével) fokozatosan és tendenciózusan csökken az átlagos elegyfajszám. A méretebb/korosabb frakciók alacsonyabb elegyfajaj száma itt a pionír fajok fokozatos visszaszorulásával és az erdőgazdálkodás hatásaival magyarázható, s ezt a jelenséget tájegységi szinten lényegében a korosabb véderdők sem tudják ellensúlyozni.



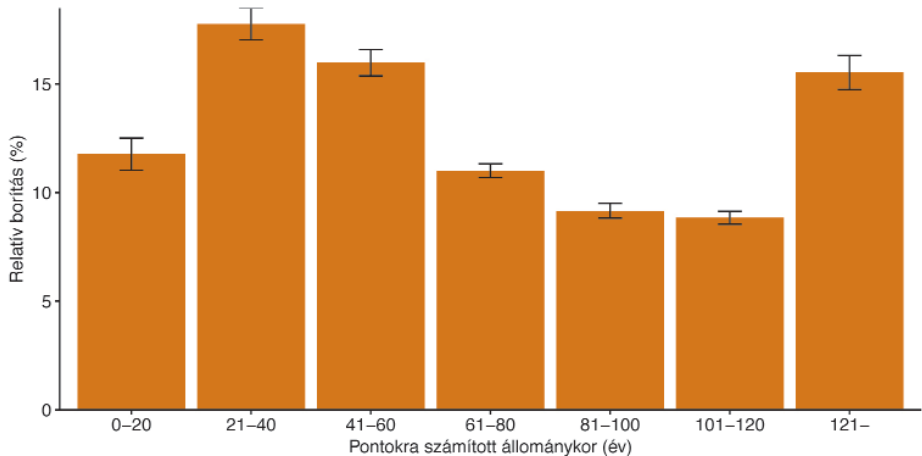
**IV.28. ábra:** Az átlagos elegyfajszám átmérőfüggése a Mátra erdeiben (átlag  $\pm$  SE)

Ha az elegyfajszám átmérőosztály-függésének vizsgálata mellé az utolsó (dokumentált) használat óta eltelt időszaktól való függést is beemljük, szintén tanulságos eredményt kapunk (IV.29. ábra). Ebben a megközelítésben látható, hogy az utolsó használat (UHA) óta eltelt időszak hossza kisebb-nagyobb szabálytalanságokkal ugyan, de valamennyi átmérőosztálynál kihatással van az elegyfajszám alakulására. A 0–8 és 9–20 cm-es átmérőosztályok esetében az első négy UHA-kategória során nem tapasztalható egyértelmű viselkedés, de a 20 évnél régebben nem kezelt erdőkben ezekben az átmérőosztályokban kismértékben növekszik az elegyfajok átlagos száma. Ezzel szemben a 21–35 cm-es, 36–50 cm-es és 50 cm feletti átmérőosztályoknál az első két évtized nagyon enyhe

növekedése után a 20–30 éve nem kezelt erdőkben az átlagos elegyfajszám visszaesése tapasztalható. Ez a trend megfordul a több, mint 30 éve nem kezelt erdőkben, ahol az említett átmérőosztályokban ugrásszerű elegyfajszám növekedés figyelhető meg.



**IV.29. ábra:** Az átlagos elegyfajszám átmérőosztályoktól és utolsó használat óta eltelt időszaktól való függése a Mátra erdeiben (átlag ± SE)



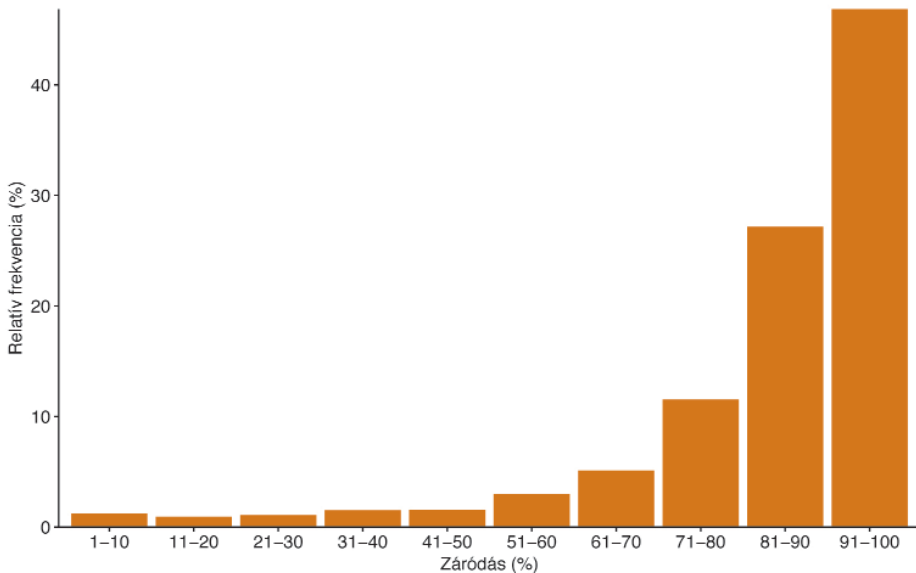
**IV.30. ábra:** Az elegyfajok relatív borításának állománykor-függése a Mátra erdeiben (átlag ± SE)

Az elegyfaj-problémakör utolsó részleteként röviden áttekintjük, hogy az elegyfajok állományokon belüli szerepét talán legegyszerűbben leíró (az őshonos fajok összborításához viszonyított) relatív borításértékek hogyan alakulnak az állománykor függvényében. Az elemzés alapján (IV.30. ábra) kijelenthetjük, hogy 40 éves állománykorig az elegyfajok relatív borításaránya

növekszik, s ez leginkább egy véghasználatokat és erdősítés-stádiumot követő visszatelepedési (regenerációs) folyamatként értelmezhető. Az állományok korosodásával, 40 év felett – előbb vélhetően a nevelővágások (törzskiválasztó és növedékfokozó gyérítések), később pedig széles körben alkalmazott felújítógások következtében – azonban ez a folyamat megszakad és a 40–120 éves korosztályoknál egy folyamatos, 10%-os érték alá vezető csökkenést lehet kimutatni. Az elegyfajok relatív arányának emelkedése csak a kifejezetten idős (120 év feletti) erdőknél tapasztalható ismét, az ide számított állományok azonban már nem az aktív erdőgazdálkodással érintett erdők közül kerülnek ki, hanem a régebb óta nem bolygatott, idős véderdők közül, ahol az elegyfajszám részben termőhelyi okok, részben a huzamosabb ideje fennálló érintetlenség miatt magasabb.

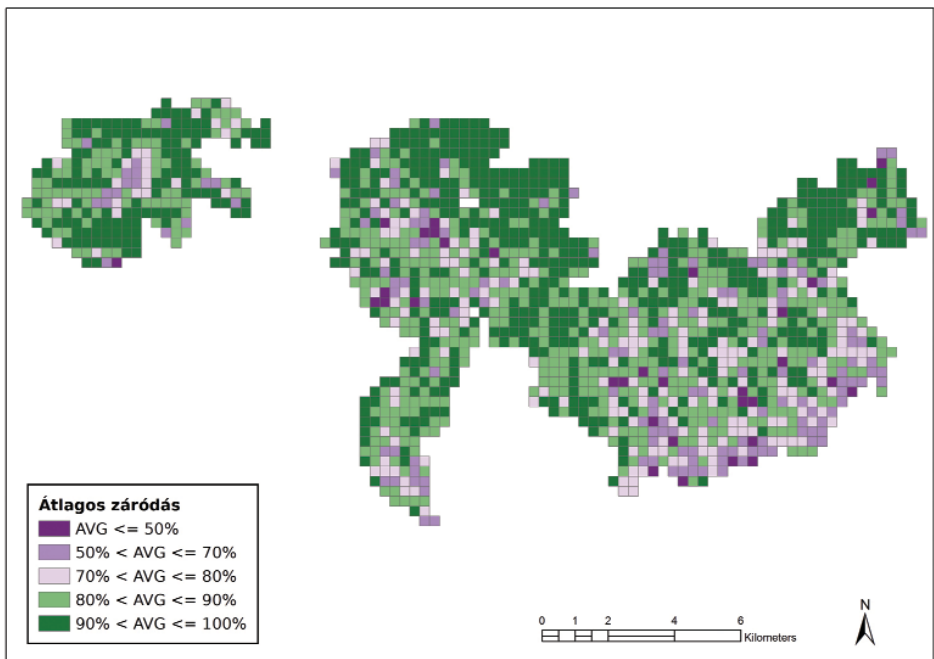
#### IV.2.3.3 A faállomány-szerkezet változatosságának értékelése

A vizsgált állományok horizontális értelemben vett szerkezeti változatosságát első közelítésben a lombkoronaszint, pontosabban a faállomány záródásviszonyai alapján mutatjuk be. A Mátra erdeit – a protokoll értelmezési sajátosságai (2,5 m felett értelmezett faállomány), az erdők nevelésére vonatkozó szabályok és az általános gazdálkodói gyakorlat miatt – az állományok viszonylag magas fokú záródottsága jellemzi (IV.31. ábra). A vizsgált plotok közel felén (48,38%) 90%



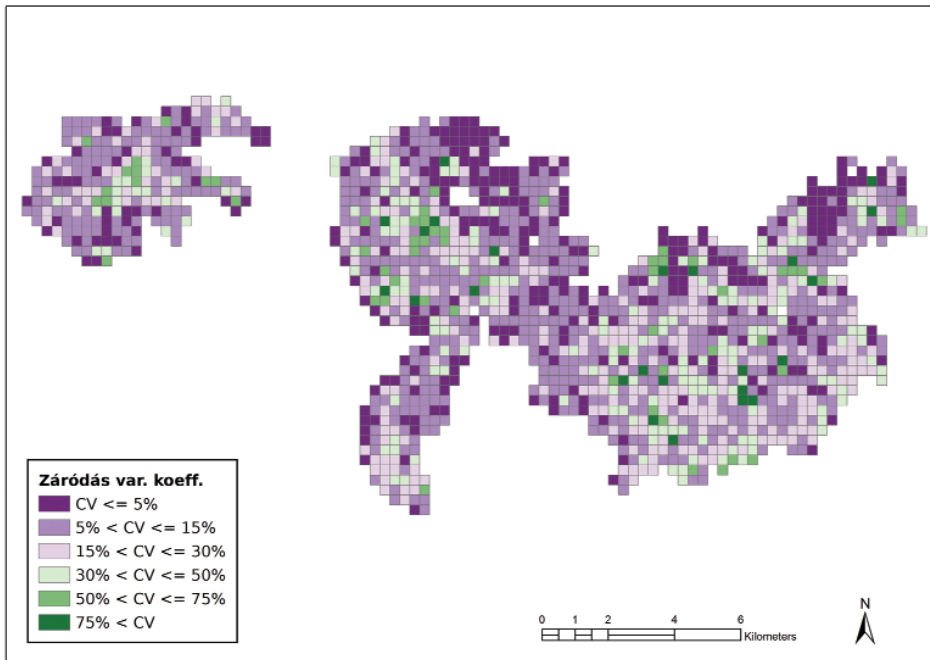
IV.31. ábra: A záródásértékek gyakoriságeloszlása a Mátra erdeiben

feletti, több mint négyötödén (81,16%) 80%, vagy annál nagyobb záródást rögzítettünk. A IV.27. térképen a legszembeötlőbb jelenség talán a Dél-Mátra erdeinek jelentős záródáshiánya, melynek legfőbb oka a fentebb már említett, sokfelé látható erőteljes tölgypusztulás, illetve a középkorú feketefenyveseket sújtó fapusztulás. Ezen felül több helyen az utóbbi évek intenzívebb véghasználatainak nyoma látszik (pl. Fallóskúttól ÉNY-ra a Somhegy oldalában), vagy Galya-tető és Csór-hegy térségében, ahol elsősorban a 2014. évi jégtörések és dőlések miatt vannak záródáshiányos erdők. A záródás finom léptékű térbeli változatosságának elemzéséhez érdekes ezen felül megvizsgálni, hogy az egyes kilenc hektáros foltokon belül mekkora a változatosság, hiszen adott átlag megkapható úgyis, ha sok hasonló záródású mintapont van és úgyis, ha az átlag körül nagy a szóródás. Ennek ábrázolásához elkészítettük a IV.28. térképet, ahol a záródás változatosságát variációs koefficienssel ( $CV = \text{szórás} / \text{átlag} \times 100$ ) fejeztük ki. Az általában alacsony CV-értékek mellett talán csak a folyamatban levő felújítások, illetve a jégtörött, dőléssel érintett erdők előbb is említett területei tűnnek ki.



**IV.27. térkép:** A faállomány átlagos záródása a Mátra erdeiben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos záródást jelentik.

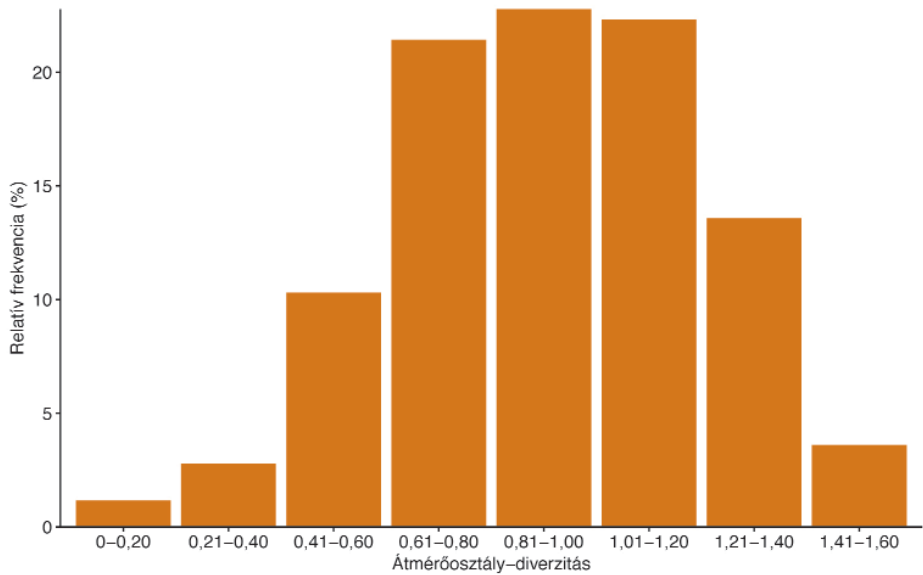




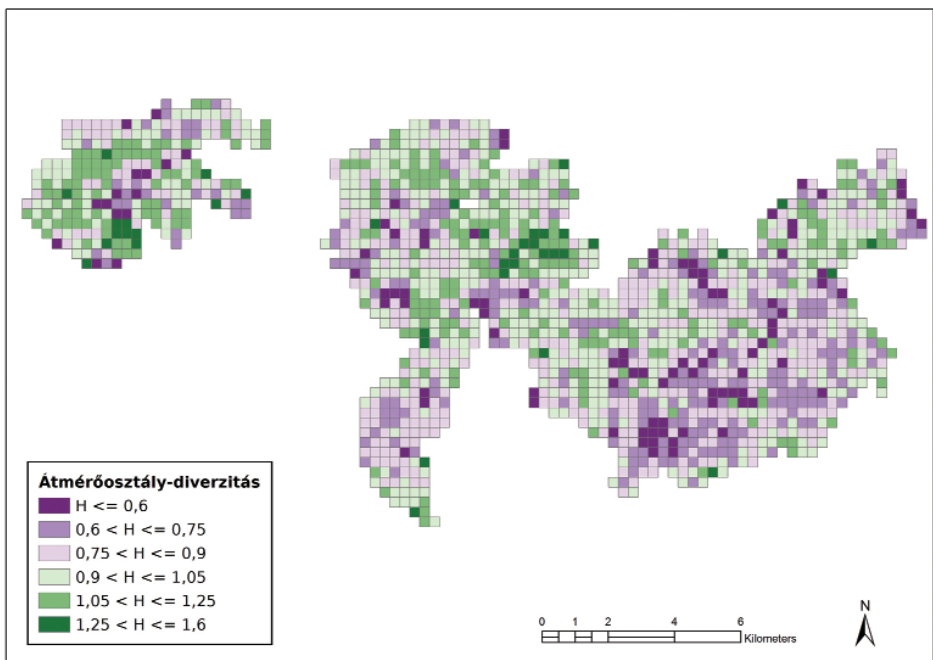
**IV.28. térkép:** A faállomány záródásának finom térleptékű változatossága a Mátra erdeiben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált záródásokból számolt variációs koefficienset jelentik.

A szerkezeti változatosság leírása szempontjából kulcsfontosságú változó a faállományt alkotó törzsek átmérőeloszlása. Az átmérőeloszlás felvétele a kifejlesztett erdőállapot-leíró rendszer egyik fontos mozzanata, hiszen a fafajonként és együttesen is kalkulálható eloszlási diagramok az erdészeti adattár (OEA) átlagos törzsátmérő-adataihoz képest jelentős plusz információt hordoznak. A mátrai erdők átmérőeloszlás szerinti gazdagságát az átmérőosztályok relatív gyakoriságából számolt Shannon-diverzitás értékeinek eloszlásával mutatjuk be (IV.32. ábra). Legnagyobb gyakorisága a közepes átmérő-diverzitású (0,6–1,2) állományoknak volt (a lehetséges maximum 5 átmérőosztály esetén  $\ln 5 = 1,61$ ). A gyakoriságeloszlás diagramja ezen kívül összességében azt sugallja, hogy a legtöbb erdőben több átmérőosztályba tartozó törzsek vannak jelen, ám a sok átmérőosztályt (borítás alapon számolva) egyenletes relatív részesedéssel tartalmazó erdők hányada alacsony.

Az átmérőosztályok relatív gyakoriságából számolt Shannon-féle diverzitásértékek térbeli megoszlását a IV.29. térkép mutatja. Egyértelmű térbeli



IV.32. ábra: Az átmérőosztály-diverzitás kategóriáinak gyakoriságeloszlása a Mátra erdeiben

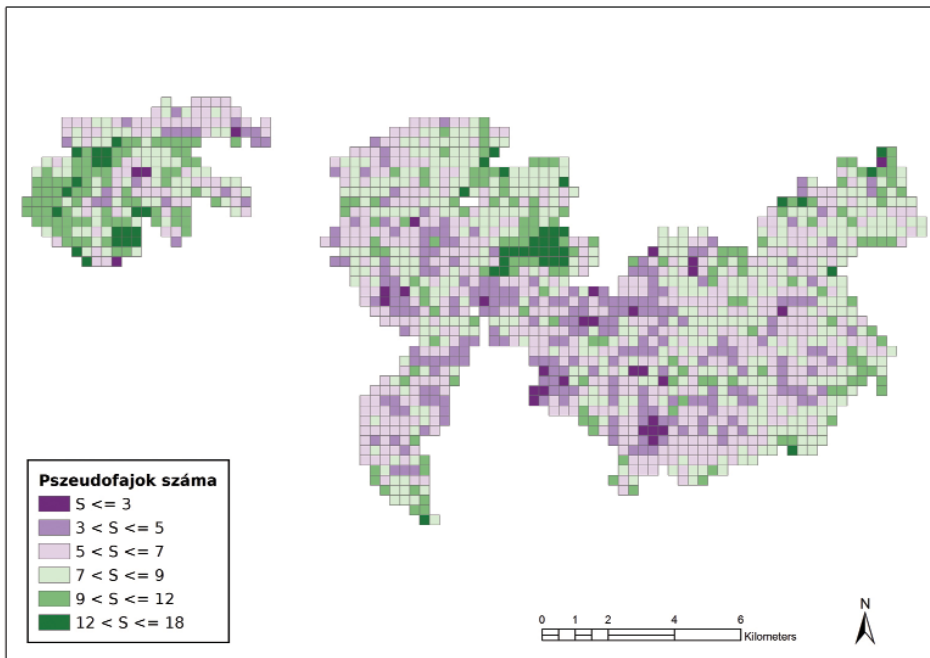


IV.29. térkép: Az átmérőosztály-diverzitás átlagos értékeinek megoszlása a Mátra erdeiben

viselkedést itt nehéz értelmezni, de azért a Dél-Mátra nagy területeire jellemző alacsony szerkezeti diverzitás-értékek említést érdemelnek. Egyébként az értelmezéshez érdemes megjegyezni, hogy az átmérőosztály-diverzitás értéke nagy mértékben függ az állománykortól és (az ezzel részben összefüggő) főkategóriától is. A mátrai mintapontok adataival számolva az átlagos diverzitásérték a 0–20 év közötti kategóriában jellemző kifejezetten alacsony 0,39-es értékről szinte monoton növekedve 1,02-es értékig emelkedik a 120 év fölötti állományoknál (IV.21. táblázat). A főkategóriák közül a legalacsonyabb átlagos értékkel (0,20) a fiatalosok rendelkeznek. A felújulási területek és középkorú és idős erdők esetében a diverzitásértékek rendre 0,45 és 0,92 voltak.

**IV.21. táblázat:** Elterő korosztálycsoportú mintapontok átlagos átmérőosztály-diverzitása a Mátra erdeiben

Korosztály- csoportok	0-20 év	21-40 év	41-60 év	61-80 év	81-100 év	101-120 év	121 év <
Diverzitás	0,39	0,76	0,88	0,90	1,00	0,98	1,02



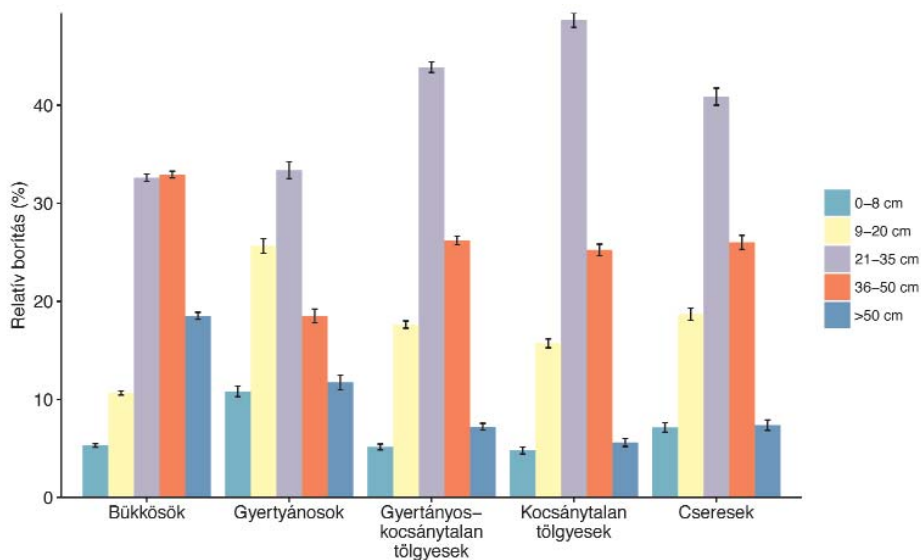
**IV.30 térkép:** Az átlagos pszeudofajszám-értékek megoszlása a Börzsöny erdeiben

A fafajgazdagság és a szerkezeti gazdagság egyfajta integrált mutatójaként bevezetett ún. pszeudofajsám (lásd III.6 fejezetrész) térbeli megoszlása (IV.30. térkép) magán hordozza a fajgazdagsági térképen látottak nyomát, hiszen a magasabb térszínnek döntően bükkös faállománytípushoz sorolható mintapontjai alacsonyabb átlagos értékkel bírnak, mint például a cseresek. Ugyanakkor a pszeudofajsám-értékek egyben a gazdálkodás hatásaival összefüggő, az átmérőosztályok sokféleségében megjelenő különbségeket is mutatnak. Ezt legegyszerűbben úgy tudjuk adatokkal illusztrálni, ha eltérő üzemmódok szerint összehasonlítjuk az adott faállománytípus-csoporthoz tartozó mintapontok átlagos pszeudofajsám-értékeit (IV.22. táblázat). Látható, hogy egyes esetekben (pl. bükkösök) nincs kimutatható hatása az üzemmódnak, de más faállománytípus-csoportok esetében (pl. cseresek, gyertyánosok) a vágásos üzemmódban kezelt erdők mintapontjai átlagosan kevesebb pszeudofajt tartalmaztak.

**IV.22. táblázat:** Átlagos pszeudofajsám-értékek a Mátra erdeiben néhány faállománytípus és üzemmód kombináció esetében (FTNSZ = faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód)

Faállománytípus- kategória	Átlagos pszeudofajsám			
	Vágásos üm.	Átalakító üm.	Szálaló üm.	FTNSZ üm.
Bükkösök	6,14	5,83	6,74	7,64
Gyertyánosok	9,56	8,64	13,20	11,19
Gyertyános- kocsánytalan tölgyesek	7,73	7,36	10,24	7,60
Kocsánytalan tölgyesek	6,39	6,75	9,15	6,50
Cseresek	8,19	11,90	12,02	8,89
Hársasok	–	17,00	–	18,60

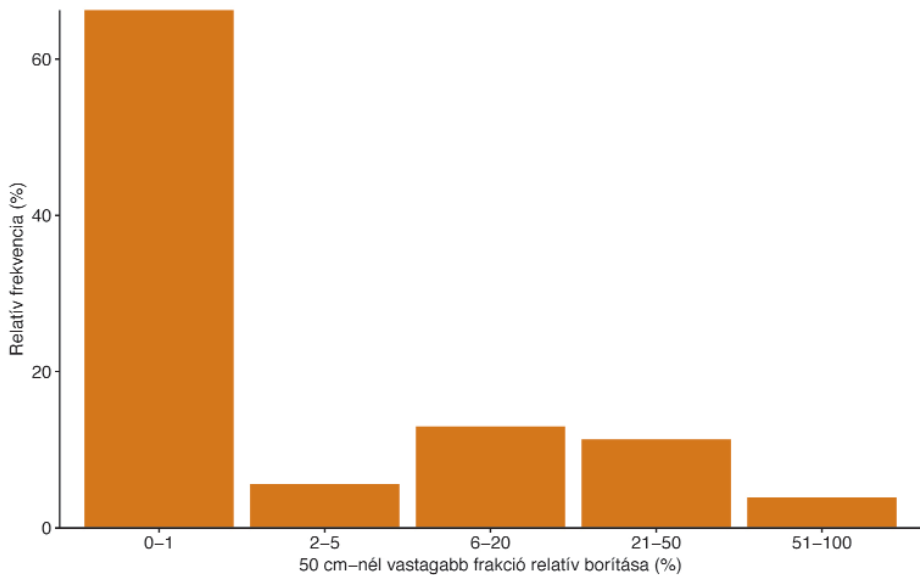
A vizsgált területeken az erdőgazdálkodás szempontjából legnagyobb jelentőséggel bíró ún. „célfajok” átmérőosztályonkénti relatív borítása szintén érdekes adatokkal szolgál az állomány szerkezeti jellemzők tájegységi szintű ismeretéhez. A IV.33. ábra alapján látható, hogy az 5 leggyakoribb faállománytípus-csoportba (bükkösök, gyertyánosok, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, kocsánytalan tölgyesek, cseresek) eső pontoknál (32–49% közötti értékekkel) szinte mindenhol a 21–35 cm-es átmérőosztály (átlagos) relatív borítása dominál. Tájegységi szinten a második leginkább meghatározó átmérőosztály a 36–50 cm-



**IV.33. ábra:** A „célfajok” (B, GY, KTT, CS) átmérőosztályok szerinti (a „célfajok” összorításhoz viszonyított) relatív borítása a Mátra leggyakoribb faállománytípusaiban (átlag ± SE)

es frakció, melynek (átlagos) relatív borítás-értékei 18–33% között alakulnak: több típusnál 25% körüli érték adódik, ellenben a bükkösöknél tapasztalt közel 33%-os arány ennél a típusnál a 21–35 cm-es átmérőosztály relatív arányát is felülmúlja. Az elemzésből összességében az látszik, hogy a Mátra erdeiben (a korosztályviszonyokkal nyilvánvaló összefüggésben) legnagyobb valószínűséggel a 21–35 cm-es méretosztályba (a bükkösöknél a 21–35 és 36–50 cm-es méretosztályba) tartozó törzsek határozzák meg az állományok szerkezeti jellemzőit. A legvékonyabb, 0–8 cm-es frakció törzsei minden típusnál csekély, rendszerint 5–10% közötti relatív borítást adnak, a 9–20 cm-es frakció értékei ugyanakkor állománytípusok (illetve az azokon belüli korosztályviszonyok) függvényében aránylag differenciáltak (10–26% közé esnek). Végezetül megemlítendő, hogy itt is az 50 cm-nél vastagabb törzsek átlagos relatív borítási aránya tűnik a leginkább típusfüggőnek, hiszen a bükkösök esetében másfélszer-háromszor nagyobb az átlagos relatív borítás, mint az egyéb típusoknál.

Folytatva az előző elemzést, az állományszerkezeti változatosság tájegységi szintű értékeléséhez további hasznos kiegészítéseket kapunk, ha az 50 cm törzsátmérő feletti frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlását vizsgáljuk. A faállománnyal rendelkező összes pontra készített elemzés szerint (IV.34 ábra) ugyanis a mintaterületek 66,26%-án egyáltalán nincs (vagy legfeljebb csak 0–1%-



**IV.34. ábra:** Az 50 cm-nél vastagabb frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlása a Mátra erdeiben

os relatív borítással van jelen) 50 cm-nél vastagabb élő törzs, vagyis a Mátrában az állományok kétharmadából hiányoznak a biodiverzitás-megőrzés és az erdő-természetesség megítélése szempontjából kiemelt jelentőséggel bíró méretes, idős törzsek. Az 50 cm-nél vastagabb törzsek 20%-nál nagyobb relatív borítást a mintapontok 15,17%-án érnek el, ehhez az adathoz azonban itt is hozzá kell tennünk, hogy az ide sorolható pontok jelentős része kb. egyöntetű idős állományba esik, vagyis ez az arányszám elsősorban az idős állományok területarányára reagál, s nem feltétlenül jelenti a kifejezetten kedvező átmérőeloszlással rendelkező állományok ilyen mértékű előfordulását.

A gyakoriságeloszlásokat a legnagyobb területi aránnyal előforduló faállománytípus-csoportok (bükkösök, gyertyánosok, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, kocsánytalan tölgyesek, cseresek) szerint vizsgálva jelentősebb differenciáltság mutatható ki (IV.23. táblázat). Az 50 cm-nél vastagabb törzsek hiánya (0–1% relatív borítás) érthető módon (az idősebb állományok dimenziói miatt) a bükkösöknél a legalacsonyabb (50,87%), s ahogyan haladunk az alsóbb régiókra, illetve déli lejtőkre jellemző faállománytípus-csoportok felé, egyre inkább emelkedik a vastag törzsek nélküli pontok aránya. Ennek megfelelően a legmagasabb értékek az elsősorban hegylábi helyzetű kocsánytalan tölgyeseknél (86,23%) és csereseknél (75,89%) tapasztalhatók, vagyis a kultúrhatásokkal

fokozottabban érintett hegységperemi (a Mátra főgerincétől távolabb eső) területeken jóval kisebb valószínűséggel található 50 cm-nél vastagabb törzseket is tartalmazó erdőket. Az 5 leggyakoribb faállománytípusnál az 50 cm-nél vastagabb törzsek 20%-nál nagyobb relatív borítása (érthető módon) a fentiekkel éppen ellenkező tendenciát mutat: a legmagasabb értékek a bükkösöknél (25,71%), míg a legalacsonyabb értékek a gyertyános-kocsánytalan tölgyeseknél (8,01%), kocsánytalan tölgyeseknél (4,92%) és csereseknél (8,68%) adódnak. Vagyis: 50 cm-nél vastagabb törzsek magasabb relatív borítási aránnyal a hegység belsejéhez, illetve magasabb régióihoz (főgerincéhez) kötődő erdőekben itt is nagyobb arányban fordulnak elő, mint a peremeken, hegylábi területeken.

**IV.23. táblázat:** Az 50 cm-nél vastagabb frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlása a Mátra 5 leggyakoribb faállománytípus-csoportjában

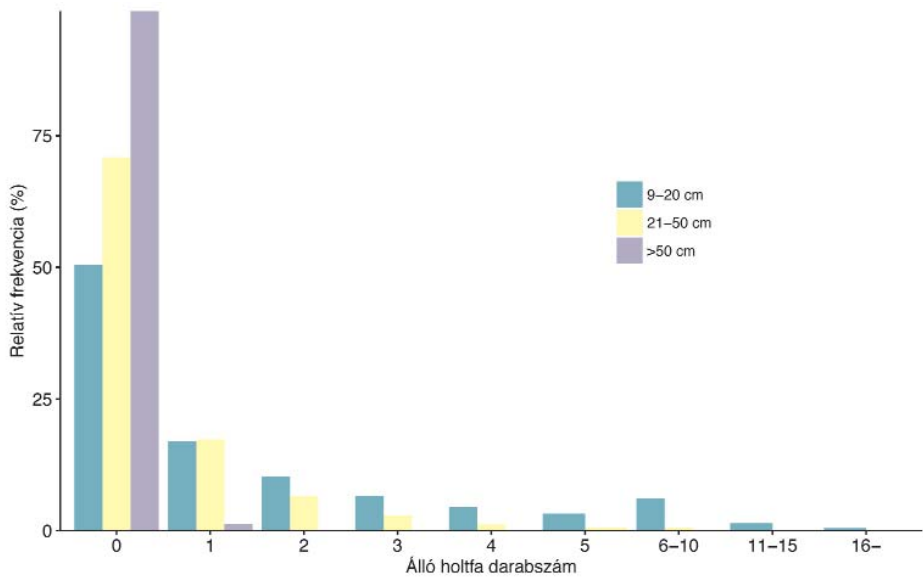
Faállománytípus-csoportok	Relatív borítási kategóriák				
	0–1%	1–5%	5–20%	20–50%	50–100%
Bükkösök	50,87	6,36	17,06	18,22	7,49
Gyertyánosok	52,85	10,03	21,14	13,28	2,7
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	75,33	5,61	11,05	6,85	1,16
Kocsánytalan tölgyesek	86,23	3,42	5,43	3,85	1,07
Cseresek	75,89	4,29	11,14	7,76	0,92

#### IV.2.3.4. Az álló és fekvő holtfa mennyiségi és minőségi értékelése

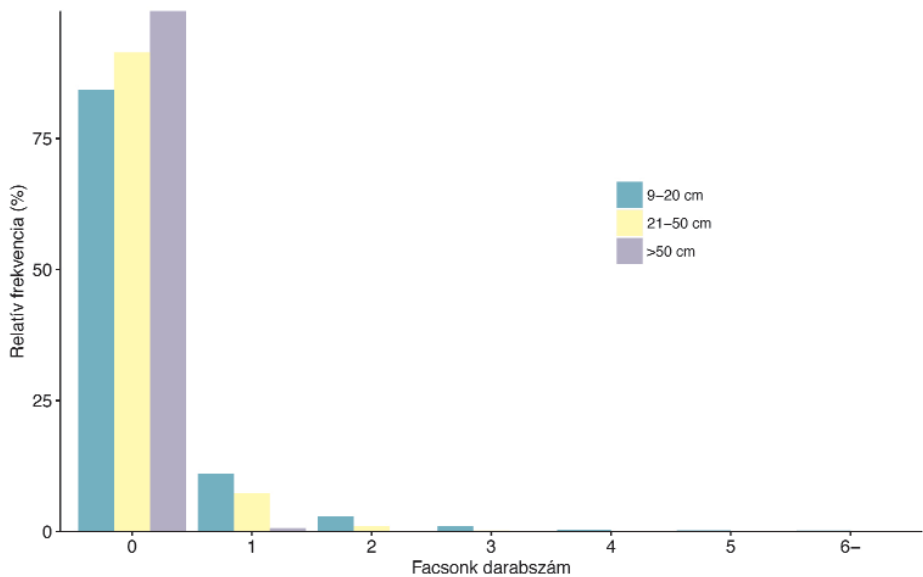
Az álló holtfa mennyiségi viszonyainak áttekintése során azt tapasztaltuk, hogy a mátrai mintapontoknak 40,16%-án nincs elhalt, elpusztult törzs. Az álló holtfa nélküli pontok aránya az 50 cm átmérő feletti törzsek vonatkozásában rendkívül magas (98,65%), vagyis a mátrai erdőben szinte sehhol nincs kifejezetten vastag álló holtfa. A 21–50 cm-es átmérőosztályban 70,88%, a 9–20 cm-es átmérőosztályban 50,46% az álló holtfa nélküli mintapontok aránya, s a kisebb méretosztályok felé az álló holtfát is tartalmazó helyszínek részesedése fokozatosan emelkedik (IV.35. ábra). Az 1 álló holtfát tartalmazó pontok aránya a 9–20 cm-es átmérőosztályban 17,03%, a 21–50 cm-es átmérőosztályban 17,31%, az ennél több törzset tartalmazó pontok száma/aránya azonban már nagyon csekély.

Közel hasonló a helyzet és az átmérőosztályok szerinti tendencia facsonkok esetében is (IV.36. ábra), de ezen változó szerint a mintapontok 77,53%-a





**IV.35. ábra:** Az álló holtfák darabszámának gyakoriságeloszlása (átmérőosztályok szerinti bontásban) a Mátra erdeiben

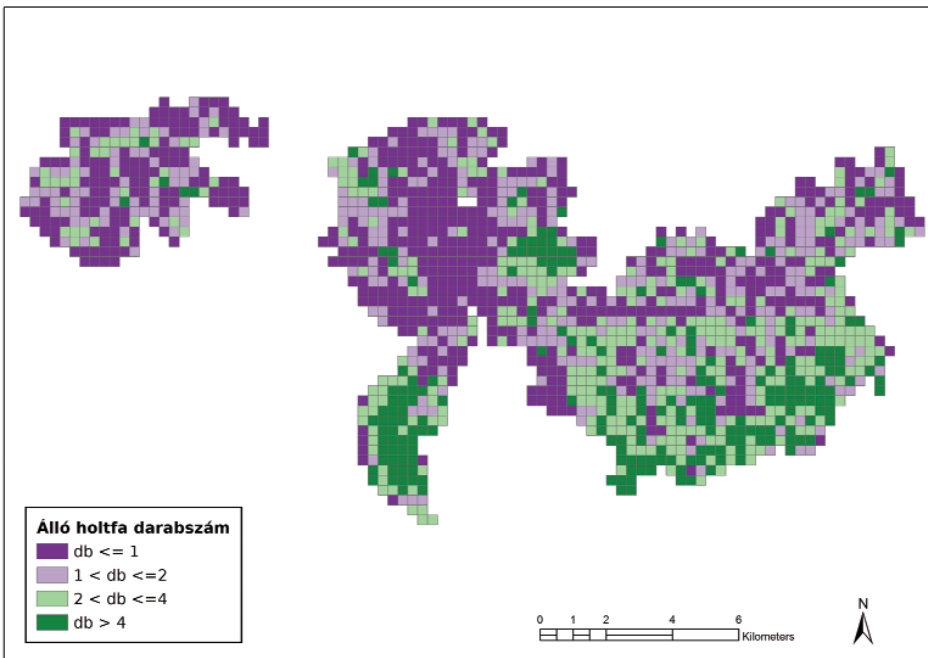


**IV.36. ábra:** A facsonkok darabszámának gyakoriságeloszlása (átmérőosztályok szerinti bontásban) a Mátra erdeiben

tekinthető „üresnek”, vagyis facsonk nélkülinek. Az 50 cm feletti átmérőosztályban 99,30%, a 21–50 cm-es átmérőosztályban 91,42%, a 9–20 cm-es átmérőosztályban 84,29% a facsonk nélküli mintapontok aránya.

A darabszámok gyakoriságeloszlása után érdemes néhány pillantást vetni az álló holtfa és a facsonk pontonkénti átlagos darabszámának alakulására. Álló holtfa esetében a 9–20 cm-es átmérőosztályban 1,63, a 21–50 cm-es átmérőosztályban 0,51, míg az 50 cm feletti átmérőosztályban már csak 0,02 az átlagos törzsszám. Ugyanezek az adatok a facsonkok esetében sokkal alacsonyabbak. A 9–20 cm-es átmérőosztályban 0,24, a 21–50 cm-es átmérőosztályban 0,10, míg az 50 cm feletti átmérőosztályban gyakorlatilag nulla az átlagos facsonk-szám.

Az álló holtfa mennyiségének térfogatalapú szemléltetésére nincs terepi adatunk, de abba azért érdemes belegondolni, hogy átlagosnak tekintett átmérő és magasság adatokkal számolva a mintaterületen (500 m<sup>2</sup>) előforduló egyetlen 21–50 cm-es átmérőosztályba tartozó, nem derékba tört törzs már 15–20 m<sup>3</sup>/ha álló holtfa mennyiségnek feleltethető meg, vagyis a Mátrában felmért erdők 35,86%-án jelentősebb (15 m<sup>3</sup>/ha-nál nagyobb) mennyiségű álló holtfa lehet.

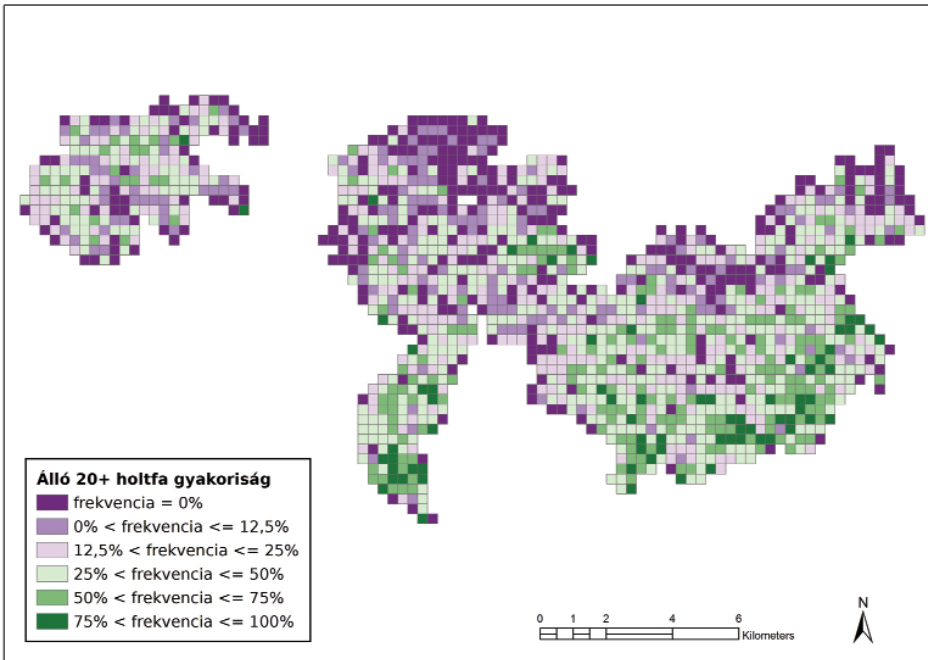


**IV.31. térkép:** Az álló holtfa darabszám megoszlása a Mátrában. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos darabszámot jelentik.

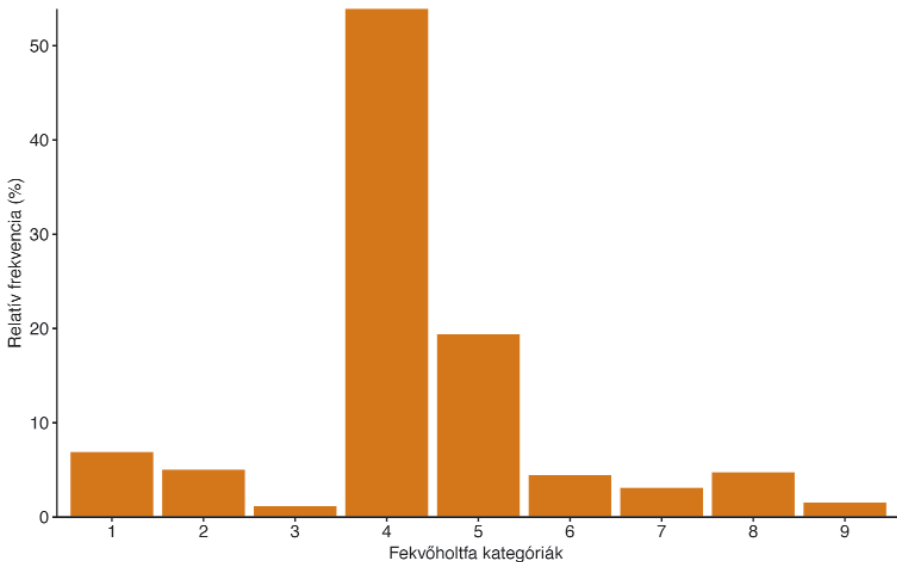
Az álló holtfa és facsonk kérdés megítéléséhez a fentiek mellett érdemes megnéznünk a térbeli eloszlást is, vagyis célszerű azt megvizsgálni, hogy hol vannak álló holtfában kifejezetten gazdag, illetve szegény területek. Az alapadatok térbeli változatosságának egyfajta kisimításaként ezt úgy készítettük el, hogy több területnagyságot reprezentáló virtuális hálókkel lefedtük a területet, s minden 1, 2, 4 és 9 hektáros négyzethez hozzárendeltük az adott négyzetbe eső mintavételi pontokon megfigyelt álló holtfák átlagos számát (a *IV.31. térképen* 9 hektáros négyzetek láthatóak), vagy az adott (esetünkben 20 cm-es) vastagságot meghaladó álló holtfát tartalmazó mintavételi területek arányát (a *IV.32. térképen* szintén 9 hektáros négyzetek vannak). Az így készített térképek alapján láthatjuk, hogy az álló holtfák (összes átmérőosztály adatával számított) átlagos száma a Som-hegy északi előterében (Parádóhuta mellett), a Kékes és Sas-kő gerincén, valamint (rendkívül hangsúlyosan) a Dél-Mátra száraz tölgyeseiben mutat (néhol egészen nagy foltokban) kiugró (4 feletti) értékeket. A 20 cm átmérő feletti álló holtfák gyakoriságát mutató térkép a magas (0,75 feletti) értékekre sok tekintetben hasonló, vagy azonos mintázatot mutat, tehát a Mátrában általában ott találunk kiugró számú álló holtfát, ahol a 20 cm feletti álló holtfa gyakorisága is magas – mindez arra utal, hogy az álló holtfa mintázat alakításában a 20 cm feletti törzsek jelentős szerepet játszanak!

Az álló holtfa korhadtsági fok szerinti megoszlását a protokoll sajátosságai miatt a 21–50 cm-es és az 50 cm átmérő feletti átmérőosztályokra tudjuk megadni. Az elemzések alapján (tájegységi szintű, általános jellemzés szándékával) azt mondhatjuk, hogy a friss besorolású (jelentősebb kéregborítással, még fennlevő koronarészekkel, ágakkal rendelkező) pontok mindkét átmérőosztályban 65% feletti arányt mutatnak, míg a vegyes minősítésű pontok aránya 11% alatt van. Ez utóbbi adat értelmezéséhez hangsúlyozzuk, hogy csak mintapontként minimum 2 db, azonos átmérőosztályba tartozó törzs jelenléte esetén adható ez a minősítés. A korhadt (kéreglevált, ágak nélküli, xilofil élőlénycsoportoknak azonnal megtelepedési lehetőséget biztosító) törzseket hordozó pontok aránya a két átmérőosztálynál 17–28% közé esik.

A Mátra erdeiben a felmért mintapontok mintegy háromnegyedén (77,62%) felmérőink a 8–35 cm átmérőjű vastag holtfát is tartalmazó CWD4–CWD6 kategóriák egyikével jellemezték a fekvő holtfa mennyiségét. Kimagasló arányt (53,88%) a protokoll szerint 3 m<sup>3</sup>/ha holtfa-mennyiséget lefedő CWD4 kategória ért el (*IV.37. ábra*). A 35 cm átmérő feletti (tehát kifejezetten vastag) fekvő faanyagot tartalmazó CWD7–CWD9 kategóriák a pontoknak csak csekély hányadán (9,36%) kerültek rögzítésre, ugyanakkor meglehetősen alacsony a vastag holtfa nélküli pontok (FWD1–FWD3) aránya is (13,02%). A fekvő

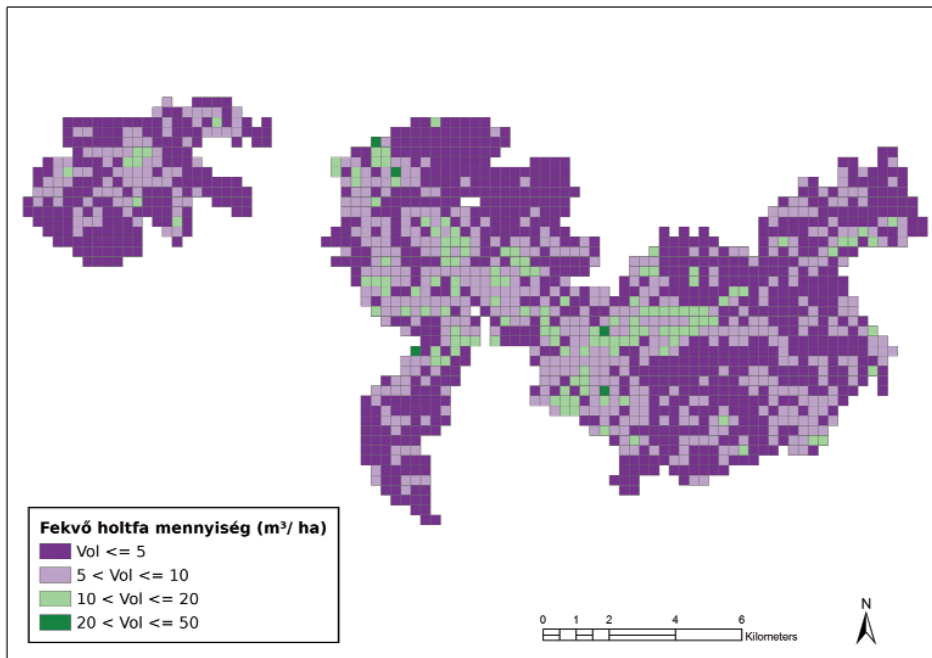


**IV.32. térkép:** A 20 centiméter vastagságot meghaladó álló holtfát tartalmazó mintaterületek gyakorisága a Mátrában. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületek alapján számolt százalékos gyakoriságot jelentik.



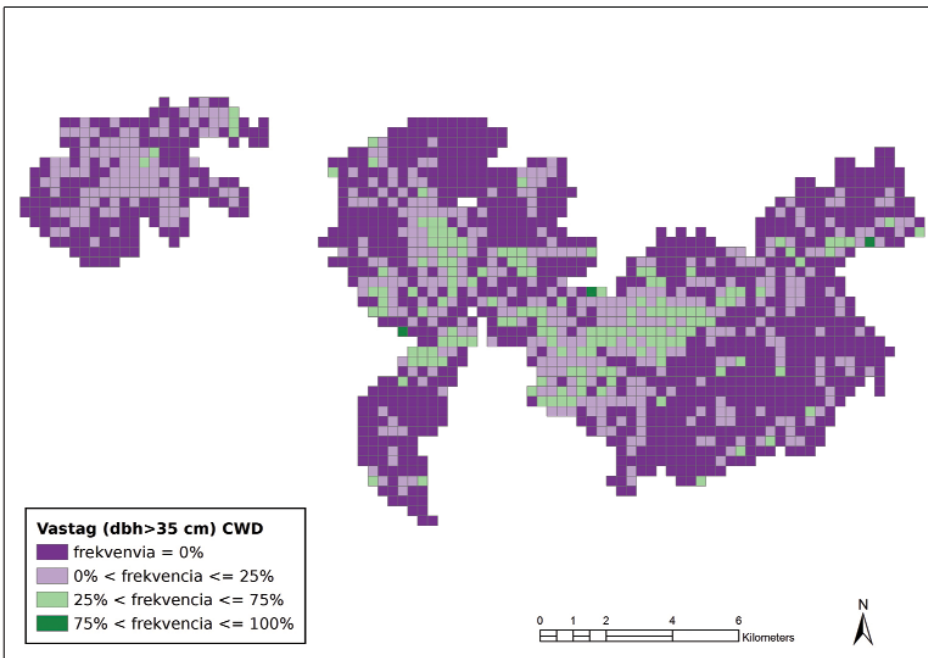
**IV.37. ábra:** A fekvő holtfa vastagságát és mennyiségét együttesen leíró kategóriák (1–9) gyakoriságeloszlása a Mátra erdeiben

holtfa átmérő és mennyiség szerinti megoszlását leíró adatok alapján megállapítható, hogy a Mátra erdeinek csak töredékében található jelentősebb mennyiségű (10–50 m<sup>3</sup>/ha), igen vastag, méretes törzsdarabokat is tartalmazó fekvő holt faanyag, az állományok zömében csupán 8–35 cm-es átmérő-tartományba eső, változó mennyiségű (de: többségében 5 m<sup>3</sup>/ha mennyiség alatti) fekvő holtfa mutatkozik. Tehát fekvő holtfában a Mátra erdei nem kifejezetten gazdagok, jelentősebb holtfa-mennyiségekkel elsősorban a régebb óta háborítatlan, véderdő jellegű állományokban, a magasabb régiók bükköseiben, illetve ezen belül is a 2014. év végi jégtöréssel foltokban érintett állományokban találkozhatunk. Az adatok értelmezéséhez fontos megjegyeznünk, hogy az alkalmazott skála saját-ságaiból adódóan becsléseink a fekvő holtfa mennyiségét esetenként alábecsülhetik, hiszen a 6-os és 9-es kategória felülről nyitott. Abban a nem túl gyakori esetben, amikor kifejezetten nagy mennyiségű, de 35 cm átmérőt meg nem haladó fekvő holtfa fordul elő egy területen, felmérőinknek a tényleges mennyiségtől függetlenül 6-os értéket kellett rögzíteni. Hasonló érvényes a 9-es kategóriára is.



**IV.33. térkép:** A fekvő holtfa mintaterületenkénti átlagos mennyisége (m<sup>3</sup>/ha) a Mátra erdeiben 9 hektáros egységekre számolva

A fekvő holtfa mennyiségét (IV.33. térkép) vizsgálva elmondható, hogy a 35 cm átmérő feletti (kifejezetten vastag) fekvő faanyagot tartalmazó CWD7–CWD9 kategóriákat – illetve a CWD6 kategória értékeinek ide számításával a holtfában leggazdagabb (10–50 m<sup>3</sup>/ha) állományrészeket – elsősorban a Mátra főgerince mentén elhelyezkedő, idős, sok esetben különleges funkciókkal bíró erdőkből (erdőrezervátumok, turisztikai szempontból frekventált területek), vagy véderdő jellegű állományokból mutattunk ki. Ezt a képet erősíti a 35 cm feletti CWD-t tartalmazó plotok arányát bemutató IV.34. térkép is. A vastagsági osztályok előfordulásának térbeli mintázatát részletesebben áttekintve az is elmondható, hogy a vastag (8 cm feletti) holtfa nélküli pontok ugyanakkor a tájegység peremterületeire, településekhez (pl. Mátrakeresztes, Parádsasvár, Recsk) közeli térségekbe, illetve a Keleti- és Déli-Mátra erdei utakkal jól feltárt, viszonylag intenzív erdőgazdálkodással érintett területeire koncentrálódnak. Itt is tetten érhető tehát az a jelenség, hogy a hegység erdeinek nagy részére jellemző (csak 8–35 cm közötti fekvő holtfa jelenlétét definiáló) CWD4–CWD6 kategóriák



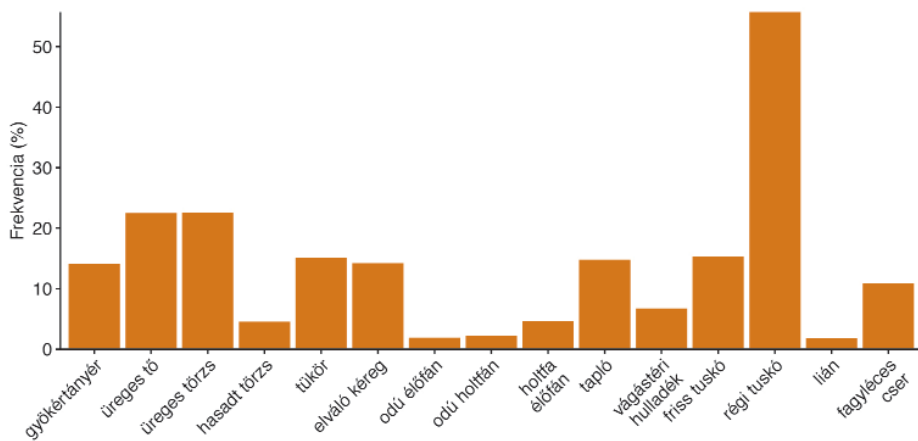
**IV.34. térkép:** A 35 cm-nél vastagabb fekvő holtfát tartalmazó mintaterületek gyakorisága a Mátra erdeiben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületek alapján számolt százalékos gyakoriságot jelentik.

mellett a „több és vastagabb”, valamint a „kevesebb és vékonyabb” eltérések térbeli mintázatában a domborzati adottságoknak, illetve a településektől való távolságnak és a feltártságnak meghatározó szerepe van.

A fekvő vastag holtfa korhadtsági fok szerinti megoszlását a 35 cm alatti és feletti frakciókra külön mutatjuk be. Ez alapján a csak 8–35 cm átmérő közötti fekvő holtfát tartalmazó pontok közel 56%-án korhadt (erősen kéreghiányos, vékonyabb ágak nélküli, felpuhult, illetve szétporladó-széthulló), míg kb. 12%-án friss, 32%-án vegyes korhadtsági állapotot rögzítettünk (IV.94. ábra, lsd: 408. oldal). Ettől valamelyest eltérően alakult a 35 cm átmérő feletti fekvő holtfa frakció minősítése, hiszen ebben az esetben (IV.96. ábra, lsd: 410. oldal) csak 42% minősült korhadtnak, s ezt meghaladó (46%) a friss minősítésű pontok aránya (a vegyes minősítésű pontok aránya csak 11% körüli). A két átmérő-kategória korhadtsági jellemzői közötti különbségek a korábban már említett (helyenként a Mátra erdeit is érintő) jégtörés következményeivel magyarázhatók, hiszen a 2014-ben, foltokban ledőlt/összetört törzsek jelentős része 35 cm átmérő feletti volt, illetve ezek a néhány éves dőlésből/törésből származó törzsek a felvételen nyilvánvalóan a friss korhadtsági kategória arányát növelték.

#### IV.2.3.5. A faállományhoz kötődő mikrohabitatok értékelése

A protokoll szerint rögzítendő 15 féle mikrohabitat a Mátra felmért erdeiben erősen változó gyakorisággal jelenik meg (IV.38. ábra). Legnagyobb gyakorisággal régi tuskót vettük fel (55,69%), ami az elmúlt évtizedek erdőgazdálkodási



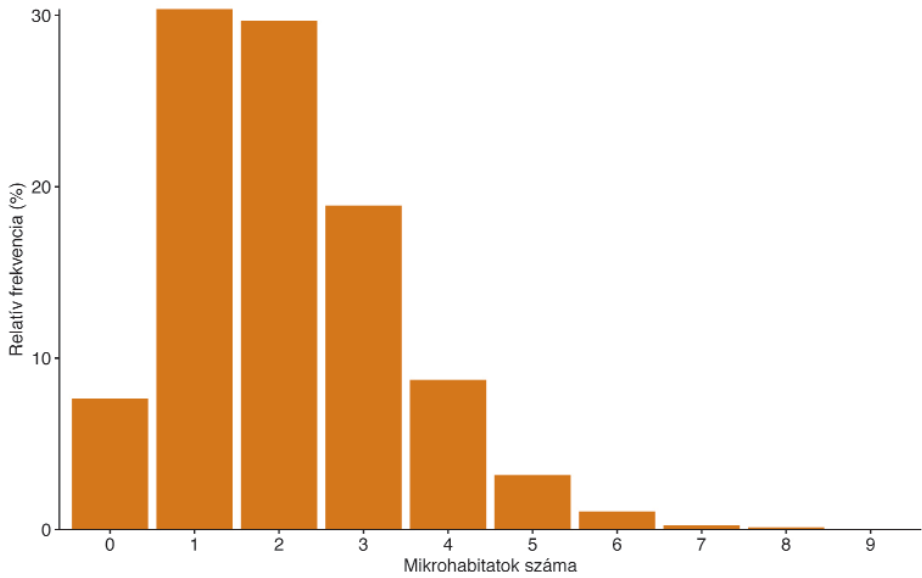
**IV.38. ábra:** A faállományhoz kötődő mikrohabitatok előfordulásának gyakorisága a Mátra erdeiben



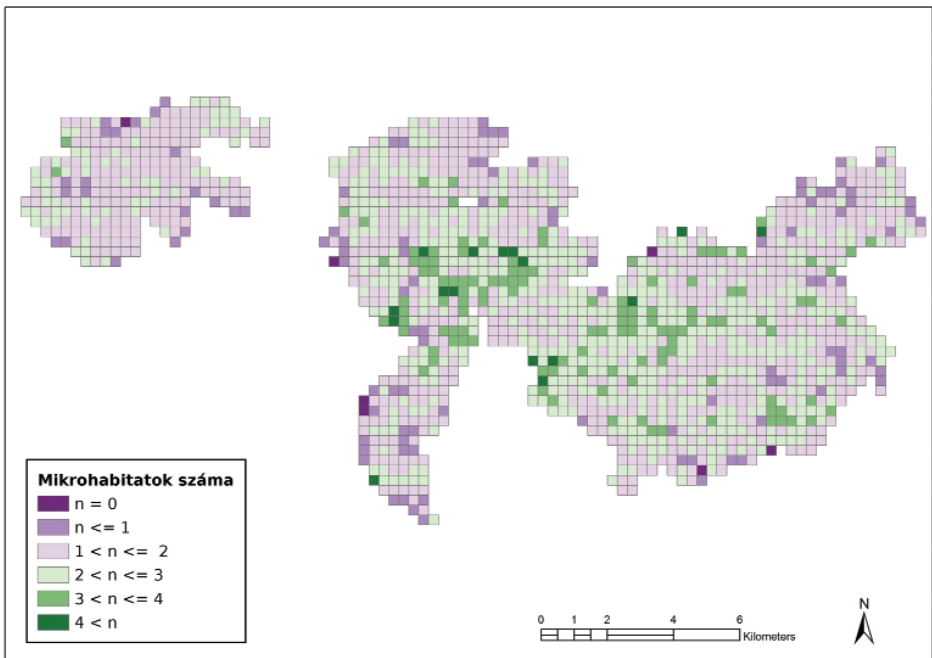
(fakitermelési) tevékenysége nyomán az állományok nagy részében törvényszerűen keletkezett, napjainkra már korhadásnak indult, vagy már teljesen szétkorhadt tuskók jelenléte miatt nem meglepő (régii tuskó nélküli nagyobb foltok csak az Óvár-tetőn, a Mátra főgerince mentén, az egykori parádi legelők helyén és a Dél-Mátra egykor erősen legeltetett peremén mutatkoznak). A felmért pontok közel egynegyedén regisztráltunk üreges törzs (22,53%), és üreges tő (19,86%) előfordulásokat. Előbbiek részben természetes üregeképződéssel, részben palástmenti sérülések következményeként alakultak ki, míg az utóbbiak – a részben sarj eredetű állományok miatt – dél-mátrai súlyponttal jelentek meg. A relatíve gyakrabban megjelenő további mikrohabitatok közül a friss tuskó (15,29%) a nemrégiben fakitermelésekkel érintett erdőtömbökre, a tükör (15,16%) jelenléte a magasabb régiók bükköseire, a tapló (14,79%) pedig a magasabb fekvésben levő középkorú és idős állományokra koncentrálódik. A 14,19%-os gyakorisággal jelen levő elváló kéreg adatai a Dél-Mátra területén sűrűsödnek, a mintapontok 14,14%-án felvett gyökértányér viszont kifejezetten a magasabb régiók idős, vagy nemrégiben letermelt (az elmúlt időszakban foltokban szélöntéssel/jégtöréssel érintett) bükköseihez kötődik. Összességében 15%-os gyakoriság alatt a mikrohabitatoknak csak egy kisebb hányada marad, ami a Mátra relatíve kedvezőbb – elsősorban a tölgyes és bükkös övbe eső állományok viszonylag jó álló holtfa-ellátottságával (IV.78. ábra, lsd: 395 oldal) összefüggő – mikrohabitatgazdagságát jelzi. Az élőfán és holtfán regisztrálható faodvak kirívóan alacsony gyakorisága (1,89%, illetve 2,18%) viszont szembeötlő, s ez (figyelembe véve még a megtalálás nehézségéből adódó esetleges pontatlanságot is) a másodlagos odúlakók szempontjából mindenképpen problémás, aggályos!

A faállományhoz kötődő mikrohabitat-féleségek mintaterületenként regisztrált darabszámának gyakoriságeloszlása (IV.39. ábra) azt mutatja, hogy legnagyobb arányban (30,36%, illetve 29,69%) 1-, illetve 2-féle mikrohabitat fordul elő a Mátrában felvett mintaterületeken. A mikrohabitat nélküli pontok aránya csak 7,64%, a 4 vagy annál több mikrohabitatot felmutató mintapontok együttesen 13,41%-os arányt tesznek ki.

A faállományhoz kötődő mikrohabitat-szám térbeli mintázatát vizsgálva azt tapasztaljuk (IV.35. térkép), hogy a kifejezetten sok (4 vagy annál több) mikrohabitatot hordozó mintapontok Mátraháza és a Csőr-hegy környékére, a Sombokor és Somhegy vonulatára, a Kékes tömbjére (erdőrezervátum!) és a Mátra keleti, sziklás gerince mentén húzódó (részben véderdő besorolású) erdeibe, továbbá a Dél-Mátra egyes kisebb területeire koncentrálódnak. Mint a felsorolásból látszik, a mikrohabitatokban kifejezetten gazdag mintaterületek főként az erdőgazdálkodással különböző okokból régebb óta nem érintett erdőkbe esnek,



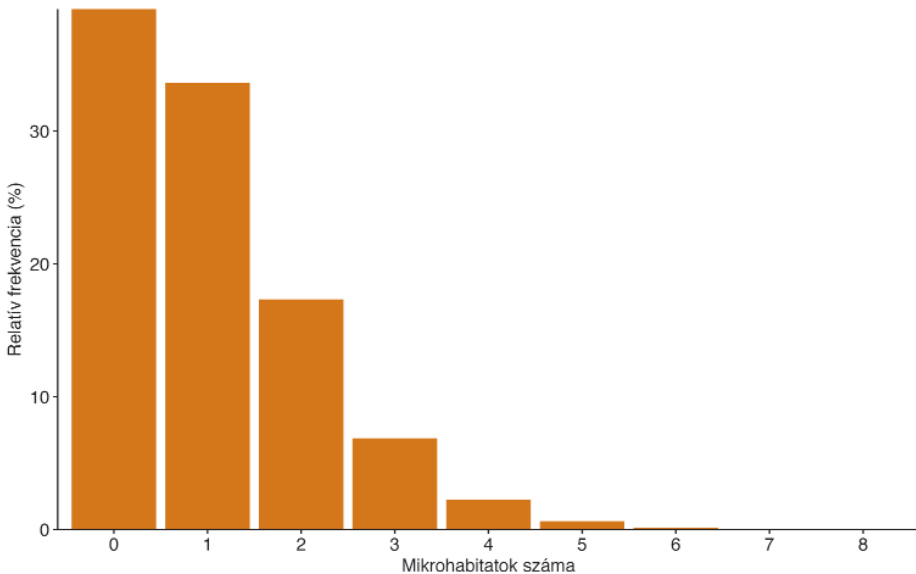
IV.39. ábra: A faállományhoz kötődő mikrohabitatok számának gyakoriságeloszlása a Mátra erdeiben



IV.35. térkép: A faállományhoz kötődő mikrohabitatok számának térbeli mintázata a Mátra területén

ebben a tájegységben a kiugró értékek korábbi természetes bolygatások általi meghatározottsága mérsékelt.

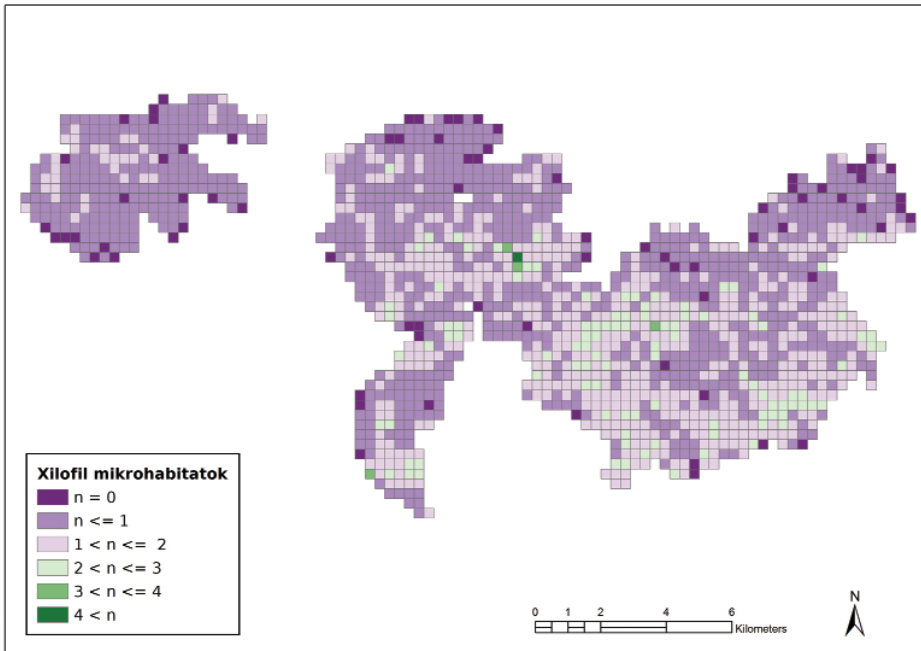
Ha csak a xilofil (holtfához kötődő) élőlénycsoportok szempontjából kiemelkedő fontosságú mikrohabitatokat (továbbiakban xilofil mikrohabitat) tekintjük (IV.40. ábra), a gyakoriságeloszlás nyilván más arányokat mutat. Xilofil mikrohabitat (gyökértányér, üreges tő, hasadt törzs, tükör, elváló kéreg, odú élőfán, odú holtfán, üreges törzs, holtfa élőfán) nélküli a felvett mintapontok 39,18%-a. Ahol van xilofil mikrohabitat, ott a leggyakrabban előforduló mikrohabitat-szám itt is az 1 (33,64%), a 4 vagy annál több mikrohabitatot felmutató mintapontok pedig együttesen 2,98%-os arányt tesznek ki. Ez összességében a xilofil mikrohabitatokban kifejezetten gazdag pontok/helyszínek ritkaságára utal a Mátrában.



IV.40. ábra: A faállományhoz kötődő xilofil mikrohabitatok számának gyakoriságeloszlása a Mátra erdeiben

A xilofil mikrohabitatokban kifejezetten gazdag ( $4 <$ ) pontok mintázata (az alacsony esetszám miatt) érdemben nem vizsgálható, bár a ritka xilofág/szaproxilofág bogarak klasszikus lelőhelyének számító Som-hegyet azért ki kell emelnünk. A kapcsolódó térkép (IV.36. térkép) a 3 xilofil mikrohabitatot leírt pontok vonatkozásában ugyanakkor rámutat arra, hogy a korábban (az összes

mikrohabitatra vonatkozó szám kapcsán) említett területeken túl a xilofil mikrohabitatok mintázatában meghatározó szerep jut a Dél-Mátra hegylábi, tölgyes övének, azon belül is az erdővédelmi problémákkal (aszálykár, másodlagos károsítók) küzdő Mátrafüred és Markaz–Kisnána környéki, álló holtfában kifejezetten gazdag erdőknek (lásd: üreges tő, elváló kéreg, odú holtfán, üreges törzs, holtfa élőfán adatok magas száma).



IV.36. térkép: A xilofil mikrohabitatok számának térbeli mintázata a Mátra területén

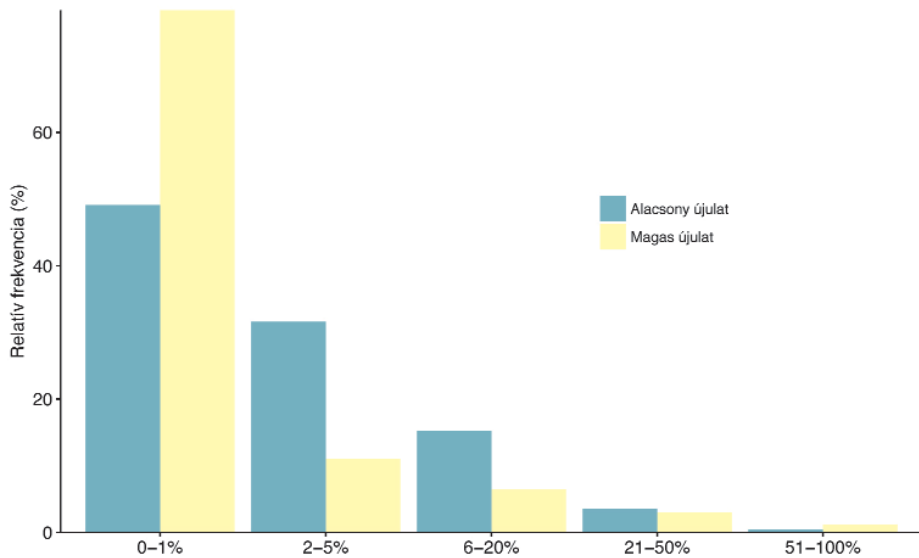
#### IV.2.3.6. Az újulat és a vadhatás értékelése

A Mátra területén felkeresett 13 513 mintavételi helyszínből összesen 13 301 ponton történt újulat-felvétel. A fennmaradó 212 helyszínen olyan 70%-nál nagyobb záródású, *fiatalos* főkategóriába sorolt állományt írtunk le, ahol a protokoll értelmében szubplot-felvételt, s így ezen belül újulat-felvételt nem kellett végezni.

Az újulat-adatokkal rendelkező 13 301 mintaponton az alacsony és a magas újulat borításának vizsgálatához kiszámítottuk a borítási kategóriák gyakoriságeloszlását (IV.41. ábra). A kapott adatokból könnyen kiszűrhető,

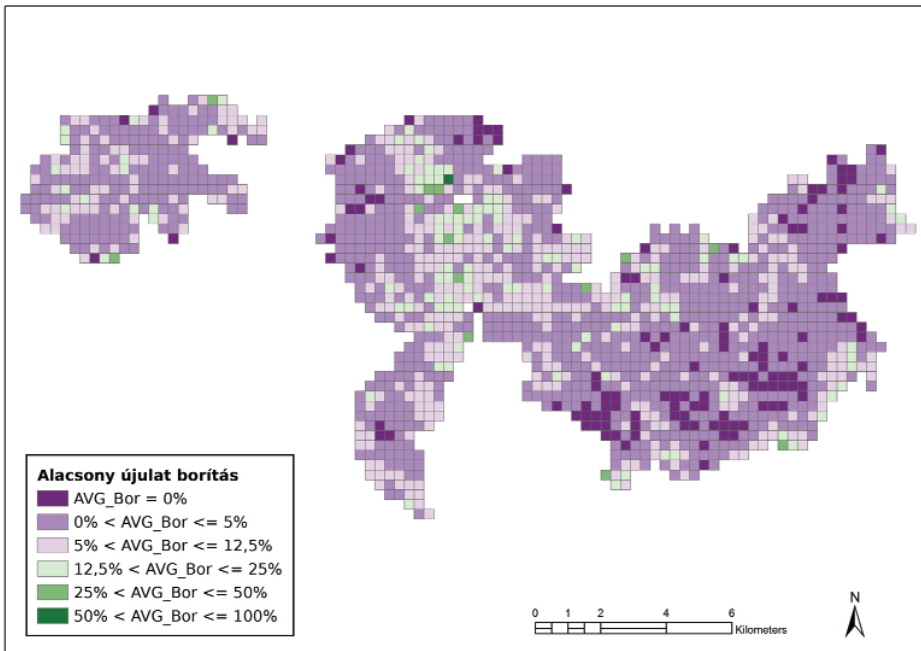
hogyan a borítási értékek növekedésével a gyakoriság-értékek az alacsony (0–0,5 m) és a magas (0,5–2,5 m) újulatnál is erőteljes csökkenést mutatnak. Az alacsony újulat esetében a pontok 49,12%-án, a magas újulat esetében pedig a pontok 78,32%-án (!) csak 0–1%-os borításértékek adódtak. Ezek az eredmények a középkorú és idős erdők tájegységi dominanciája és a hegységben úton-útfélen érzékelhető vadhatás ellenére meglepően kedvezőtlen képet festenek a Mátra erdeiről. Komolyabb mennyiségű (5% borítás feletti) alacsony újulatot a mintaterületek 19,26%-án, magas újulatot pedig csak a pontok 10,67%-án regisztráltunk. A tájegységben a magas újulat esetében az 5% feletti borítási kategóriák gyakorisága szinte mindenhol elmarad az alacsony újulat adataitól. Az egyetlen kivétel az 50–100%-os borításkategória, ahol a magas újulat gyakoriságértéke minimális különbséggel nagyobb. Mivel a jelenséget befolyásoló, 50–100% magas újulat borítással leírt mintapontok egyes lakott területek (Mátraszentimre, Mátraháza, Parádsasvár) közvetlen környezetébe koncentrálnak, feltételezhető, hogy az eredmények alakulását a települések vadhatást mérséklő szerepe is okozhatja.

A borítási kategóriák gyakoriság-adatai után a borításviszonyok mintázataira is kitérünk. Az alapadatok térbeli változatosságának egyfajta kisimításaként a térképünk itt is úgy készült, hogy több területnagyságot reprezentáló virtuális



**IV.41. ábra:** Az alacsony és magas újulat borítás-kategóriáinak gyakoriságeloszlása a Mátra erdeiben

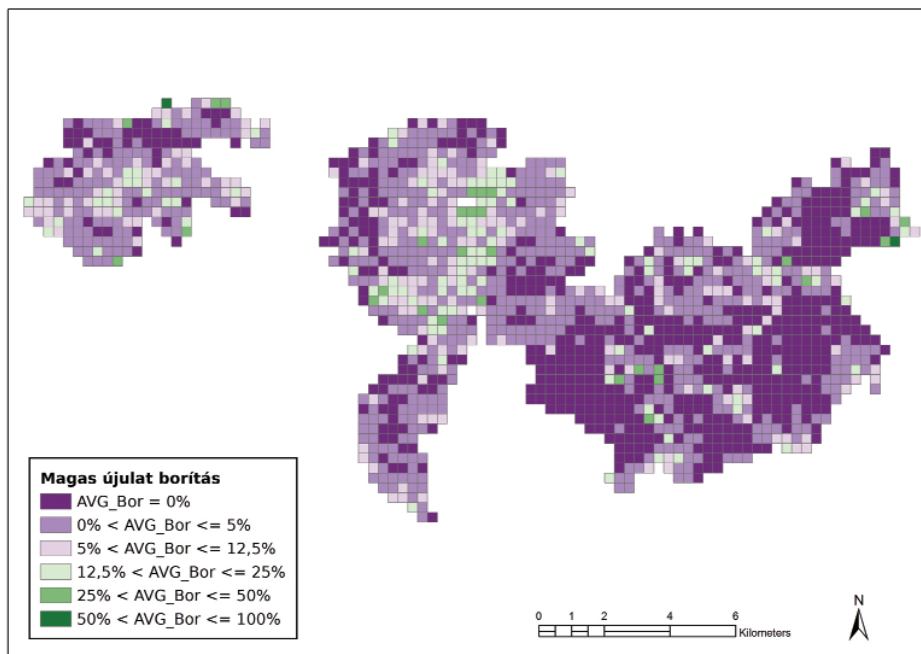
hálókkal lefedtük a teljes területet, s minden 1, 2, 4 és 9 hektáros négyzethez hozzárendeltük az adott négyzetben felvett borításértékek átlagait (a IV.37-38. térképeken 9 hektáros négyzetek láthatóak). Az alacsony újulat borítási kategóriák térbelisége kapcsán elmondhatjuk, hogy a Mátra nagy részére jellemző nagyon alacsony (egyébként elsősorban dél-mátrai súlyponttal rendelkező) értékek között az átlagosan 5% feletti borítással bíró területek meglehetősen elszórtan fordulnak elő. A koncentráló előfordulások főként a hegység főgerincétől északra, a korábbi években természetes bolygatásokkal érintett tömbökbe (Galyatető és Csór-hegy közötti gerinc északkeleti oldala, Kékes északi lejtői, Ilonavölgy völgyfői része stb.), valamint a Dél-Mátra egyes pontjaira esnek. A magas újulat esetében ettől erősen eltérő mintázat mutatkozik, ugyanis a hegység nagy részén egyáltalán nincs magas újulat, vagy legfeljebb csak 5% borítás alatti értékekkel. Magas újulat nélküli a Dél-Mátra szinte teljes területe, ahol nemcsak a zárt, fényszegény állományokból, hanem a lazább záródású, fényben gazdag tölgyesekből is hiányzik a magas újulat. Utóbbi – néhol százhektáros nagyságrendben mutatkozó – jelenség mögött egyértelműen a nagyvadállomány (elsősorban gímszarvas és muflon) több évtizede fennálló blokkoló hatását lehet



**IV.37. térkép:** Az alacsony újulat átlagos borításának térbeli megoszlása a Mátrában. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos borítást jelentik.

azonosítani. A magas újulatban jelentősebb borításértékek csak a Csörgő-völgyben (folyamatban levő erdőfelújításokban), illetve a Csór-rét és Parádsasvár közötti sávban (részben korábbi természetes bolygatások helyszínein), továbbá a Kelet-Mátra egyes pontjain láthatók. A magas újulatról kirajzolódó képet összességében ebben a tájegységben is a vágásos erdőgazdálkodás által nevelt és fenntartott zárt erdők, valamint az erős vadhatás együttesen határozza meg.

Amennyiben valamelyik frakció borítása meghaladta az 5%-ot, az alacsony és/vagy magas újulat leírásánál domináns, vagyis az újulat összborításából legalább 20% relatív részesedéssel rendelkező fafajok felvételére is sor került. Ez alapján domináns újulatfajt összesen 4 478 lokalitással rögzítettünk, az érintett mintapontok száma viszont csak 3 417 – a különbség oka, hogy egy-egy mintaterületen több domináns újulatfaj felvételére is lehetőség volt. A fafajonként vett, összes lokalitáshoz (4 478) viszonyított gyakorisági értékek alapján itt azt tapasztaltuk (IV.42. ábra), hogy a leggyakoribb domináns fafaj – toronymagasan – a bükk (44,08%), majd sorrendben a gyertyán (18,22%) és a juharok (elsősorban a mezei juhar, a magasabb régiókban kisebb részben hegyi és korai juhar; együtt 13,89%) következnek. A további fajok közül talán még a kőriseket (szinte

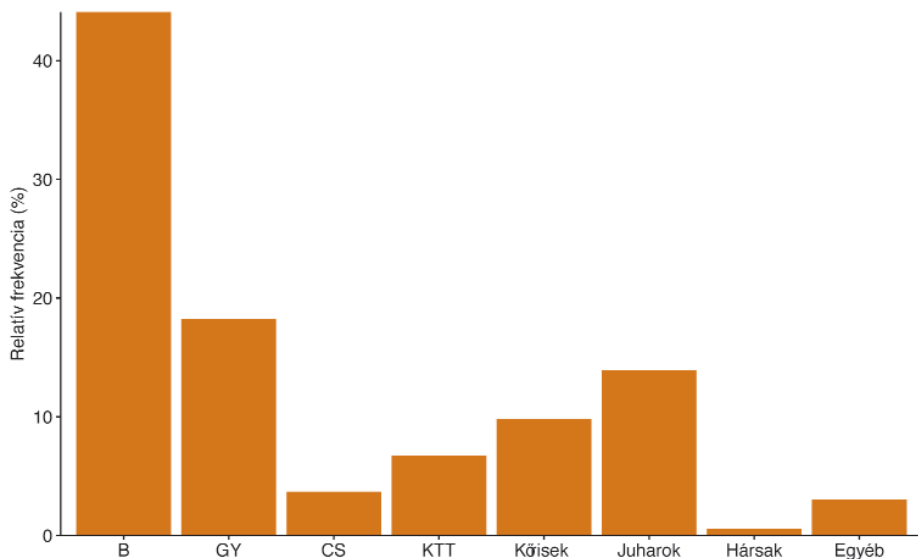


**IV.38. térkép:** A magas újulat átlagos borításának térbeli megoszlása a Mátrában. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos borítást jelentik.



kizárólag magas kőrís; 9,78%) és a kocsánytalan tölgyet (6,70%) említhetjük, a fennmaradó fafajok viszont már mind 5% alatti gyakoriságot adnak. Az adat-sorok egyrészt a hegységben uralkodó bükkös állománytípusok fő fafaját, magát a bükköt emelik ki, másrészt a magasabb régiók üde erdeinek (gyertyános-tölgyesek, bükkösök) meghatározó újulatfajait (gyertyán, hegyi juhar, korai juhar), illetve a szárazabb tölgyesek leggyakoribb újulatfaját, a mezei juhart hangsúlyozzák. A kocsánytalan tölgy és a cser domináns jelenlétének gyakorisága itt is kifejezetten alacsony, elmaradásuk oka részben a felmért állományok záródás-jellemzőiben, részben az említett fafajok újulatának jelentős fényigényében, részben a Dél-Mátrában tapasztalható erős vadhatásban (rágás, taposás) keresendő. Utóbbi tényező a régebb óta nem kezelt, valamelyest záródásihiányos állományokban is blokkolja a kocsánytalan tölgy és cser magoncok fejlődését, illetve domináns megjelenését.

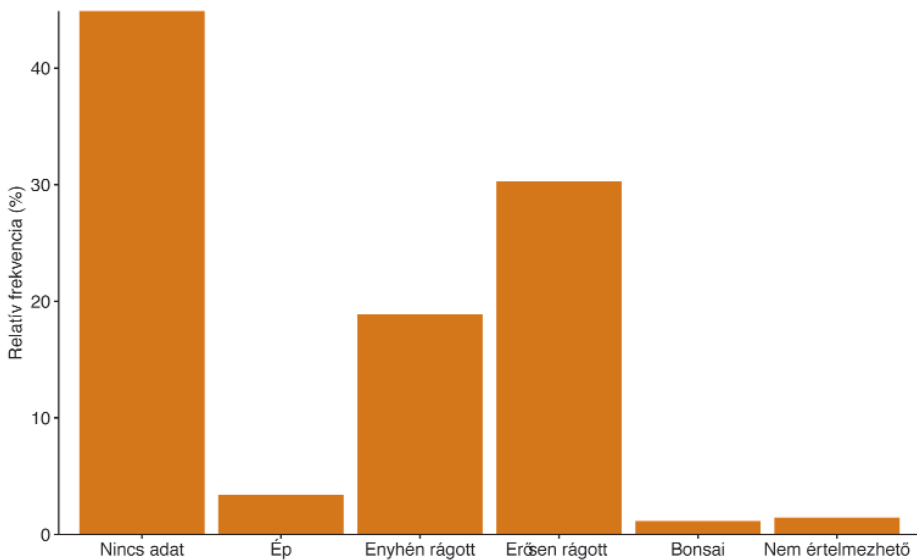
Az újulat-adatokkal rendelkező 13 301 mintapontból összesen 5 969 olyan helyszínt (44,88%) találtunk, ahol az alacsony és a magas újulat borítása egyaránt 0–1%-nak bizonyult, így a rágottság mértékének megállapítására és rögzítésére a protokoll értelmében nem került sor. A fennmaradó 7 332 mintaterületről viszont rendelkezünk rágottsági adatokkal, s ezekre alapozva jellemezhető a hegységben az újulatra nehezedő vadhatás mértéke. A rágottsági kategóriák



IV.42. ábra: Újulatfajok gyakoriságmegoszlása a domináns újulattal rendelkező mátrai mintaterületeken

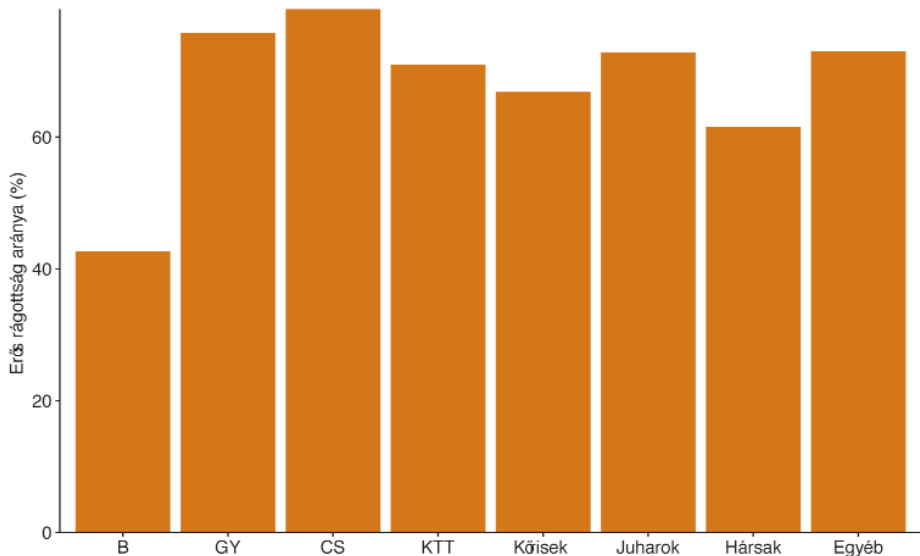
gyakoriság-elemzése (IV.43. ábra) mindjárt rá is mutat az egyik legfontosabb eredményre, hiszen jól látható, hogy a tájegységben leggyakrabban (30,28%) „erősen rágott” minősítéssel vettünk újulatot. Az „ép” minősítésű pontok aránya igen csekély (3,38%), s viszonylag alacsony az „enyhén rágott” minősítésű pontok aránya (18,88%) is. A „nem értelmezhető” kategória 1,44%-os értéke a csíracsemetékkel leírt, vagy a felvételezés előtt erdősítés-ápolással érintett pontok arányára szolgáltat adatot. A számításokat másféleképpen is elvégezve megállapítható, hogy az „erősen rágott” és „bonsai, csutak” kategóriák összes rágottsági adattal rendelkező ponton belüli tájegységi aránya együttesen 57,01%! Összességében a Mátrában komoly mértékű, a helyszíni tapasztalatok alapján az északi hegység részén még éppen tolerálható, a déli hegység részén viszont a természetes erdődinamikai folyamatokat, illetve a természetes erdőfelújítást sok esetben fékező és ellehetetlenítő vadhatás (főként a gímszarvas és muflon rágáskár) érvényesül.

A rágottság-elemzés kibővítéséhez lehetőségünk van megnézni, hogy az „erősen rágott” + „bonsai, csutak” kategória aránya hogyan alakul az egyes fafajok domináns újulatában (IV.44. ábra). Szembeötlő eredményként itt azt kaptuk, hogy a bükk domináns újulata esetében a legalacsonyabb az „erősen rágott” minősítés aránya (42,71%), míg a többi fafajnál ennél jóval magasabb, 70%-ot megközelítő, vagy afeletti értékek adódtak. Mindebből arra következtethetünk,



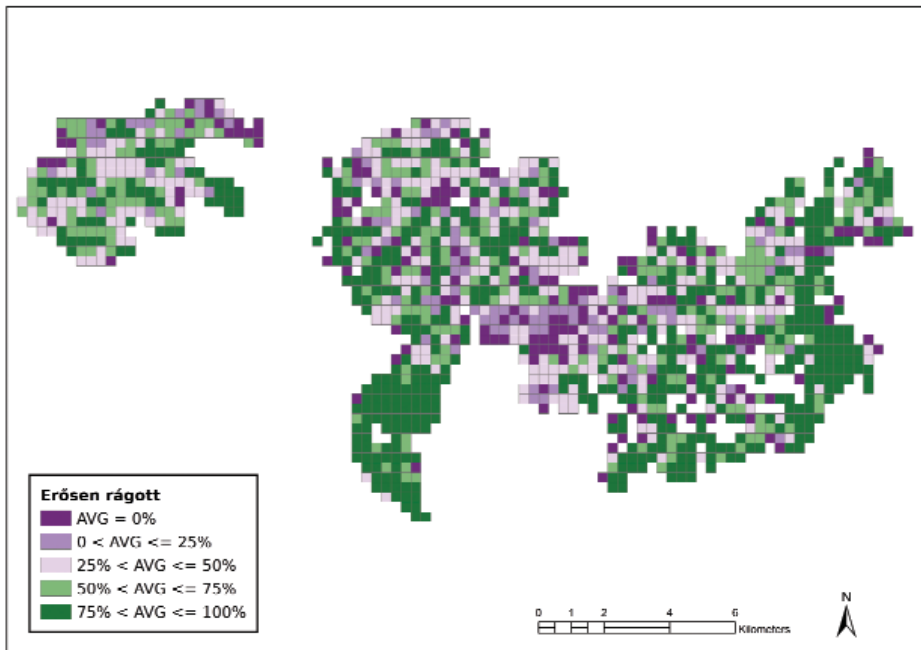
IV.43. ábra: A rágottsági kategóriák gyakoriságeloszlása a Mátra erdeiben

hogy a vadhatás (vadrágás) mértéke a bükkújulat dominanciájával leírható állományokban és helyszíneken (illetve a bükkre vonatkozóan) jelentősen alacsonyabb, mint a többi fafaj (kocsánytalan tölgy, cser, őshonos elegyfák) esetében. A vadhatás-kérdéskör áttekintése során az „erősen rágott” + „bonsai, csutak” minősítésű területek hegységen belüli términtázatának bemutatását is szükségesnek látjuk. A *IV.39. térképen* az egyes 9 hektáros négyzetekhez hozzárendeltük az adott négyzetre számított relatív gyakoriságértéket, vagyis a 9 hektáron belül mintavételezett azon pontok arányát, ahol a újulat rágottsága „erősen rágott” vagy „bonsai, csutak” minősítést kapott. A kapott mintázat alapján elmondható, hogy az intenzív rágottság alacsonyabb (25% alatti) gyakorisággal elsősorban a Mátra magas, főgerinc mentén elhelyezkedő régióiban, mélyen bevágódott völgyeiben, valamint az északi lejtőkön mutatkozik. Az említett területek közös jellemzője, hogy rajtuk főként bükkös faállománytípusok dominálnak, vagyis az erős rágottság alacsony értékeihez a bükk – mint a nagyvad által kevésbé preferált fafaj – és a magas újulat bükkösök záródásviszonyaiból levezethető alacsony jelenléti aránya egyaránt hozzájárul. Az erős rágottság magas (50% feletti) és kifejezetten magas (75% feletti) gyakoriságértékkel elszórta – a megfigyelések szerint nem bükk dominanciájú állományokban – a hegység szinte teljes területén megtalál-



**IV.44. ábra:** Az intenzíven rágott minősítés („erősen rágott” + „bonsai, csutak” kategóriák) aránya az egyes fafajok domináns újulatában a Mátrában

ható, nagyobb tömbökben, nagyobb területeken azonban elsősorban a Mátraháza–Mátrafüred közötti gerincen, valamint a Dél-Mátrában, azon belül is főként Kiszána és a hegység főgerince közötti sávban észlelhető. Az intenzíven rágott területek térbeliségét a bükk és nem bükk dominanciájú állományok mintázata, valamint a magas újulat – részben a korábbi természetes bolygatások függvényében alakuló – gyakorisága ebben a tájegységben is meghatározza. A térképi megjelenítésből kiderül továbbá az a fentebb már említett tény is, hogy vadhatás tekintetében a Máttra északi és déli része között markáns különbségek mutatkoznak. Míg a főgerinctől északra az újulat rágottsági mutatói alapján a helyzet elfogadhatónak minősülhet, addig a Dél-Mátrában vészharangot kell kongatni, hiszen ebben a térségben több száz hektáros egybefüggő területeken hiányzik a magas újulat, illetve kiemelkedően magas az „erősen rágott” vagy „bonsai, csutak” minősítésű pontok aránya ott is, ahol az állományok záródásvi-szonyai és a gazdálkodási tevékenység hiánya (pl. véderdőknél) a természetes erődinamikai folyamatok érvényesülését egyébként lehetővé tennék.



**IV.39. térkép:** Az intenzíven rágott újulat („erősen rágott” + „bonsai csutak” kategóriák) jelenlétének átlagos gyakorisága a Mátrában. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületek alapján számolt százalékos gyakoriságot jelentik.

## IV.2.3.7. Az adventív fajok előfordulásának értékelése

A Mátra erdeiben adventív fajokot a faállomány-leíró adatok rögzítése során összesen 2 449 lokalitással rögzítettünk (IV.24. táblázat). A faállományban adventív fajokot tartalmazó pontok száma (a lokalitások közötti átfedéseket elhagyva) összesen 1 927, ami a felvett mintaterületek 14,26%-a. Ugyanez az adatsor csak az újulatban (a plot teljes területén, vagyis a szubploton belül és a plot fennmaradó részén együttesen) felvett adatokra nézve: összesen 759 lokalitásban vetünk fel adventív újulatot, míg az adventív újulattal érintett pontok száma 692, ami a felvett mintaterületek 5,12%-a. A faállományra vonatkozóan számított arányszám (14,26%) az Országos Erdőállomány Adattár (OEA) adventív fajokra vonatkozó adatához (6,64%) képest érzékelhetően magasabb. A különbség részben itt is az OEA és az erdőállapot-felmérés adatgyűjtési módszertanából származik, részben bizonyos, hogy az erdőállapot-felmérés nagy számban rögzített olyan lokalitásokat is, amelyek az adattári adatok között nem szerepelnek.

**IV.24. táblázat:** Az adventív fajok jelenléti aránya (az Országos Erdőállomány Adattár, illetve az erdőállapot-felmérés faállomány- és újulat-adatai alapján) a Mátra erdeiben

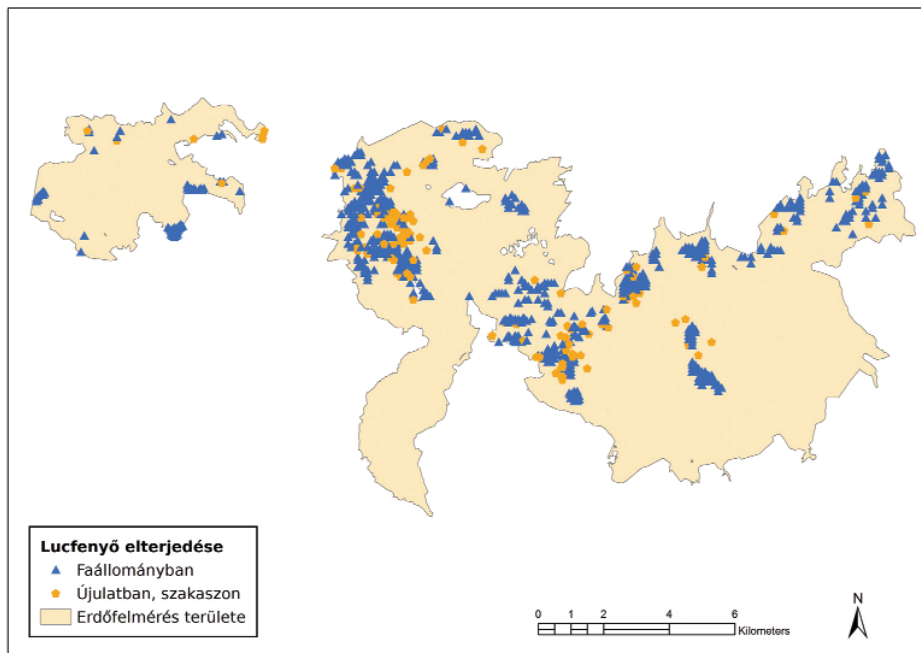
Adventív fajok	OEA szerint %	Faállományban		Újulatban (szubplot+plot)	
		db	%	db	%
Jegenyefenyő ( <i>Abies alba</i> )	0,01	4	0,03	3	0,02
Zöld juhar ( <i>Acer negundo</i> )	0,00	0	0,00	1	0,01
Vadgesztenye ( <i>Aesculus hippocastanum</i> )	0,00	5	0,04	5	0,04
Bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	0,00	2	0,01	3	0,02
Fehér hikor ( <i>Carya ovata</i> )	0,00	2	0,01	0	0,00
Szelídgesztenye ( <i>Castanea sativa</i> )	0,00	3	0,02	2	0,01
Fekete dió ( <i>Juglans nigra</i> )	0,01	2	0,01	5	0,04
Közönséges dió ( <i>Juglans regia</i> )	0,00	7	0,05	32	0,24

Fehér eper ( <i>Morus alba</i> )	0,00	1	0,01	0	0,00
Vörösfenyő ( <i>Larix decidua</i> )	0,85	528	3,91	12	0,09
Lucfenyő ( <i>Picea abies</i> )	2,96	666	4,93	200	1,48
Feketefenyő ( <i>Pinus nigra</i> )	1,46	388	2,87	7	0,05
Simafenyő ( <i>Pinus strobus</i> )	0,03	15	0,11	1	0,00
Erdeifenyő ( <i>Pinus sylvestris</i> )	0,68	289	2,14	33	0,24
Szilva ( <i>Prunus domestica</i> )	0,00	10	0,07	2	0,01
Duglászfenyő ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> )	0,1	24	0,18	2	0,01
Vöröstölgy ( <i>Quercus rubra</i> )	0,07	98	0,73	70	0,52
Akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	0,47	401	2,97	381	2,82
Tiszafa ( <i>Taxus baccata</i> )	0,00	1	0,01	0	0,00
Nyugati tuja ( <i>Thuja occidentalis</i> )	0,00	1	0,01	0	0,00
Ezüsthárs ( <i>Tilia tomentosa</i> )	0,00	1	0,01	0	0,00
Összesen:	6,64	2 449	---	759	---
Adventív fajokkal érintett pontok összesen:		1 927	14,26	692	5,12

A faállomány-adatok alapján a Mátra legnagyobb gyakorisággal felvett adventív faja a lucfenyő (*Picea abies*), mely összesen 666 helyszínen, a mintapontok 4,93%-án fordult elő (IV.40. térkép). Régóta kultivált, nagy gazdasági jelentőségű, zömmel 70 év alatti állományokkal jelen levő fafajról van szó, amelynek OEA szerinti területi aránya (2,96%) a jellemzően elegyetlen, tömbökben való ültetés miatt a fenti gyakorisági adattal összemérhető. A jelentősebb előfordulások Fallóskút–Mátraszentimre környékére, a Galya-tető és Csór-rét közötti területre, a Kékes tömbjébe, valamint a Mátra északi, hegylábi területeire (Ilona-völgy, Várbükk, Jámbor-arborétum, Csikójárás) koncentrálnak. Az állományok

mind ültetettek, a fafaj korábbi mesterséges erdősítések és pótlások révén került a tájegységbe. Újulat-adatot 200 helyszínről (1,48%) regisztráltunk, vagyis a minerális talajfelszínen való természetes (szubspontán) felújulás nem ritka. Ettől függetlenül a fafaj terjedésétől biztosan nem kell tartani: csak az ültetett állományok alatt, illetve azok közvetlen szomszédságában találtunk magszórást követően megjelent lucfenyő magoncokat. Az összes újulat-adatból egyébként csupán 75 származik szubplotból, így a plotok fennmaradó részéről gyűjtött 125 adat összes adathoz viszonyított magas, közel kétharmadnyi (62,50%) aránya itt is megerősíti az adventív újulat szubploton kívüli felvételezésének helyességét és fontosságát.

Felmérésünk szerint a hegység faállományaiban a második leggyakrabban előforduló adventív fafaj a vörösfenyő (*Larix decidua*): összesen 528 helyszínen, a mintapontok 3,91%-án regisztráltuk (IV.41. térkép). A fafaj OEA szerinti területi aránya a szórványos, szálankénti megjelenés miatt csak 0,85%. A hegységben főleg a II. világháborút követően kezdték ültetni, így itt zömmel 70 év alatti állományokkal találkozhatunk. Jó termőhelyeken szép törzseket nevel, gazdasági jelentősége számottevő. Bükkösökbe elegyített törzsei sokféle megjelennek, az

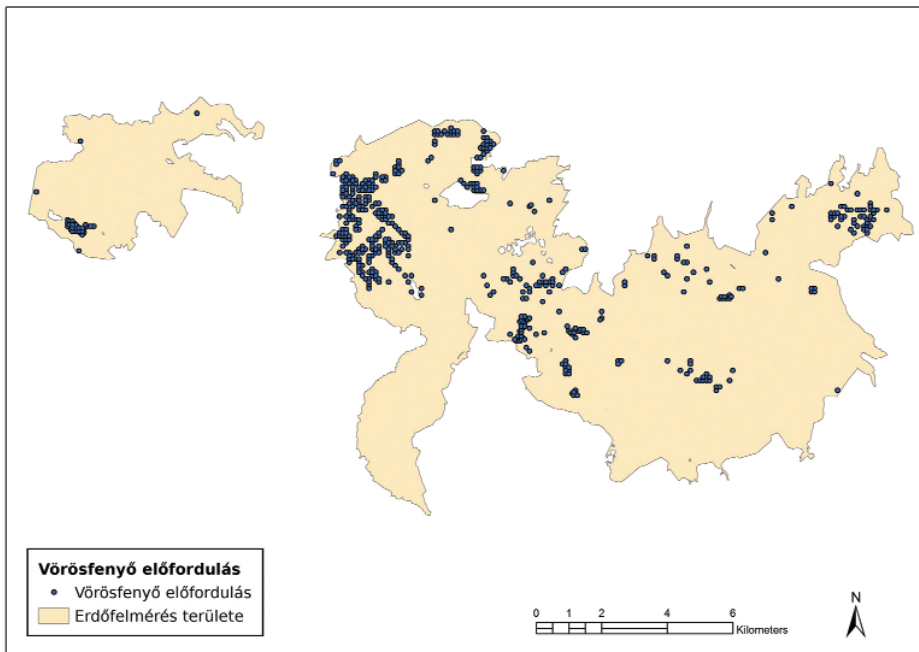


IV.40. térkép: A lucfenyő (*Picea abies*) összes (faállományra és újulatra vonatkozó) adata a Mátra területén



előfordulások súlypontja azonban Galya-tető és a Csór-réti víztározó környékére, Parádsasvár mellé (Fényespuszta), a Kékes tömbjébe, a Várbükki-erdészlak mellé, a Csikójárási-erdészlak fölé (Recsk), valamint a dél-mátrai Macskavár (Felsőtarjánkai-erdészlak) környékére esnek. Az adatok minden esetben korábbi erdészeti alkalmazásra (mesterséges erdősisítés, pótlás) vezethetők vissza, természetes úton (szubszpontán) a faj nem terjeszkedik, újulat-adata is csak 12 esetben került elő.

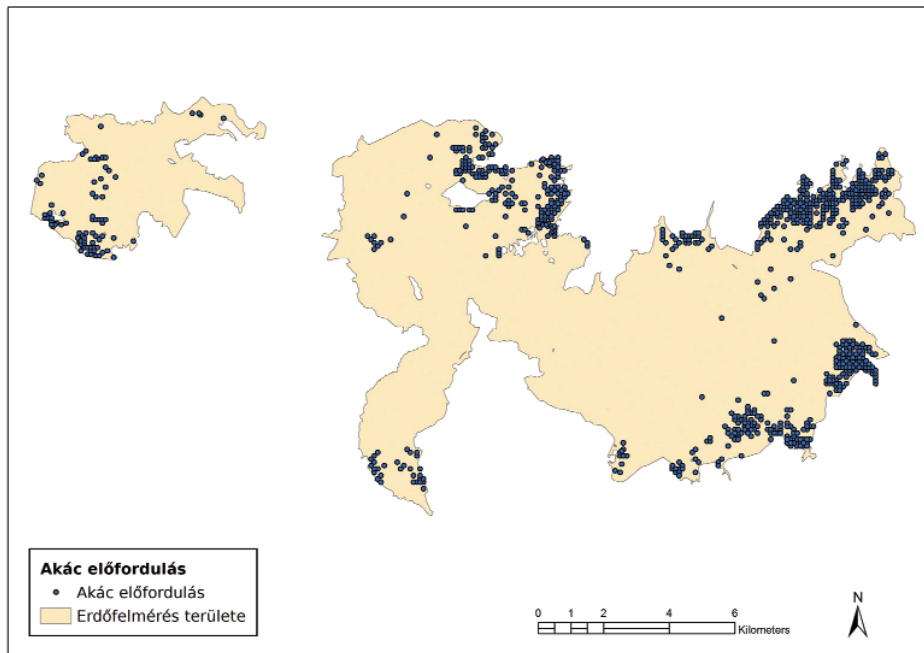
A faállomány-adatok felvétele során harmadik leggyakrabban rögzített adventív faj az akác (*Robinia pseudoacacia*). Összesen 401 helyszínen, a mintapontok 2,97%-án került felvételre (IV.42. térkép) – a hegység belső területein végzett felmérés miatt ez jóval alacsonyabb arány, mint amit a Börzsönyben kaptunk. A Máttra belsejében a faj szinte teljesen hiányzik, a Mátrakeresztes település melletti lokalitásokat leszámítva a belső területeken csak nagyon szórványosan vettünk fel egy-egy adatot. Az előfordulások súlypontja elsősorban azokra a területekre esik, ahol a térképezett védett természeti terület (Mátrai TK) határa kifut a tájegység zavartabb, átalakítottabb, és részben másodlagos erdőtakaróval rendelkező peremére. Ennek megfelelően délen Mátrafüred



**IV.41. térkép:** A vörösfenyő (*Larix decidua*) összes (faállományra és újulatra vonatkozó) adata a Máttra területén

település mellett, valamint Markaz–Domoszló–Kisnána közelében találunk számottevő területet fedő akácokat és akác előfordulásokat, míg a hegység északi oldalán Parádsasvár–Parád–Parádóhuta településszéli erdeiben, és Recsktől délkeletre, a Csikójárásai-erdészlak környéki állományokban mutatkozik sok akác. A zárt, elegyetlen állományok helyett inkább a szórt, szálankénti megjelenés jellemző. Ez lehet az oka annak, hogy a vizsgálatunkban kapott gyakorisági adathoz képest az OEA szerinti területi arány (0,47%) jelentősen elmarad. Az említett peremterületeken és a tőlük a hegység belseje felé eső erdőtömbökben az újulat-adatok között is sok adata van a fafajnak (381 lokalitás, 2,82%), ami jól mutatja, hogy sarjakkal és magról (utak mentén, vágásokban és egyéb bolygatott területeken) az akác lassan, de fokozatosan terjeszkedik. Az összes újulat-adatból egyébként 212 származik szubplot-felvételből, így az azon kívüli regisztrált 169 lokalitás itt is jelentős arányt (44,36%) tesz ki az összes újulat-adatból.

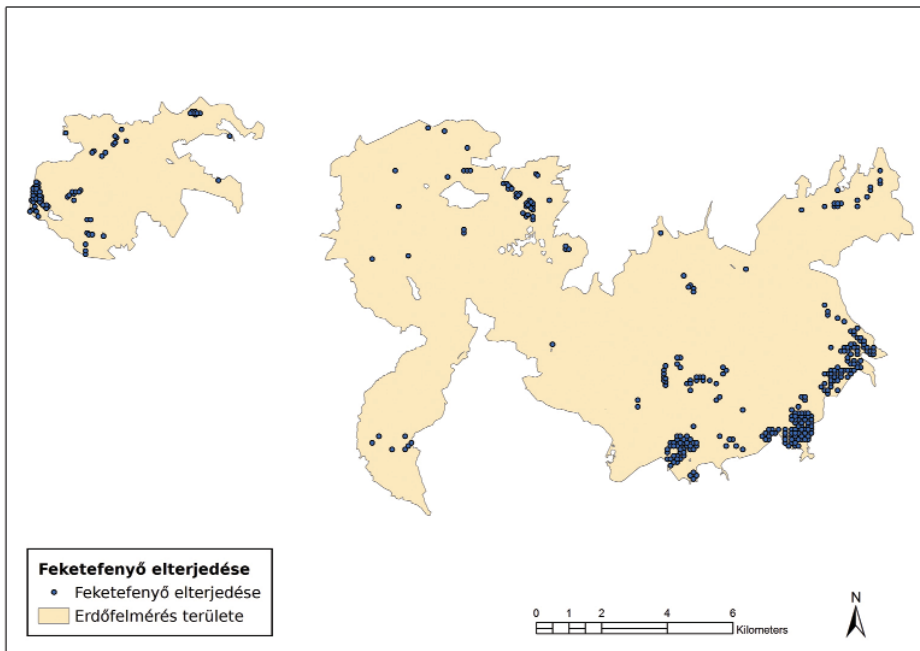
A faállományban további, viszonylag még gyakori adventív fafaj a fekete-fenyő (*Pinus nigra*), amelynek 388 előfordulása (IV.43. térkép) a mintapontoknak összesen 2,87%-át teszi ki. Az OEA szerinti területi arány 1,46%. Szintén



IV.42. térkép: Az akác (*Robinia pseudoacacia*) összes (szakaszra, faállományra és újulatra vonatkozó) adata a Mátra területén

korábbi erdészeti alkalmazás, jellemzően kopárfásítás révén van jelen a hegységben, az állományok zöme 70 év alatti, vagyis a II. világháborút követő ültetések-ből származik. A hegység belsejében mutatkozó szórványos adatok (pl. Óvár déli lába, Mátrabérc, Kőszörű-völgy, Csikójárás) mellett az előfordulások zöme a Dél-Mátra egykor intenzíven legeltetett, s éppen ezért erőteljesen kopárosodott, Markaz–Domoszló–Kisnána környéki területeire esik. Az állományok, illetve faegyedek egyes aszályos évek és az ezeket követően fellépett másodlagos károsítá-sok következtében ma rossz egészségi állapotban vannak, a pusztuló vagy elpusztult törzsek aránya kifejezetten magas. A faj magyszórás útján alig terjeszkedik, az újulat-adatok között mindössze 7 esetben regisztráltunk feketefenyőt.

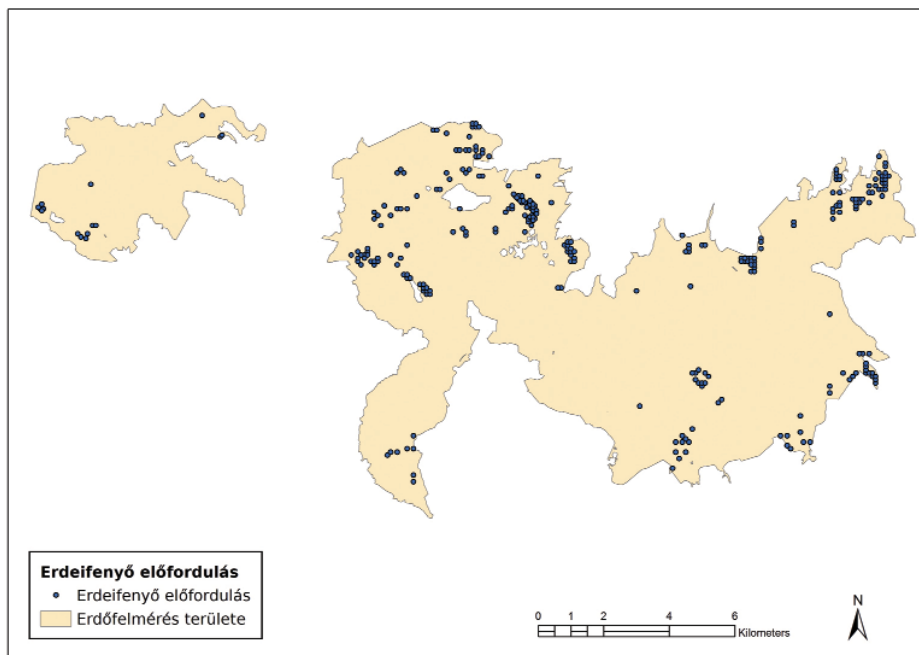
A faállományban mutatkozó gyakoriság-adatok alapján szólnunk kell még az erdeifenyőről (*Pinus sylvestris*), amelyet összesen 289 lokalitásban (IV.44. térkép), a mintaterületek 2,14%-án vettünk fel. Ez a faj is az erdőgazdálkodás eredményeképpen került a területre, s a jelenlegi állományok/törzsek zöme itt is 70 év alatti, bár elszórtan akadnak 100 év feletti törzsek is. Az erdeifenyő-ül-tetések kevésbé kötődnek a kopár területekhez, a szórványos dél-mátrai adatok



IV.43. térkép: Az feketefenyő (*Pinus nigra*) összes (faállományra és újulatra vonatkozó) adata a Mátra területén

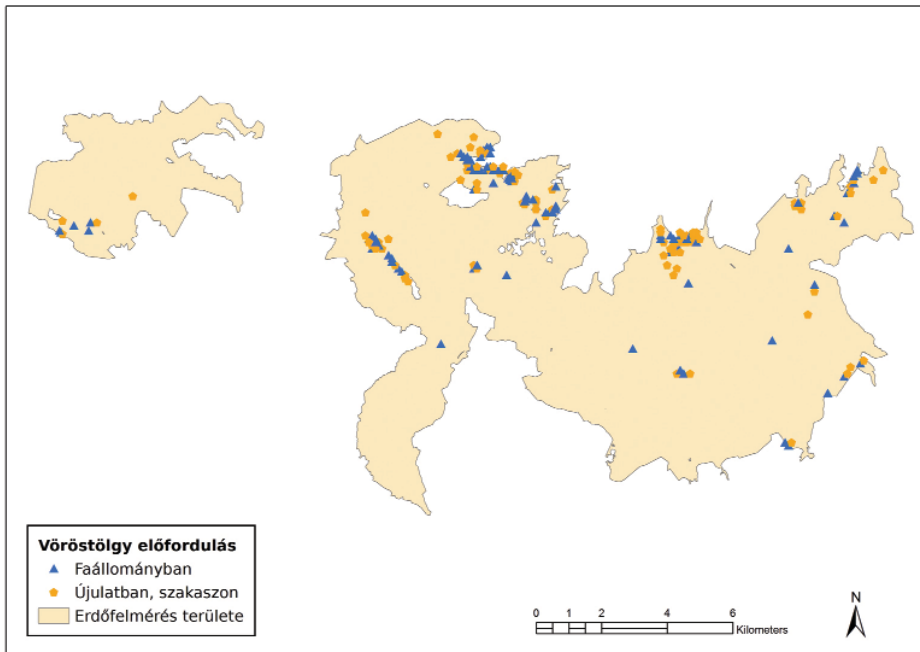
mellett a fafajnak jelentősebb előfordulásai esnek a Magas- és Észak-Mátra kedvezőbb termőhelyi adottságú területeire (pl. Csór-rét környéke, Fényes-pusztá, Köszörű-völgy, Parádóhuta, Csikójárás környéke). Az OEA szerinti területi arány (0,68%) az elemzésünkben kapott gyakorisággal összehasonlítva relatíve alacsony, s az eltérés itt is a faj jellemzően szórványos, szálankénti előfordulásával magyarázható. Az erdeifenyő a zárt erdőtömbön belül magaszórás útján alig terjed, az újulat-adatok között nem egészen három tucatnyi (33) mintaponton került elő erdeifenyő magonc.

A további adventív fajok faállományban kimutatott előfordulásai mind 1%-os részesedés alatt maradnak, egy relatíve gyakoribb faj, a vöröstölgy (*Quercus rubra*) helyzetére azonban még részletesebben kitérünk. A faállományban a vöröstölgyet összesen 98 helyszínen találtuk meg (IV.45. térkép), ami a vizsgált pontok 0,73%-a. Az előfordulások súlypontja Csór-rét, Fényespusztá, Várbükk, Csikójárás közelébe esik és szinte kizárólag csak 60 év alatti állományokat, illetve törzseket találtunk. A faj újulata mindössze 70 helyszínről (0,52%), az ültetett állományok alól és azok közvetlen közeléből került elő, így a vöröstölgy kapcsán legfeljebb mérsékelt terjeszkedésről beszélhetünk.



**IV.44. térkép:** Az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) összes (faállományra és újulatra vonatkozó) adata a Mátra területén

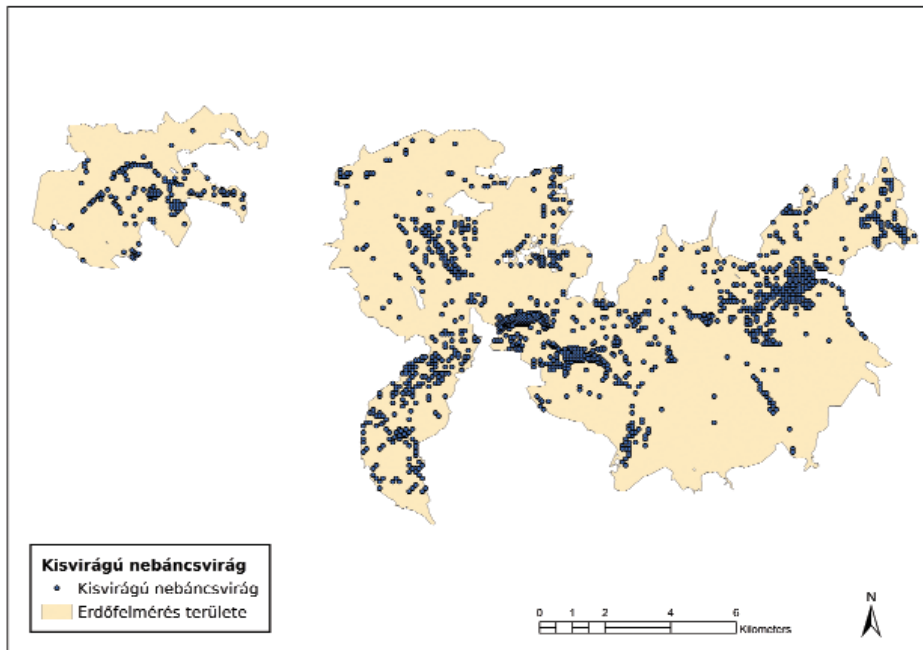
Az agresszíven terjedő adventív fajoknál (zöld juhar, bálványfa, amerikai kőris, kései meggy, vöröstölgy, akác) a protokoll értelmében a szakaszon is történt jelenlétre (prezencia-abszencia a faállományban és/vagy az újulatban) vonatkozó adatfelvétel, ezért a fentiekén túl módunk van megvizsgálni, hogy esetükben hogyan alakul a plot területén (faállományban, továbbá szubploton belül és kívül felvett újulatban), valamint csak a szakaszon felvett adatok aránya. A fajokonként elvégzett számítás (IV.25. táblázat) azt mutatja, hogy a Mátrában előforduló agresszíven terjedő fajoknál jelentős (35–65% közötti) a csak szakasról ismert adatok aránya. Mindez a 875 lokalitásból (plot+szakasz) ismert akác esetében (35,20%) tekinthető iránymutató aránynak, de az alig 200 adattal rendelkező vöröstölgy (36,79%) csak szakasról ismert adatainak magas aránya is szembeötlő. A zöld juhar és bálványfa adatánál mutatkozó arány az alacsony esetszám miatt érdemben nem interpretálható, amerikai kőris és kései meggy előfordulást pedig nem vettek fel a felmérők. Az elemzés üzenete lényegében itt is ugyanaz, mint a Börzsöny esetében: az agresszíven előforduló fajok tájegységi gyakoriságának és mintázatának felmérését a protokoll szerinti szakaszfelvétel hatékonyan segíti!



**IV.45. térkép:** A vöröstölgy (*Quercus rubra*) összes (szakaszra, faállományra és újulatra vonatkozó) adata a Mátra területén

**IV.25. táblázat:** Az agresszíven terjedő adventív fajok adatainak megoszlása a Mátrában (plotban és csak szakaszon felvett adatok, illetve utóbbiak összes adatahoz viszonyított aránya)

Agresszíven terjedő adventív fajok	Plot adat db	Csak szakasz adat db	Összes adat db	Csak szakasz adat aránya db
Zöld juhar ( <i>Acer negundo</i> )	1	0	1	0,00
Bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	4	7	11	63,64
Amerikai kőris ( <i>Fraxinus pennsylvanica</i> )	0	0	0	---
Kései meggy ( <i>Prunus serotina</i> )	0	0	0	---
Vöröstölgy ( <i>Quercus rubra</i> )	122	71	193	36,79
Akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	567	308	875	35,20



**IV.46. térkép:** A kisvirágú nebánsvirág (*Impatiens parviflora*) előfordulása a Mátra területén

Adventív cserjefajok a tájegységben gyakorlatilag nem fordulnak elő, a felmérés során (szubplotból) mindössze egyetlen faj 2 adatát rögzítettük. A japán gyöngy vessző (*Spiraea japonica*) mindkét esetben a recski Jámbor Vilmos Arborétum területén került elő (a cserjefajnak az arborétum területén további számos, a mintavételi hálónk sajátosságai miatt nem regisztrált előfordulása van).

Adventív lágyszárúakat a Mátra erdeiben összesen 2 267 lokalitással regisztráltunk (IV.26. táblázat). Az adventív lágyszárúakkal érintett pontok száma (a lokalitások közötti átfedéseket elhagyva) összesen 2 043, ami a felvett mintaterületek 15,12%-a.

**IV.26. táblázat:** Az adventív lágyszárú növények előfordulása a Mátra erdeiben

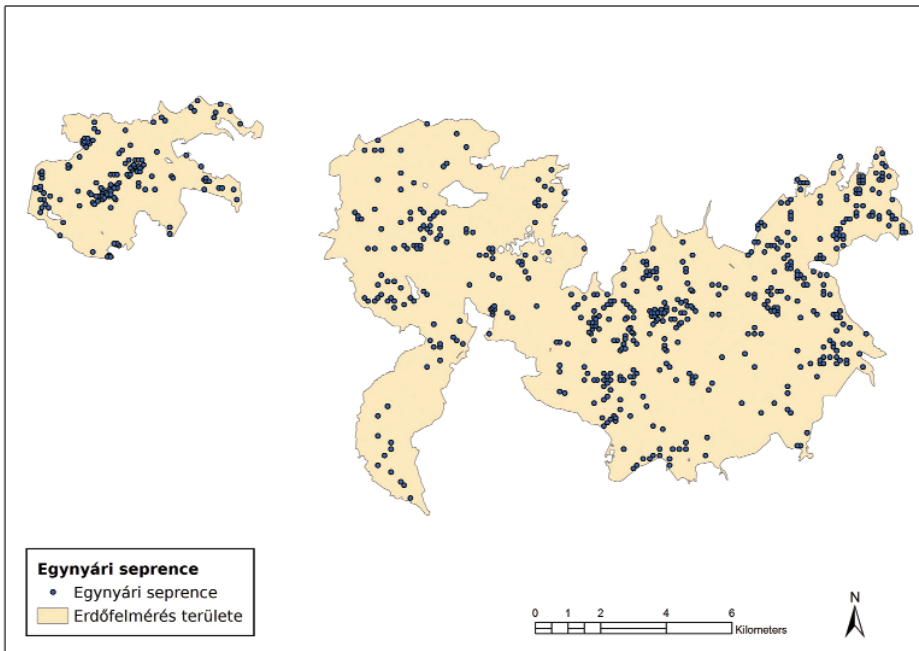
Adventív lágyszárúak	Előfordulások	
	db	%
Ürömlevelű parlagnőfű ( <i>Ambrosia artemisiifolia</i> )	17	0,13
Közönséges selyemkóró ( <i>Asclepias syriaca</i> )	4	0,03
Kanadai betyárkóró ( <i>Conyza canadensis</i> )	169	1,25
Amerikai keresztlapu ( <i>Erechtites hieracifolia</i> )	15	0,11
Egynyári seprence ( <i>Erigeron annuus</i> )	649	4,80
Cseh óriáskeserűfű ( <i>Fallopia x bohémica</i> )	7	0,05
Kisvirágú nebáncsvirág ( <i>Impatiens parviflora</i> )	1 388	10,27
Kanadai aranyvessző ( <i>Solidago canadensis</i> )	11	0,08
Magas aranyvessző ( <i>Solidago gigantea</i> )	7	0,05
Összesen:	2 267	---
Adventív lágyszárúakkal érintett pontok összesen:	2 043	15,12

A leggyakrabban felbukkanó adventív lágyszárú itt is a kisvirágú nebáncsvirág (*Impatiens parviflora*), ez a faj összesen 1 388 helyszínen, a mintapontok 10,27%-án (!) került felvételre (IV.46. térkép). A növény üde és félszáraz



termőhelyen álló erdőkben szórányosan a Mátra szinte teljes területén jelen van, de néhány körzetben kifejezetten gyakori, vagy éppen tömeges is – sok helyütt a lágyszárú szintben domináns elemként rögzítettük. A Nyugat-Mátra leginkább fertőzött területe a Csörgő-völgy (itt az erdőrezervátumban is nagy foltokban fordul elő), de kelet felé haladva a Galya-tető és a Csór-hegy közötti gerinc mentén, a Mátraháza és Mátrafüred közötti hegyháton (Görgő-bükk, Sástó), a Sombokor és a Kékes tömbjében, valamint a Keleti-Mátra gerince mentén (Nagy-Zúgó, Szederjes-tető) további előfordulási súlypontok mutatkoznak. A tömegesebb jelenlét szinte minden esetben az erősen vadjárta, vagy más módon (pl. turizmus) bolygatott térségekhez köthető, de például a Csörgő-völgyben a patak menti terjeszkedés is megfigyelhető. Az mindenesetre biztos, hogy ahová a faj szaporítóképlete eljut, ott a szélsőségesen nedves, szélsőségesen száraz, illetve száraz termőhelyek kivételével mindenhol megtelepszik és terjeszkedésbe kezd.

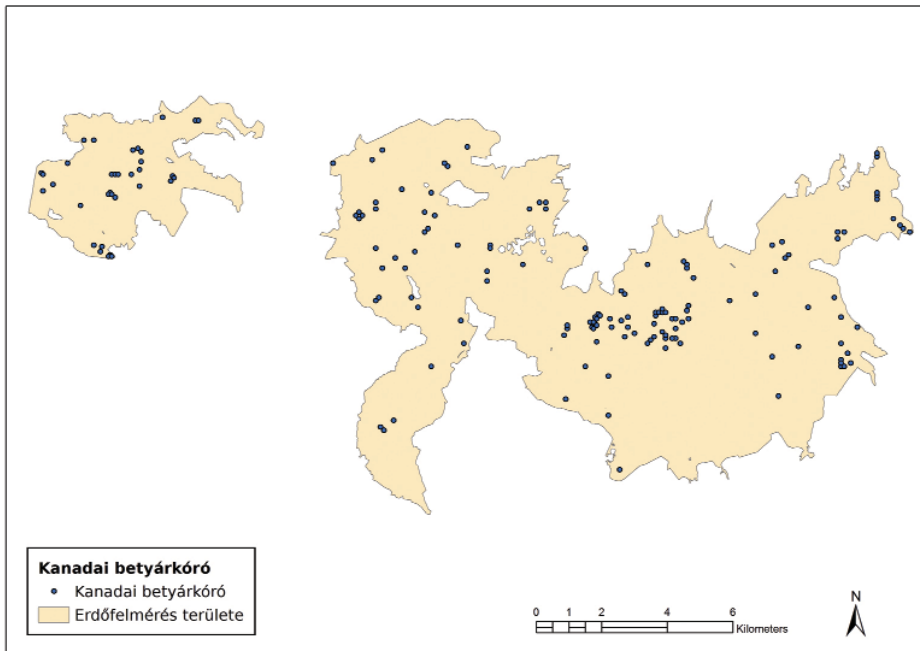
A mátrai erdőkben a második leggyakoribb adventív lágyszárú az egygyári seprence (*Erigeron annuus*), ezt a fajt összesen 649 helyszínen, a mintapontok 4,80%-án rögzítettük (IV.47. térkép). A növény szórányosan a Mátra szinte teljes területén jelen van. Az adatokban nem figyelhető meg jelentősebb térbeli



IV.47. térkép: Az egygyári seprence (*Erigeron annuus*) előfordulása a Mátra területén

koncentráció, az egyes lokalitások jórészt a bolygatott (záródáshiányos), nemrégiben fakitermelési munkákkal vagy természetes bolygatásokkal érintett erdőkbe (üdebb és szárazabb termőhelyeken álló állományokba) esnek. Ezen kívül utak mentén és friss vágásterületeket magukba foglaló erdőrészekben (vö. például Csörgő-völgy, Marhád) találkozhatunk vele.

A gyakrabban adventív lágyszárúak közül kiemelhetjük még a kanadai betyárkórót (*Conyza canadensis*), amely összesen 169 esetben, a mintapontok 1,25%-án került felvételre (IV.48. térkép). A faj előfordulásai a hegységben elszórtan jelentkeznek, az adatok kisebb mértékű csoportosulását csak a Kékes északi oldalának jégtöréssel, széldöntéssel érintett foltjain, a Marhád északi oldalában (vágásterületen), valamint az Ilona-völgy felső szakaszán (szintén bolygatott erdőkben) tapasztaltuk. Megfigyelésünk szerint ez a faj is a zavart, záródáshiányos (fakitermeléssel, vagy természetes bolygatásokkal érintett) állományokban van jelen, de nem olyan nagy súllyal, mint a korábban bemutatott egynyári seprence.



IV.48. térkép: A kanadai betyárkóró (*Conyza canadensis*) előfordulása a Mátra területén



Az Aggteleki-karszt erdőtakarójában nagy területi aránnyal fordulnak elő sziklás talajú, elegyes gyertyános-tölgyesek  
(Fotó: Szmorad F.)

### IV.3 AZ AGGTELEKI-KARSZT ERDEINEK ÁLLAPOTÉRTÉKELÉSE

#### IV.3.1 A tájegység általános jellemzése

Az Aggteleki-karszt az országhatáron átnyúló Gömör-Tornai-karszt Magyarország területére eső része, az Északi-középhegység északkeleti részén helyezkedik el. Fő tömegét triász korú (240–210 millió éves) mészkövek adják, de egyes részein, kisebb felszíni területfoglalással dolomitok és más kőzettípusok is megjelennek. Az egykor összefüggő, déli irányban kissé megdőlt mészkőtábla („Szilicei-takarórendszer”) a pannon időszak során összetöredezett, majd az egyes darabok fokozatosan kiemelkedtek, peremük erodálódott, lepusztult, s egy elkülönült karsztfennsík által meghatározott, mélyen bevágódott völgyekkel tagolt röghegység jött létre. A vizsgálati terület nyugati része (Haragistya) lényegében a Szilicei-fennsík része, innen kelet felé csatlakozik az Alsó-hegy keskeny nyúlványa, illetve délkelet felé a Fertős-tető (a karsztvidék hazai oldalának legmagasabb pontja, 605 m) tömbje. Az említett magas (500–550 m tengerszint feletti magasságú) fennsíkokhoz dél felől a Jósfafő – Szelce-pusztasza – Szögliget között húzódó (300–400 méter tengerszint feletti magasságú) alacsony fennsík csatlakozik (LESS 1998). A magassági adatokból (a Jósfa- és Bódva-völgy tszf. magassága kissé 200 m feletti) kitűnik, hogy a tájegységben a relatív magasságkülönbségek szerények, maximum 400 métereseek.

A terület geomorfológiáját elsősorban töbrökkel tagolt karsztfennsíkok, meredek, karsztos lejtők és mélyen bevágódott völgyek (Ménés-völgy, Kecső-völgy, Jósfa-völgy stb.) határozzák meg. A mészkőplatók erősen karrosodott felszíne mikrodomborzati elemekben gazdag, sok helyütt találhatunk kisebb sziklafalakat, sziklataréjokat, kőtörmelékes lejtőket, víznyelőket, aknabarlang (zsomboly) beszakadásokat. A vízhálózat a mészkőfelszínen elnyelődő vizek miatt gyér, karsztforrások csak a hegylábakon, állandó vízfolyások pedig csak a jelentősebb völgyekben (vö. Ménés-völgy) fordulnak elő.

A felszíni helyzetű kőzettípusok között dominál a Wettersteini Mésző Formációhoz tartozó mészkő és dolomit, de ezen felül más mészkőtípusok is jelen vannak. A karsztos aljazaton kialakult talajok főleg váztalajok és kőzethatású talajok (rendzinák), illetve kisebb területen barna erdőtalajok (ZÁMBÓ 1998).

A karsztvidék területe (a  $-2$  °C-os januári izotermához viszonyított helyzete alapján) a Köppen-féle hideg mérsékelt (D) klímaövbé tartozik (ZÓLYOMI 1942). A viszonylag szerény relatív magasságkülönbségek miatt az évi átlagos csapadékmennyiség alakulásában nincsenek komolyabb különbségek, a területen

mindenhol a 650–700 mm közötti értékek mérvadóak. Az átlagos évi középhőmérséklet 8,5–9,0 °C körül alakul, de az északi lejtőkön és a mély völgyekben ez az érték nyilván alacsonyabb lehet. Összességében a térségre a mérsékeltén hűvös, mérsékeltén száraz klíma jellemző (ÚJVÁROSY 1998).

A karsztvidék vizsgált erdőtömbje szinte teljes egészében erdővel borított, egykori mezőgazdasági területek (szántók, rétek, szőlők, gyümölcsösök – ma szinte mind parlagok és cserjésedő-erdősödő területek) és napjainkban is kezelt kaszálók, legelők elsősorban a Jósva-völgy mentén és a Szelce-völgyön helyezkednek el. A másodlagos erdők tájegységi szintű arányairól nincsenek pontos adatok, de az egykori mezőgazdasági területek erdősítése révén kialakult erdők (jelentős részben fenyvesek) Derenk (a terület belsejében fekvő, 1940-es években megszüntetett település) környékén számottevő kiterjedést érnek el. Az „Aggtelek-Rudabányai-hegyvidék” erdészeti táj részeként leírt „Aggteleki-karszt” tájrészlet területe 19 000 hektár, ezen belül az erdősültség 63,3%-os. (HALÁSZ 2006).

### IV.3.2 Az Aggteleki-karszt erdei az Országos Erdőállomány Adattár alapján

A tájegységi erdőállapot-felmérési munka végrehajtásához a karsztvidék területének belső, országhatár menti, természetvédelmi szempontból legértékesebb részét választottuk ki. Ennek megfelelően a projektterület az Aggteleki Nemzeti Park védett (és részben fokozottan védett) területének Kecskő-völgytől, Jósva-völgytől és Bódva-völgytől északra, illetve északnyugatra fekvő (szlovák-magyar államhatárig terjedő) részterületét foglalta magába. A nemzeti parki státusz mellett az erdőállapot-felmérésre kijelölt terület teljes egészében része az „Aggteleki-karszt és peremterületei” kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területnek (Natura 2000 kód: HUAN20001), illetve az „Aggteleki-karszt” különleges madárvédelmi területnek (Natura 2000 kód: HUAN10001). A felvételre tervezett erdőterület kiterjedése az Országos Erdőállomány Adattár alapján eredetileg 9 416,84 hektár volt, ebből három községhatár (Komjáti, Tornanádaska, Hidvégdó) erdeinek kihagyásával azonban kisebb terület került felmérésre. A ténylegesen bejárt és felvételezett erdőterület végül összesen 8 402,95 hektár nagyságú, ebből az erdőrészek 7 672,14 hektárt, az egyéb részek (nyiladékok, tisztások stb.) 730,81 hektárt tesznek ki. A tájegység termőhelyeinek és erdeinek jellemzését a következőkben a projektben érintett erdőrészek területére készített adattári (OEA) statisztikák alapján – kiegészítő jellegű, értelmező megjegyzésekkel – adjuk meg.



A karsztvidék földrajzi helyzete és klimatikus mutatói, valamint a sajátos geomorfológiai adottságok miatt a területen a középhegységi területekre jellemző erdészeti klímakategóriák közül csak kettő jut számottevő szerephez (IV.27. táblázat). A tájegység térképezett részén dominálnak (a száraz, déli letörések, illetve a hűvös északi lejtők és magasabb fennsíkok kivételével szinte mindenhol jelen vannak) a gyertyános-tölgyes klímájú termőhelyek (83,56%). Második legnagyobb területfoglalással a bükkös klímájú termőhelyek (16,00%) fordulnak elő, az így besorolt állományokat főleg a Ménes-völgyben, a Kútfej környékén, a Dusa-tető északi előterében, valamint az Alsó-hegy fennsíkján (nyugaton) találjuk. A kocsánytalantölgyes-cseres klíma szerepe jelentéktelen (0,44%), az ide sorolt termőhelyek nagyon szórványosan, déli kitétséggű oldalakon jelentkeznek. Erdőssztyepp klímájú termőhely a tájegységben – érthető okokból – nincs.

**IV.27. táblázat:** Az Aggteleki-karszt termőhelyeinek erdészeti klímakategóriák szerinti megoszlása

Klímakategóriák	Terület	
	hektár	%
Bükkös klíma	1 227,71	16,00
Gyertyános-tölgyes klíma	6 410,49	83,56
Kocsánytalantölgyes-cseres klíma	33,94	0,44
Erdőssztyepp klíma	0,00	0,00
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>7 672,14</b>	<b>100,00</b>

A hegységben a termőhelyek döntő többsége többletvízhatástól független, többletvizet (a vizsgált területhez viszonyítva itt is csekély arányban) csak a töbrök és vakvölgyek agyagos kitöltéssel rendelkező fenekén, a hegylábak szivárgó vizes lejtőin, illetve a völgytalpi allúviumokon (legnagyobb kiterjedésben a Ménes-völgy mentén) lehet kimutatni. A mélyedésekben sokfelé mutatkozó agyagos üledékek ellenére a változó vízgazdálkodású, pszeudoglejes termőhelyek aránya kifejezetten alacsony, csekély.

A nagyobb részben mészkő, kisebb részben dolomit alapközet, valamint a rendkívül változatos, karsztos felszíni formakincs miatt a térségben a talajfejlődés erősen kontrollált, így nagyon magas a maximum középmély termőrétegvastagsággal jellemezhető genetikai talajtípusok térfoglalása (IV.28. táblázat). A természetföldrajzi háttérfeltételekhez hasonló előjellel társítható továbbá a múltbeli tájhasználat hatása, hiszen az elmúlt évezredek-évszázadok során nagyon jelentős kopárosodási folyamatok is zajlottak. Mindezek együttesen eredményezik, hogy a tájegység vizsgált részén már a vázталajok (azon belül meghatározóan a

sziklás-köves vázталajok) területfoglalása is igen jelentős (12,16%). Ezen túl a karrokkal tagolt fennsíkokon, töbörperemeken, köves lejtőkön óriási területeket borítanak a különböző rendzina talajok, a karsztvidék kutatott részének közel háromnegyedén (73,35%) ezek különböző altípusai (vörösagyagos, fekete, barna) fordulnak elő. A vulkanikus alapkőzetű tájegységekkel szemben a karszton a barna erdőtalajok szerepe alárendelt, összborításuk jóval kisebb (14,28%). Gyakoribb típusai közül a karsztfennsíkok szárazabb, de talaj- és humuszfelhalmozódásra alkalmas morfológiájú termőhelyein a Ramann-féle barna erdőtalajok (barnaföldek) (8,36%) jelennek meg, míg a humidabb klímájú, szélsőséges morfológiai jellemzőktől szintén mentes területeken (pl. Ménes-völgy, Szelcepusztai-fennsík) agyagbemosódásos barna erdőtalajokat (4,98%) találunk. A tájegységben a további talajtípusok (lejtőhordalék és réti talajok) területfoglalása és területaránya elenyésző.

**IV.28. táblázat:** Az Aggteleki-karszt termőhelyeinek genetikai talajtípusok szerinti megoszlása

Genetikai talajtípusok	Terület	
	hektár	%
Vázталajok	932,61	12,16
Lejtőhordalék- és öntéstalajok	1,60	0,02
Közethatású erdőtalajok	5 628,12	73,35
Rendzina talaj	5 628,12	73,35
Barna erdőtalajok	1 095,61	14,28
Podzolos barna erdőtalaj	35,39	0,46
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	382,07	4,98
Pszudoglejes barna erdőtalaj	11,72	0,15
Barnaföld (Ramann-féle barna erdőtalaj)	641,16	8,36
Rozsdabarna erdőtalaj	17,60	0,23
Lejtőhordalék erdőtalaj	7,67	0,10
Mocsári és ártéri erdőtalajok	14,20	0,19
ÖSSZESEN:	7 672,14	100,00

Az Aggteleki-karszt vizsgált erdei – mint fentebb már utaltunk rá – teljes egészében az Aggteleki Nemzeti Park védett és fokozottan védett területére esnek, így az erdők (jogszabályi alapon) 100%-ban természetvédelmi elsődleges rendeltetést kaptak (IV.29. táblázat). Ha azonban a további rendeltetéseket is szemügyre vesszük, szembeötlő a talajvédelmi rendeltetés rendkívül magas aránya. Másodlagos és harmadlagos rendeltetésként – összefüggésben a talajtani vonatkozásokról fentebb elmondottakkal – ugyanis összesen mintegy 3 000 hektár (!)



talajvédelmi besorolású erdőt találunk, ami a vizsgált terület kb. 39%-a! A talajvédelmi funkcióra nem besorolt erdőrészek a karsztfennsíkok negatív felszíni formákat hordozó, mélyebb talajú részein találhatóak, e nagyobb foltokban jelentkező területeket leszámítva gyakorlatilag mindenhol megjelennek a sekély termőrétegű, sziklakibúvásos talajok, melyeknél a talajvédelmi funkció hangsúlyozása reális. További rendeltetésként mindezekén túl elvileg a teljes területen kellene Natura 2000 rendeltetésnek is szerepelnie, ez azonban egyelőre nincs mindenhol átvezetve (a feltöltöttség e tekintetben csak kb. 47%-os).

**IV.29. táblázat:** Az Aggteleki-karszt erdeinek elsődleges rendeltetés szerinti megoszlása

Elsődleges rendeltetések	Terület	
	hektár	%
Védelmi rendeltetésű erdők	7 672,14	100,00
Természetvédelmi erdő	7 672,14	100,00
Gazdasági rendeltetésű erdők	0,00	0,00
Közjóléti rendeltetésű erdők	0,00	0,00
ÖSSZESEN:	7 672,14	100,00

A vizsgált területen az állományok üzem mód szerinti besorolásánál (IV.30. táblázat) dominál a vágásos üzem mód, az erdők több mint kétharmadát (70,72%) napjainkban is a vágásos erdőgazdálkodás keretei között kezelik. A fennmaradó (meredek, köves oldalakon, illetve sekély, sziklás talajokon álló) erdők aktív erdőgazdálkodással nem érintettek, azok – a genetikai talajtípusok, illetve a talajvédelmi rendeltetés kapcsán leírt sajátosságokkal nagyságrendileg és térbeli mintázat tekintetében is összefüggve – szinte teljes egészében (29,26%) faanyagtermelést nem szolgáló üzem mód besorolást kaptak. Részben a védettség jellege, részben a termőhely miatt utóbbi üzem módba tartozik a tájegység három erdőrezervátumából kettő (Haragistya–Lófej, Nagy-oldal), míg a harmadik

**IV.30. táblázat:** Az Aggteleki-karszt erdeinek üzem mód szerinti megoszlása

Üzem módok	Terület	
	hektár	%
Vágásos üzem mód	5 426,04	70,72
Átalakító üzem mód	1,30	0,02
Szálaló üzem mód	0,00	0,00
Faanyagtermelést nem szolgáló üzem mód	2 244,80	29,26
ÖSSZESEN:	7 672,14	100,00

rezervátum (Alsó-hegy) erősen ellentmondásos módon teljes területtel vágásos üzemmódban van ma (2015) is. Szálaló üzemmódba sorolt erdőrészlet a területen nincs, átalakító üzemmódban is mindössze egyetlen (a spontán erdőszülő részek miatt vegyeskorú) erdőrészletet találunk. Vagyis az aktív erdőgazdálkodás mellett folyamatos erdőborítást biztosító üzemmódok tájegységi szinten (a 2015-ös adatok alapján) teljesen hiányoznak!

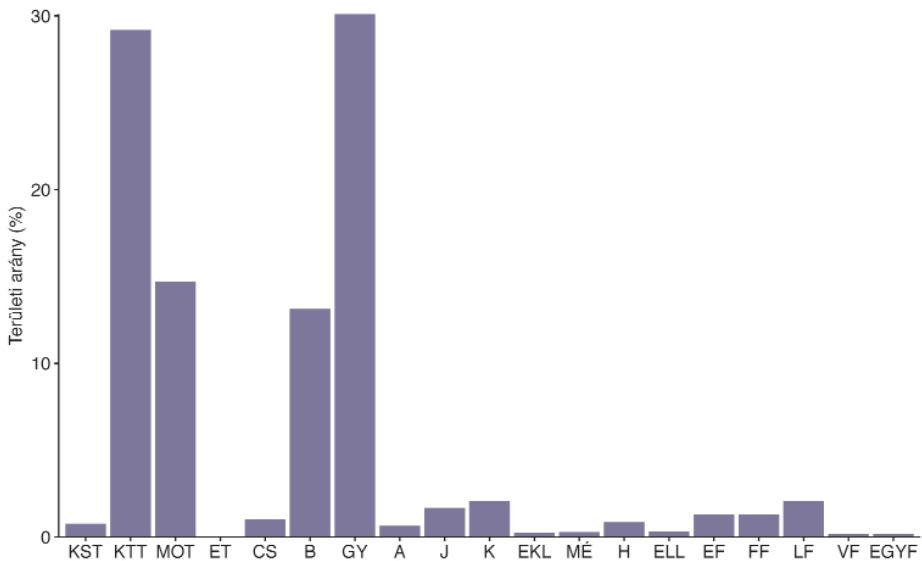
Az Aggteleki-karszt vizsgált részterületén az 500–550 m magasságot elérő karsztfennsíkok és az enyhébb lejtők a zonális gyertyános-kocsánytalan tölgyesek kialakulásának kedveznek, így nem meglepő, hogy a faállománytípus-főkategóriák közül a legnagyobb területfoglalást (*IV.31. táblázat*) a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (35,57%) és a nagyobb részben a helyükön (kisebb részben bükkösök helyén), főként múltbeli erdőhasználatok következtében

**IV.31. táblázat:** Az Aggteleki-karszt erdeinek faállománytípus-főkategóriák szerinti megoszlása

Faállománytípusok	Terület	
	hektár	%
Bükkösök	1 017,54	13,26
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	2 728,19	35,57
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	18,52	0,24
Kocsánytalan tölgyesek	531,90	6,93
Kocsányos tölgyesek	13,81	0,18
Cseresek	29,89	0,39
Molyhos tölgyesek	1 123,98	14,65
Akácosok	56,87	0,74
Gyertyánosok	1 675,54	21,84
Juharosok	15,15	0,20
Kőrisesek	15,92	0,21
Egyéb kemény lombosok	11,80	0,15
Nemes nyárasok és nemes fűzesek	0,00	0,00
Hazai nyárasok	0,00	0,00
Fűzesek	1,65	0,02
Égeresek	21,71	0,28
Hársasok	10,22	0,13
Nyíresek	0,00	0,00
Egyéb lágy lombosok	0,00	0,00
Erdeifenyvesek	115,92	1,51
Feketefenyvesek	86,44	1,13
Lucfenyvesek	192,19	2,51
Egyéb fenyvesek	4,90	0,06
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>7 672,14</b>	<b>100,00</b>

kialakult gyertyánosok (21,84%) teszik ki. A meredek, délies kiettségű oldalakon és köves gerinceken nagy kiterjedésben jelennek meg a különböző molyhos tölgyes állományok (14,65%). A karsztfennsíkok legmagasabb fekvésű részein (pl. Alsó-hegy) és északi lejtőkön (pl. Ménes-völgy) számottevő továbbá a bükkösök (13,26%) jelenléte. A szintén megemlíthető kocsánytalan-tölgyesek (6,93%) megoszlanak az üdébb és szárazabb termőhelyek között. Cserések csak ültetve fordulnak elő a karszton, maga a fafaj ebben a térségben (klimatikus és növényföldrajzi okokból) már nagyon erősen háttérbe szorul. A korábbi karszt-fásítási törekvések eredményeképp létesült ültetett fenyvesek aránya (5,21%) tájegységi szinten összességében nem jelentős. A többi faállománytípus előfordulása alárendelt, jelentéktelen.

Az Aggteleki-karszt vizsgált területének fajajösszetétele hozzávetőlegesen a faállománytípusok területi megoszlása által sugallt képnek megfelelő (IV.45. ábra). A geomorfológiai viszonyok (az emiatt domináló gyertyános-tölgyes régió), a középkori és újabb kori erdőhasználatok, valamint a 20. század közepéig követett sarjerdő-gazdálkodás következtében a területen legnagyobb területfoglalással a gyertyán (30,10%) van jelen. Ezután (a gyertyános-tölgyes régióban és az extrazonálisan jelentkező szomszédos régiókban való gyakori előfordulás okán) némileg alacsonyabb értékkel a kocsánytalan tölgy (29,19%) következik, majd a karsztos felszín sajátosságai (meredek déli letörések) miatt a molyhos

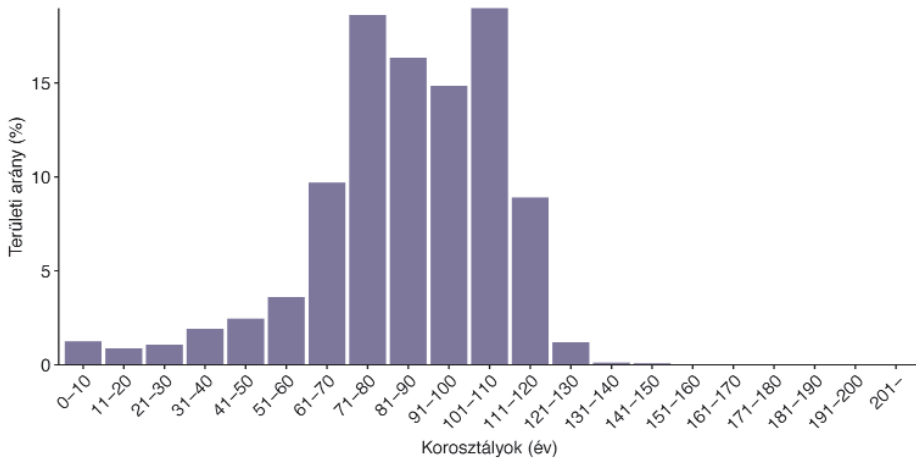


**IV.45. ábra:** Az Aggteleki-karszt erdeinek fajajok, illetve fajajcsoportok szerinti megoszlása (rövidítések erdészeti kódjegyzék szerint)

tölgy (14,71%). A karsztfennsíkokon kevés bükk van, állományai főként az északi letörésekhez kötődnek, így a bükk jelenléti aránya ebben a tájegységben nem kiugró (13,13%). A cser területfoglalása a már említett okok miatt igen csekély (1,02%). Az őshonos lombos elegyfajok közül a kőrisek (magas kőris, 2,05%) és a juharok (1,67%) aránya jelentősebb (ezek az adatok viszont kissé alacsonynak tűnnek és nem feltétlenül tükrözik vissza a terepi tapasztalatokat). Az idegenhonos fajok közül tájegységi szinten a fenyők emelhetők ki (együttesen 5,02%), közülük is elsősorban a fennsíkok töbreibe és a mély völgyekbe telepített luc (2,07%), a délies kitétséggű kopárokra bevitt feketefenyő (1,29%), valamint az erdefenyő (1,28%) ér el nagyobb borítást.

A rendelkezésre álló adatokból a fontosabb, állományalkotó fajoknál itt is fontos áttekintenünk a mag- és sarjeredetű egyedek megoszlását. Érdeklenség, hogy a karszton a bükk esetében kiugróan magas a sarj (tuskósarj) arány (64,20%), nemkülönben a kocsánytalan tölgy (87,28%) és a gyertyán (85,75%) esetében. Mivel ez a három faj teszi ki a vizsgált terület állományainak több mint 70%-át és a sarj arány a közel 15%-ot fedő molyhos tölgy esetében is igen magas, kijelenthető, hogy a terület erdei legalább négyötöd részben sarj eredetű egyedekből állnak, ami tájegységi szintű adatként országosan is szinte példa nélküli. Ezek az adatok látványosan, kendőzetlenül mutatják be a már emlegetett sarjerdő-gazdálkodás hatásait és egyben komoly mértékben hozzájárulnak az erdők mai arculatának, egészségi állapotának alakításához. Végezetül a magas sarj arány – az értékelő rendszer sajátosságai miatt – jelentősen lerontja a karszt erdeinek természetességi besorolását, indokolatlanul leminősítve az egyébként biológiai szempontból értékes erdőket (a problémakör részletesebb kifejtését lásd később).

Az Aggteleki-karszt erdeinek korosztályszerkezete egyenetlen, dominánsan az I. világháború körüli, valamint kisebb mértékben a két világháború közötti (részben a gazdasági világválsághoz kötődő) fakitermelési konjunktúra érezteti (mai napig) a hatását (IV.46. ábra). Mivel az említett időszakban a karsztvidék erdeinek zömét letermelték, a mai korosztályviszonyokat nagyon erősen meghatározzák a 71–110 év közötti állományok (az összes állomány 68,80%-a esik ebbe a négy korosztályba!). Az 1950-es évek közepétől a véghasználati lehetőségek aztán nagyon erősen megcsappantak, szinte csak nevelővágások végzésére rendezkedtek be a terület erdőgazdálkodói. Emiatt az 1–60 év közötti korosztályok összterülete nagyon alacsony (11,20%), a véghasználatra kerülő terület már évtizedek óta 200 ha/10 év alatt, újabban (részben a természetvédelmi kötöttségek, részben a nagyon erős vadhatás miatt) pedig már inkább 100 ha/10 év alatt van. A 101–120 éves korosztályok magas területadatai miatt



**IV.46. ábra:** Az Aggteleki-karszt erdeinek korosztályszerkezete

a 100 év feletti állományok összterülete (2 255,89 ha) és területaránya (29,28%) is jelentős, 150 év felett azonban már mindössze 0,97 hektár erdőt találunk, 200 év feletti korról leírt állomány pedig egyáltalán nincs a területen.

A tájegységben belül a gyenge, köves, véderdő-jellegű állományoknak otthont adó termőhelyek rendkívül magas aránya és a faállományok zömének kifejezetten gyenge növekedése miatt csak nagyon visszafogott intenzitású erdőgazdálkodási tevékenység folyik, s így volt ez az elmúlt évtizedekben is. Az elmúlt 20 évben a vizsgált terület mindössze 37,13%-án történt valamilyen adattárban is dokumentált erdőgazdálkodási, illetve kezelési tevékenység (IV.32. táblázat). Az erdészeti munkákkal több évtizede (több mint 30 éve) nem érintett erdők, illetve az utolsó használat ideje tekintetében adathiányos erdők kiterjedése és aránya tájegységi szinten ugyanakkor kimagasló, hiszen a vizsgált területen belül közel 4 000 hektárról (!) van szó, ami a terület 51,68%-át (!) teszi ki (az itt-ott bizonyára előforduló adathiányos erdőrészek ezt az értéket érdemben biztosan nem módosítják). Figyelembe véve a karsztvidék projektterületen kívüli részeit, valószínűleg nem tévedés kijelenteni, hogy a tájegységben lehet országos viszonylatban is az egyik legnagyobb (kb. 5 000–6 000 ha) a több évtizede beavatkozásokkal nem érintett (gyakorlatilag erdőgazdálkodás alól tartósan mentesített) erdők területe! Ha a számadatok mögé nézünk, láthatjuk, hogy az említett kb. 4 000 hektáros terület magába foglal mintegy 3 000 hektár talajvédelmi rendeltetésű erdőt, s nyilván az sem közömbös hatású, hogy a tájegységben 1978/1979-től, az Aggteleki Tájvédelmi Körzet és az Aggteleki Bioszféra Rezervátum kihirdetésétől kezdve valamilyen mértékben (legalább a bioszféra rezervá-

tum magterületein: a Haragistyán és a Nagy-oldalon) már érvényesültek egyes természetvédelmi fenntartási elvek is, így egyes területek kikerültek a gazdálkodás alól.

**IV.32. táblázat:** Az utolsó fahasználati beavatkozás óta eltelt időszak terület szerinti megoszlása az Aggteleki-karszton

Utolsó fahasználat óta eltelt időszak	Terület	
	hektár	%
0–5 év	784,20	10,22
5–10 év	685,18	8,93
10–15 év	506,21	6,60
15–20 év	873,29	11,38
20–25 év	590,29	7,69
25–30 év	268,43	3,50
30 év fölött (vagy ismeretlen)	3 964,54	51,68
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>7 672,14</b>	<b>100,00</b>

A karsztvidék erdeit az elmúlt két évtizedben csak egészen mérsékelt intenzitású és területű bolygatások érték. A biotikus hatások közül a 2005–2006. évi országos gyapjaslepke (*Lymantria dispar*) gradáció sem volt jelentős a tájegységben, lévén hogy cser fafajú erdők (melyeket az említett lepkefaj leginkább preferál) csak nagyon kis területen vannak jelen. Elszórtan kisebb széldöntések – ahogyan az elmúlt években is – történtek ugyan a karszton (pl. a Haragistya fennsíkján), ezek azonban csak lokális hézagokat ejtettek az erdőtakarón, vagyis nagyobb területű, összefüggő dőlést nem okoztak. A szélviharok következtében kidőlt törzseknek egyébként is csak egy (kisebb) része volt valódi (gyökértányérvaló) dőlés, a sok fekvő holt faanyagot tartalmazó állományok földre került fáijórészt öngyérülés következtében elpusztult és a kiodvasodott törész miatt tövestől kitört törzsek. A fennsíkokra és völgyekbe telepített, középkorú és idősebb lucos állományok a gyenge, száraz termőhelyek, az aszályos periódusok, valamint a beteg fákat megtámadó másodlagos károsítók – elsősorban a betűző szú (*Ips typographus*) – miatt kifejezetten rossz egészségi állapotban vannak és foltokban pusztulnak is (kitermelésük és felújításuk folyamatban van).

A fentebb bemutatott fafaj-összetételű, korszerkezetű és bolygatottságú állományok 2009. évi XXXVII. tv. 7. § (1) bekezdés szerinti természetességi besorolásánál (IV.33. táblázat) meghatározó a származék erdő (82,92%) kategória. A rendkívül magas arány mögött – mint a fafajstatisztikából is sejthető – azonban nem az idegenhonos és az erdészeti tájjidegen fafajok 20–50% közötti erdő-

részleteken belüli aránya húzódik meg, hanem a tuskósarj eredetű törzsek magas részesedése, és ezt a jelenlegi értékelő rendszer – vitatható módon – túlhangsúlyozva (s azáltal a természetességi besorolást végső soron erősen eltorzítva) veszi figyelembe. A természetyszerű erdők területaránya az említett okok miatt alacsony (10,60%), az ide sorolt állományok főként a Ménes-völgy, a Dusa-fennsík és az Alsó-hegy térségében található. Az átmeneti erdők (1,69%) és a kultúrerdők (4,79%) egyaránt elszórva található, utóbbiak közé főleg a karszt-vidék hegységperemi akácosai és ültetett fenyvesei tartoznak.

**IV.33. táblázat:** Az Aggteleki-karszt erdeinek természetességi kategóriák szerinti megoszlása

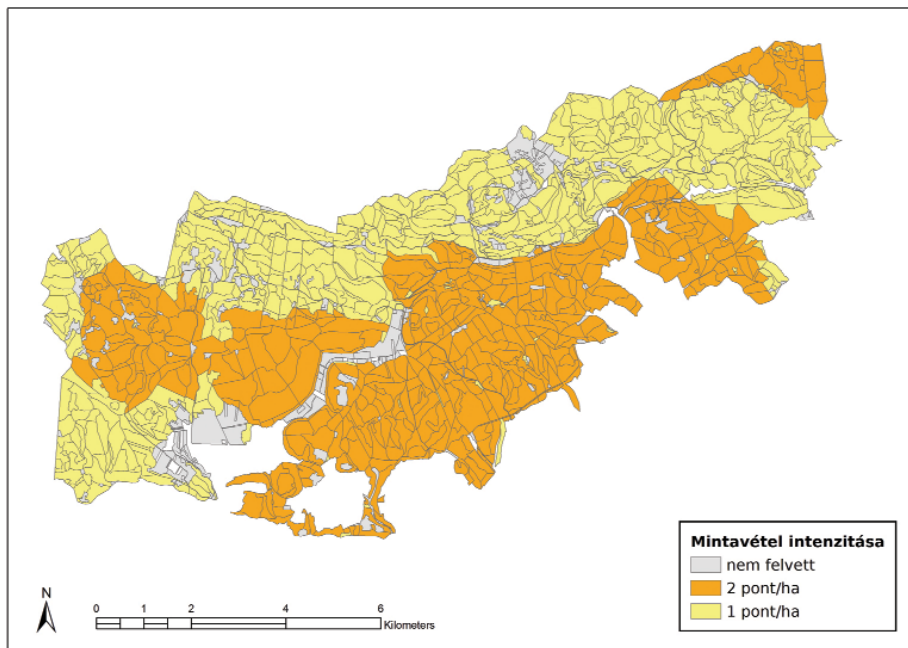
Természetességi kategóriák	Terület	
	hektár	%
Természetes erdő	0,00	0,00
Természetyszerű erdő	813,47	10,60
Származék erdő	6 361,35	82,92
Átmeneti erdő	130,01	1,69
Kultúrerdő	367,31	4,79
Faültetvény	0,00	0,00
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>7 672,14</b>	<b>100,00</b>

### IV.3.3 Az Aggteleki-karszt erdei az erdőállapot-felmérés alapján

#### IV.3.3.1 A felmért állományok általános jellemzése

Az Aggteleki-karszton erdőállapot-leírásra betervezett 7 672,14 hektáros erdőtervezett területen (az erdőrészletek területén) 2014–2016 között összesen 11 055 mintapont felvételére került sor. A terület kevesebb mint felét (46,34%) 100×100 m-es mintavételezési sűrűség mellett vettük fel (1 pont/ha intenzitás), míg a fennmaradó, a projektterület több mint 50%-át kitevő területrészen (53,66%) besűrített, 70,71×70,71 m-es mintavételi hálóval (2 pont/ha intenzitás) dolgoztunk. A sűrített mintavételi háló részben a projektterület Jósva-völgy és Ménes-völgy közötti, erdőgazdálkodással valamelyest nagyobb mértékben érintett részét, részben a magasabb fennsíkokon elterülő erdőrezervátumok (Haragistya–Lófej, Nagy-oldal, Alsó-hegy) területét érintette. A különböző mintavételezési sűrűséggel felvételezett erdőtömbök tájegységen belüli térbeli helyzetét a *IV.49. térkép* mutatja.



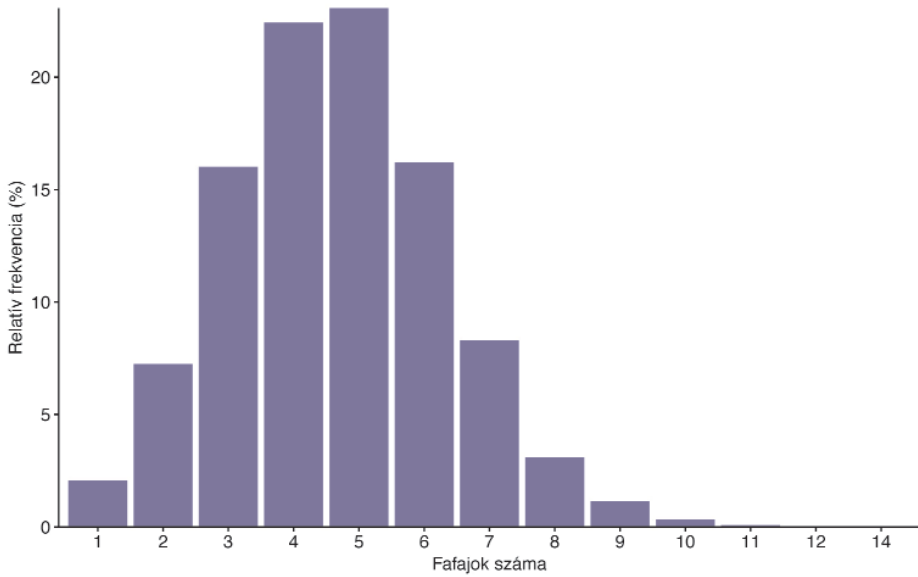


**IV.49. térkép:** A különböző mintavételezési sűrűséggel felvett erdőterületek elhelyezkedése az Aggteleki-karszt területén

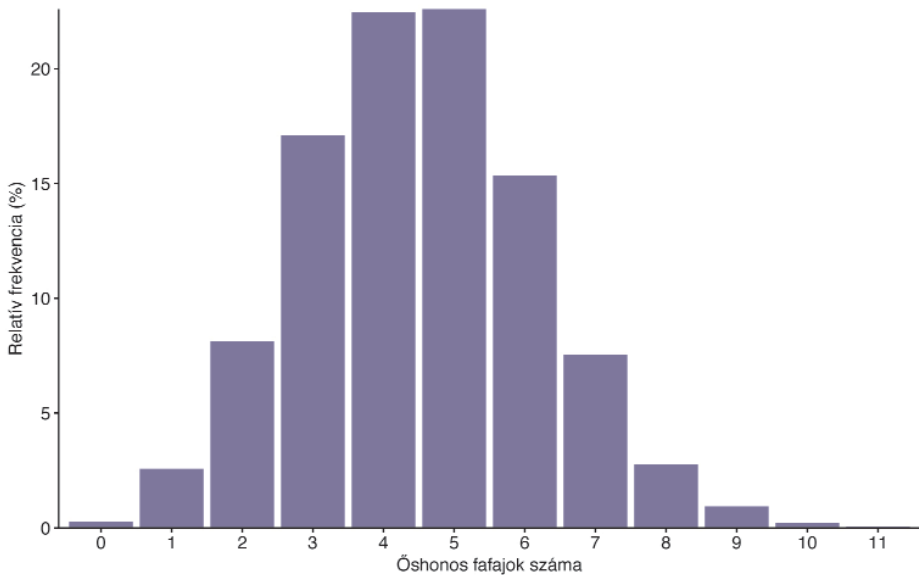
A III.3.2 fejezetben leírt főkategóriák közül az Aggteleki-karszton a leggyakoribb (10 782 eset) a *középkorú-idős erdő* volt. Ezen felül 231 plot *felújulási terület*, míg 42 plot *fiatalos* besorolást kapott. Érdeemes felhívni a figyelmet arra, hogy a *felújulási területek* nagy hányada valójában karsztbokorerdő felnyílt foltja volt, illetve hogy a *fiatalosok* egészen alacsony száma a terület erdeinek korosztály-viszonyaiból vezethető le. A *középkorú-idős erdő* kategórián belül a mintapontokat a protokoll szerint fiziognómia tekintetében is osztályoztuk. Az elkülönítendő speciális típusok közül 656 *sarjcsokros erdő*, 714 *összefolyó korona-és cserjeszintű erdő*, illetve 95 *szabad állásban nőtt idős fákat tartalmazó állomány* (feltehetően egykori legelőerdő) fordult elő. A felmért *középkorú-idős erdők* döntő többsége (9 317 pont) az *egyik sem* kategóriába tartozott, de ezek azonban – mint látni fogjuk – a kialakulásukban meghatározó szerepet játszó vágásos erdőgazdálkodás ellenére rendkívül változatos képet mutatnak.

#### IV.3.3.2 A faállomány-összetétel változatosságának értékelése

Az Aggteleki-karszt erdei fafajokban (IV.47. ábra), illetve őshonos fafajokban (IV.48. ábra) kifejezetten gazdagok. Az őshonos fafajokat tekintve a felmért 500 m<sup>2</sup>-es



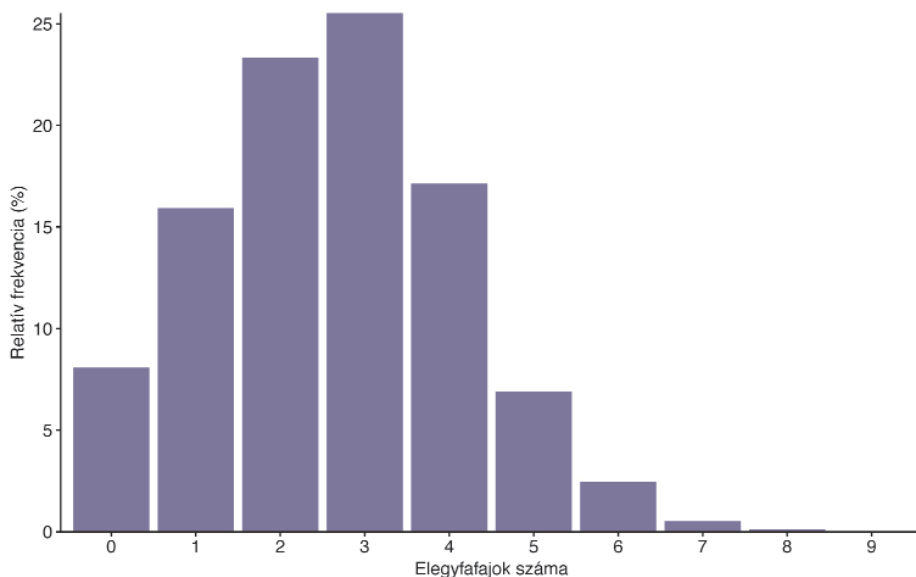
IV.47. ábra: Az összfafajszám gyakoriságeloszlása az Aggteleki-karszt erdeiben



IV.48. ábra: Az őshonos fajok számának gyakoriságeloszlása az Aggteleki-karszt erdeiben

mintaterületek közel fele 5 (22,59%), illetve 4 (22,47%) fajajt tartalmazott. A 6-nál több őshonos fajajt tartalmazó pontok aránya (11,51%) kiemelkedő. Ezek az adatok már önmagukban is határozottan kidomborítják a karsztvidék erdeinek fajajgazdagságát, mely mögött részben természetföldrajzi (geológiai, geomorfológiai), részben történeti okokat kereshetünk.

A faállomány-összetétel változatosságának, a karsztvidéki erdők fajajgazdagságának további áttekintéséhez érdemes elemezni, hogy a klímazonális erdők gyakori, erdőgazdálkodás és gazdasági hasznosítás szempontjából is nagyobb jelentőséggel bíró őshonos fajajai (bükk, gyertyán, kocsánytalan tölgy, cser, együtt: „célfajajok”) elhagyásával hogyan alakul az őshonos fajajok („elegyfajajok”) száma. A gyakorisági értékeket bemutató eloszlásdiagramról (IV.49. ábra) első pillantásra leolvasható, hogy minimális az elegyfaj nélküli mintapontok aránya (8,08%), s hasonlóképpen viszonylag alacsony a mérsékeltelen elegyes (csak 1 elegyfajajt tartalmazó) mintapontok aránya is (15,92%). A közepesen elegyes (2–3 elegyfajajt hordozó) pontok részesedése 48,87%. Ezen felül magas – sőt: kiugróan magas – a kifejezetten elegyes (4 vagy annál több elegyfajajnak otthont adó) mintaterületek aránya (27,13%) is. Az elegyfajajokban való gazdagság értékeléséhez fontos kiegészítés, hogy az Aggteleki-karszton gyakori molyhos tölgy is elegyfajajként szerepel a kimutatásokban.



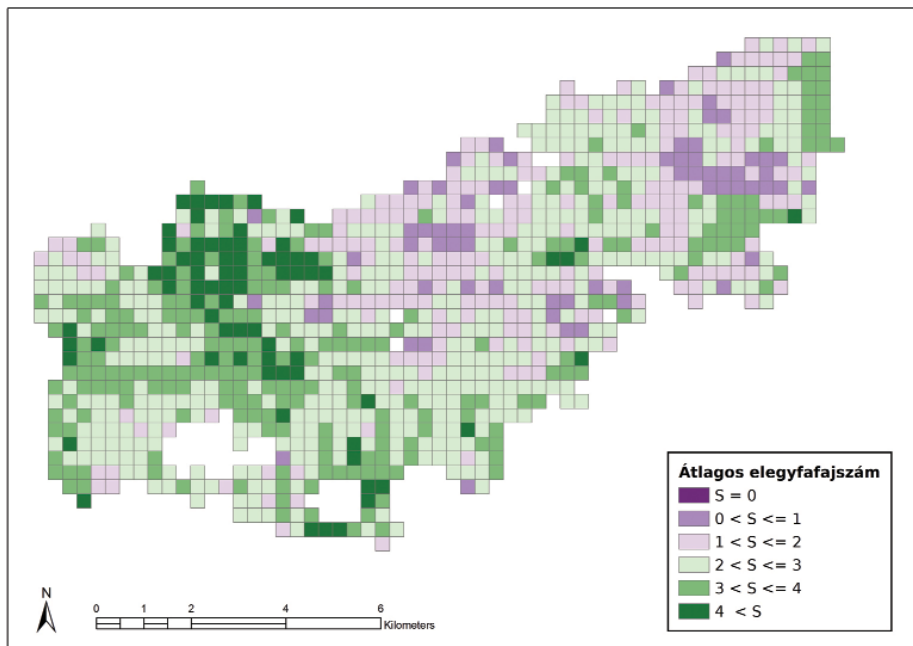
IV.49. ábra: Az elegyfajok számának gyakoriságeloszlása az Aggteleki-karszt erdeiben

Az elegyfafajok számának fentebb ismertetett, gyakoriságeloszlások révén való áttekintése mellett megvizsgáltuk azt is, hogy a mintapontonkénti átlagos elegyfafajszám hogyan változik egyes domborzati/termőhelyi, állomány-szerkezeti és történeti háttérváltozók függvényében. A különbségek értékelésekor érdemes szem előtt tartani, hogy a gazdagabbnak és szegényebbnek ítélt csoportok között nem túl nagy a különbség, előbbieknél a medián maximum 4, az utóbbiaknál 2 (csak egyetlen esetben 1). Az elemzések során megállapítottuk, hogy az Aggteleki-karszton az elegyfafajok száma a magassággal növekszik. völgytalpához közel, 200 m tszf. magasság alatt – vélhetően az egykori kultúrhatások miatt – viszonylag magas az átlagos elegyfafajszám (medián=3), majd ez kissé visszaesik, de 400 m felett ismét emelkedő tendenciát mutat. Az összefüggés ez esetben valószínűleg a magasabb karsztfennsíkok geomorfológiai viszonyok (töbrös-karros felszín) és korábbi tájhasználat (erdei legeltetés, helyenként keskenyparcellás erdőhasználat) miatti sokszínűségével, változatosságával magyarázható, s az eredményben az is közrejátszhat, hogy a tájegység felszíni tagoltsága miatt összefüggő bükkös öv nem alakult ki, nagyobb bükkös állományok csak az északi lejtőkön fordulnak elő. A legmagasabb elegyfafajszám a legmeredekebb területekre jellemző, de a 10–15°-os tartományt leszámítva az összes többi kategóriában 3 a medián értéke. A legalacsonyabb elegyfafajszámmal jellemezhető 10–15°-os tartományban a relatív szegénységet magyarázhatja, hogy az extrém talajjellemzők nélküli, nagy kiterjedésű gyertyánosok (és kisebb részben bükkösök) leginkább ide esnek.

Az elegyfafajszám faállomány-szerkezeti jellemzőkkel való összefüggését a főkategóriák, valamint (közvetett megközelítésben) a mintavételi pontokhoz rendelt állománykor alapján vizsgáltuk. Főkategóriák szerint legmagasabb elegyfafajszámokkal a *középkorú-idős erdők* rendelkeznek. A termőhelyi változatosság, a fahasználati munkákkal régóta nem érintett erdők magas aránya és a *fiatalosok* csekély mértékű jelenléte (így a fiatalosokra vonatkozó adat esetlegessége) ezt a képet végül is jól magyarázhatja, s arra is ismételten rámutat, hogy a karsztvidék erdei a projektterületen belül igen egyediek. A pontokhoz rendelt állománykor szerinti elemzés ezt a képet csak megerősíti, hiszen 100–120 éves korig az elegyfafajszám folyamatosan nő, vagyis eddig az időszakig sem a pionír fajok kiszorulása, sem az erdőgazdálkodás elegyfafajokat háttérbe szorító hatása nem mutatható ki, ellenben valószínűsíthető, hogy az elegyfafajszám növekedése az állományok hézagainak folyamatos és fokozatos (ma már a vadhatás miatt erősen kontrollált) betöltődésével valósul(t) meg. Az elegyfafajszám 120 év feletti visszaesése még külön vizsgálandó, de az kijelenthető, hogy itt nem egy konkrét állománytípus (pl. bükkös) torzító hatásáról van szó. Az eredményt talán a pionír

fajok és egyes (középkorú állományokban nagyon gyakori) vadgyümölcsök kiszorulása, valamint az elsősorban főfajok megtartásával végrehajtott felújító-vágások befolyásolhatják. Annyi bizonyos, hogy a jelenséget régóta nem háborgatott, 100 év feletti véderdő jellegű erdők (pl. molyhos tölgyes bokorerdők) sem kompenzálják, lévén hogy ilyenek alig vannak a területen.

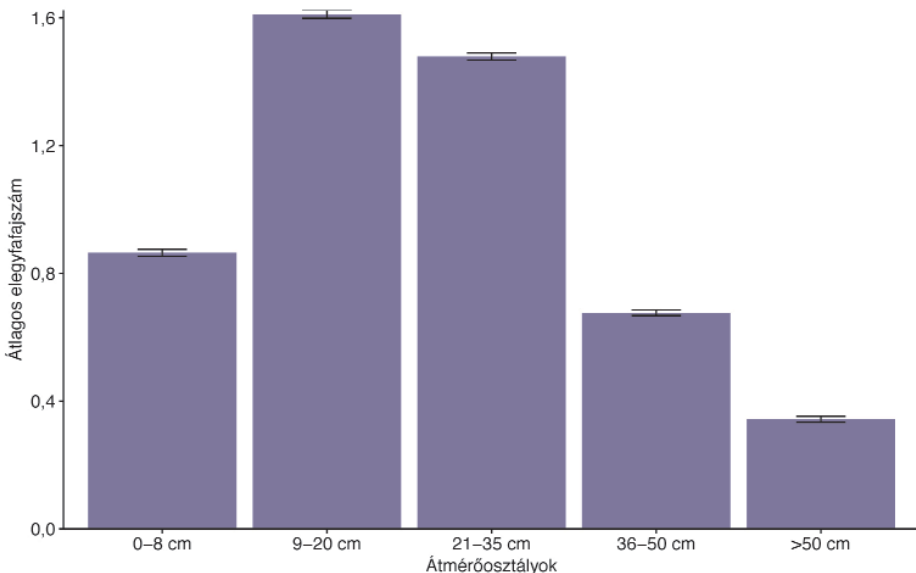
A fenti összefüggések térbeni leképezését látjuk a *IV.50. térképen*, ahol megfigyelhető, hogy hol vannak elegyfajokban gazdagabb, illetve szegényebb területek. Az alapadatok térbeli változatosságának egyfajta kisimításaként ez a térkép úgy készült, hogy több területnagyságot reprezentáló virtuális hálókcal lefedtük a területet, s minden 1, 2, 4 és 9 hektáros négyzethez hozzárendeltük az adott négyzetbe eső mintavételi pontokon megfigyelt elegyfajok átlagos számát (a *IV.50. térképen* 9 hektáros négyzetek láthatóak). A karsztvidéken tapasztalt alacsony elegyfajszám-értékek ( $S=0-2$ ) egyrészt kirajzolják a bükkösök előfordulásait (Ménés-völgy, Kútfej, Bódvaszilas: Bükk-lápa), a kifejezetten magas értékek ( $S=3-4$  és 4 felett) pedig részben a karsztfennsíkok egykor lelelként hasznosított, mára ismét visszaerdősült és tényleg rendkívül fajgazdag



**IV.50. térkép:** Az elegyfajok átlagos számának térbeli megoszlása az Aggteleki-karszton. Az adatok a 9 hektárban belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos elegyfajszámot jelentik.

területeit jelzik (Haragistya, Luzsok), részben a változatos felszínmorfológiát mutató területek (Fertős-tető, Ménes-völgy letörései, Dusa-fennsík pereme) sziklaerdőkkel mozaikos állományaira mutatnak rá, részben a karsztbokorerdőkkel tarkított lejtőkre (Nagy-oldal, Jósva-völgy pereme, Alsó-hegy) esnek. Érdekesség, hogy a kiugró értékek alakításában a természetföldrajzi-termőhelyi és történeti háttérváltozók egyaránt látványosan részt vesznek!

Az átlagos elegyfajszám átmérőosztályok szerinti vizsgálata (IV.50. ábra) megmutatta, hogy a legmagasabb (1,6<) átlagos elegyfajszám itt nem a legvékonyabb frakciót, hanem a 9–20 cm-es átmérőosztályt jellemzi. A 21–35 cm-es átmérőosztály alig marad el emögött az átlagosan majdnem 1,5 elegyfajszámával. A legvékonyabb (0–8 cm-es) frakció alacsony (-0,9) átlagos elegyfajszáma részben a vizsgált mintapontok állománytípus-, korosztály- és záródásviszonyaival magyarázható, hiszen a területen nagyon sok a középkorú, aránylag zárt, gyertyán dominanciájú erdő. Azonban felmerül annak a lehetősége is, hogy a foltokban egyébként fényben gazdagabb erdőbelsőkből a térségben évtizedek óta érvényesülő, fokozott vadhatás miatt hiányoznak a legvékonyabb frakcióba eső elegyfák. A 9–20 cm-es átmérőosztálytól felfelé a méretosztályok emelkedésével (és legalább részben az állománykor növekedésével) fokozatosan és tendenciózusan mérséklődik az átlagos elegyfajszám. A méretesebb/korosabb frakciók alacsonyabb elegyfajszáma jórészt itt is a pionír fajok fokozatos

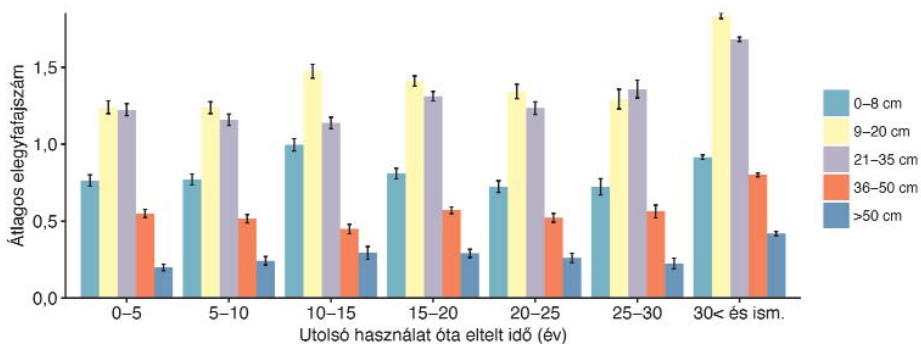


IV.50. ábra: Az átlagos elegyfajszám átmérőfüggése az Aggteleki-karszt erdeiben (átlag ± SE)

kiszorulásával és az erdőgazdálkodás hatásaival magyarázható, s ezt a jelenséget tájegységi szinten a korosabb véderdők – lévén, hogy ilyenek nem nagyon vannak – sem tudják ellensúlyozni.

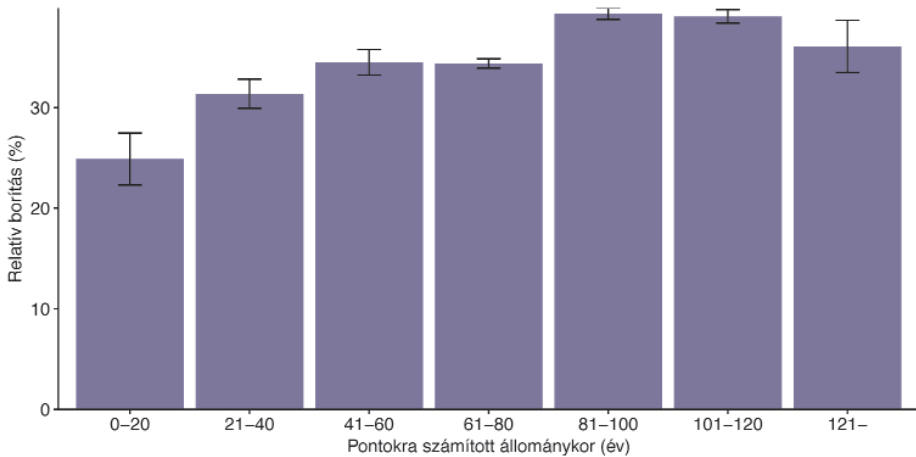
Amennyiben az elegyfajszám átmérőosztály-függésének vizsgálatával párhuzamosan az utolsó dokumentált fahasználat óta eltelt időszaktól való függést is áttekintjük (IV.51. ábra), akkor azt látjuk, hogy az utolsó használat (UHA) óta eltelt időszak hossza a 25–30 éves időtávlatig lényegesen és látványosan nem befolyásolja az elegyfajszámot, bár gyengébb összefüggés egyes átmérőosztályoknál (pl. 21–35 cm) azért kimutatható. Kiugró, fokozott elegyeségre utaló értékeket kizárólag a gazdálkodással 30 évnél régebben érintett mintapontok adnak, de ezek esetében szinte minden esetben az évtizedek, sokszor 50–60 év óta érintetlen véderdők (a 0–8 cm-es átmérőosztálynál esetleg nagyon rossz termőhelyen álló, felújulási nehézségekkel küzdő fiatalosok) sajátosságai állnak a háttérben. Összességében ebben a tájegységben az erdőgazdálkodási gyakorlat elegyfajokat háttérbe szorító, negatív hatása az utolsó fahasználat óta eltelt időszak hossza figyelembe vételével nem mutatható ki, az csak az átmérőosztály szerinti értékek adatsoraiból sejthető.

Az elegyfaj-témakör utolsó állomásaként röviden áttekintjük, hogy az elegyfajok állományokon belüli szerepét talán legegységesebben leíró (az őshonos fajok összborításához viszonyított) relatív borításértékek hogyan alakulnak az állománykor függvényében. Az elemzés alapján (IV.52. ábra) az elegyfajszám korfüggő változásával szinte analóg eredményt kapunk, hiszen a vizsgált tartományban (0–140 év) az elegyfajok relatív aránya szinte végig, folyamatosan növekszik. Emellett a relatív arány értéke a 20–140 év közötti korosztályoknál végig 30% felett van. Ennél alacsonyabb értéket (~25%) csak a 0–20 éves korosztályoknál kapunk, aminek egzakt magyarázata további elemzést



IV.51. ábra: Az átlagos elegyfajszám átmérőosztályoktól és utolsó használat óta eltelt időszaktól való függése az Aggteleki-karszt erdeiben (átlag ± SE)



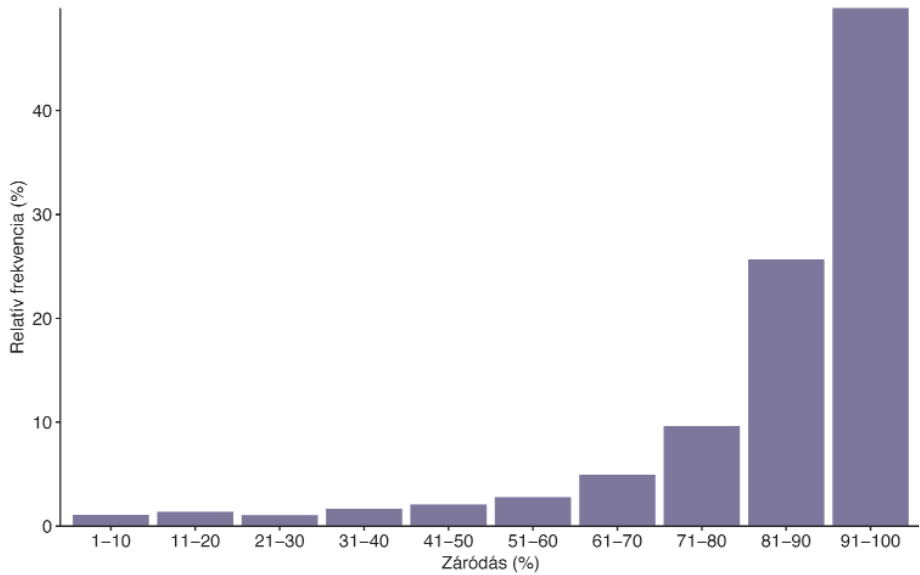


**IV.52. ábra:** Az elegyfajok relatív borításának állománykor-függése az Aggteleki-karszt erdeiben (átlag  $\pm$  SE)

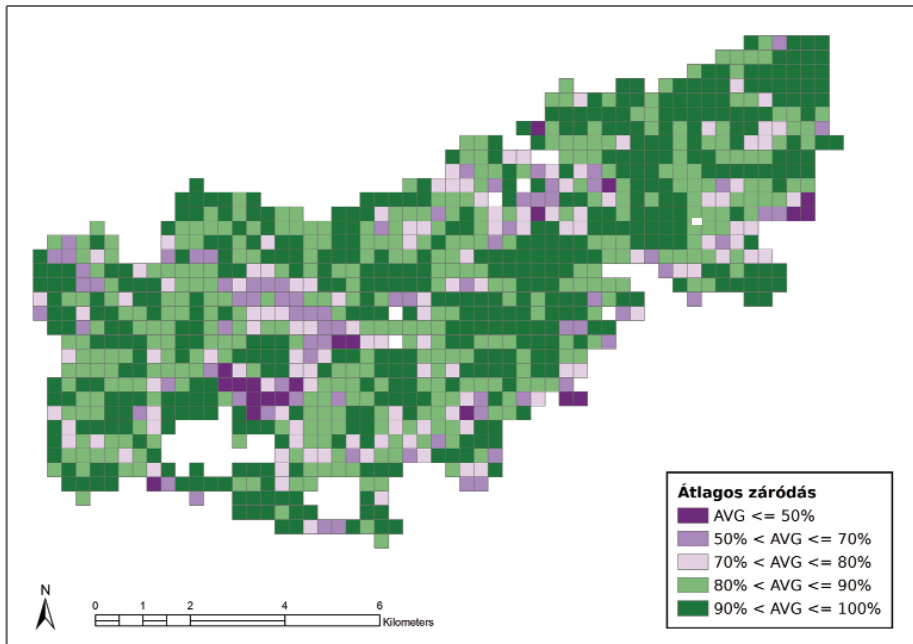
igényelne, de nem kizárt, hogy itt is a vadhatás témaköre felől kellene közelítenünk a problémát. Összességében kijelenthető, hogy az Aggteleki-karszt esetében az erdőgazdálkodási gyakorlat elegyfajokat háttérbe szorító hatása legfeljebb a méretesebb elegyfák kiszelektálásán keresztül mutatható ki (lásd fentebb). A tájegységi szintű elemzés alapján az elegyfajok relatív jelenléti arányát a gazdálkodás érdemben és kimutathatóan nem veti vissza.

#### IV.3.3.3 A faállomány-szerkezet változatosságának értékelése

A felvételezett állományok horizontális értelemben vett szerkezeti változatosságát, sokszínűségét praktikus megoldásként a lombkoronaszint, pontosabban a faállomány záródásviszonyainak vizsgálata alapján mutathatjuk be. Az Aggteleki-karszt erdeire – a protokoll értelmezési sajátosságai (2,5 m felett értelmezett faállomány), az erdők nevelésére vonatkozó szabályok és az általános gazdálkodói gyakorlat miatt – az állományok viszonylag magas fokú záródottsága jellemző (IV.53. ábra, IV.51. térkép). A vizsgált plotok közel felén (49,83%) 90% feletti, több mint négyötödén (81,52%) 80%, vagy annál nagyobb záródást tapasztaltunk. Az 50% alatti záródású pontok száma végig egyenletesen alacsony. A IV.51. térképen jól látszik, hogy magasabb (80% feletti) záródás jellemző az extrém termőhelyi viszonyok nélküli, korábban is erdőként hasznosított területekre. Ilyen besorolású a karsztfennsíkok erdeinek nagy része, továbbá a peremterületekre eső erdők zöme. Kifejezetten alacsony (70% alatti) záródásértékek

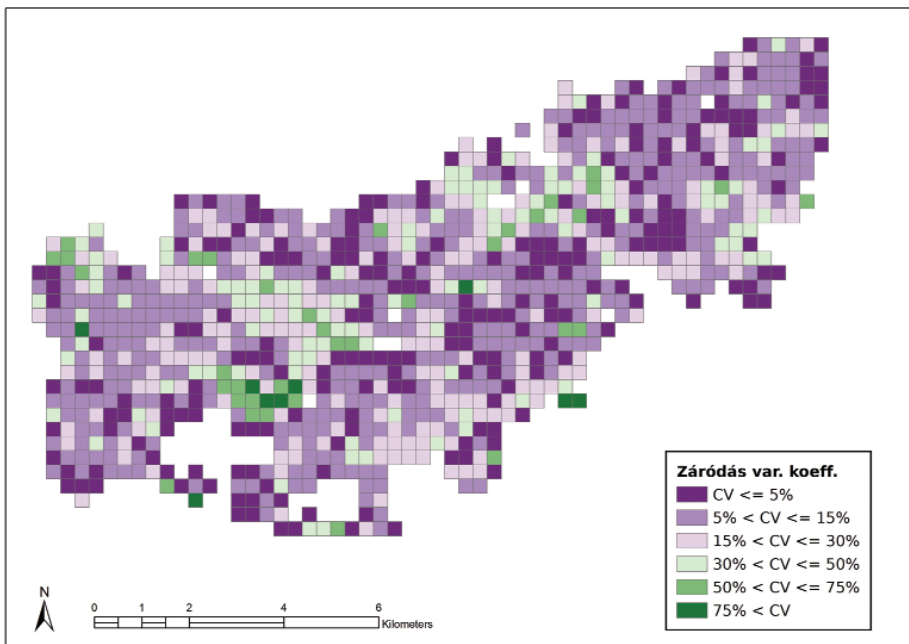


IV.53. ábra: A záródásértékek gyakoriságeloszlása az Aggteleki-karszt erdeiben



IV.51. térkép: A faállomány átlagos záródása az Aggteleki-karszt erdeiben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos záródást jelentik.

a karsztbokorerdőkkel fedett, meredek déli lejtőkön (pl. Nagy-oldal, Jósva-völgy pereme), illetve a korábbi tájhasználat miatt gyepekkel és cserjés területekkel mozaikos fennsíki erdőknél (pl. Haragistya, Százholdas, Derenk környéke) mutatkoznak. Természetes bolygatások, vagy véghasználatok helyszínei – részben ezek kis térléptéke, részben a 9 ha-os terület egységek szerinti ábrázolás sajátosságai miatt – a térképen nem azonosíthatók. A záródás finom léptékű térbeli változatosságának elemzéséhez érdekes ezen felül megvizsgálni, hogy az egyes kilenc hektáros foltokon belül mekkora a változatosság, hiszen adott átlag megkapható ugyanis, ha sok hasonló záródású mintapont van és ugyanis, ha az átlag körül nagy a szóródás. Ennek ábrázolásához elkészítettük a *IV.52. térképet*, ahol a záródás változatosságát variációs koefficienssel ( $CV = \text{szórás}/\text{átlag} \times 100$ ) fejeztük ki. A karsztvidék nagy részén a záródás-értékek aránylag csekély változatosságot mutatnak. Az erdőterület kb. harmadánál a vizsgált léptékben 15% alatti a variációs koefficiens értéke, s ezek a helyszínek aránylag erősen körülrajzolják az egyöntetű gyertyánosok, gyertyános-tölgyesek és bükkösök előfordulásait. Térben kifejezetten változatos faállományzáródás-viszonyok (50% feletti CV-értékek) csak a jósvaíi Nagy-oldal karsztbokorerdőkkel borított letörésén, és a fennsíkok

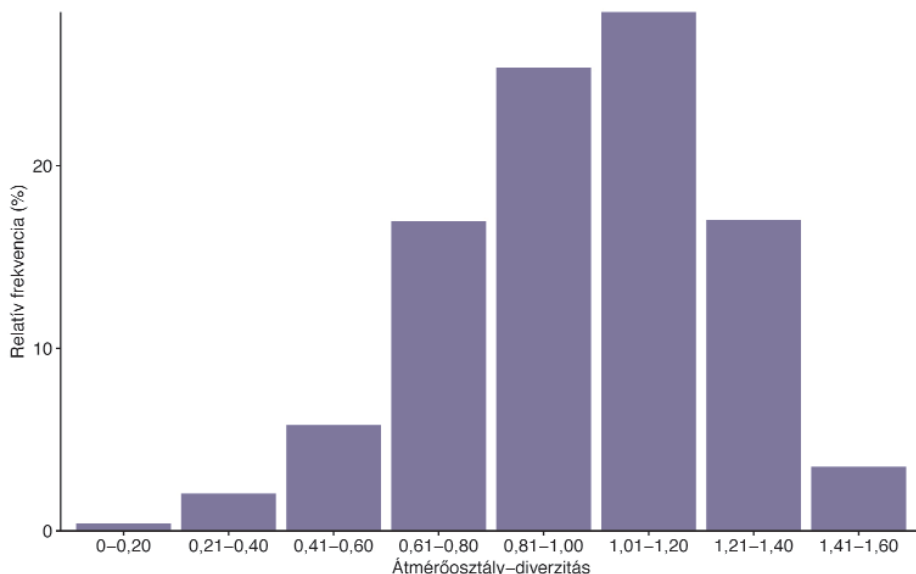


**IV.52. térkép:** A faállomány záródásának finom térléptékű változatossága az Aggteleki-karszt erdeiben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált záródásokból számolt variációs koefficienszt jelentik.

elszórta elhelyezkedő (jobbára a korábbi tájhasználati mozaik által meghatározott) pontjain észlelhetők.

A szerkezeti változatosság leírása szempontjából kulcsfontosságú változó a faállományt alkotó törzsek átmérőeloszlása. Az átmérőeloszlás felvétele a kifejlesztett erdőállapot-leíró rendszer egyik fontos mozzanata, hiszen a fajajonként és együttesen is kalkulálható eloszlási diagramok az erdészeti adattár (OEA) átlagos törzsátmérő-adataihoz képest jelentős plusz információt hordoznak. A karsztvidéki erdők átmérőeloszlás szerinti gazdagságát az átmérőosztályok relatív gyakoriságából számított Shannon-diverzitás értékeinek eloszlásával mutatjuk be (IV.54. ábra). A legnagyobb gyakoriságot az 1,0–1,2 tartományban kaptuk. A gyakoriságeloszlás diagramja összességében azt sugallja, hogy a karsztvidék erdei a nagyobb diverzitás értékek felé eltoltak, vagyis a kifejezetten alacsony átmérődiverzitási értékkel jellemezhető állományok kifejezetten ritkák, de a lehetséges maximumot (5 átmérőosztály esetén  $\ln 5 = 1,61$ ) közelítő állományok gyakorisága is alacsony.

Az átmérőosztályok relatív gyakoriságából számolt Shannon-féle diverzitásértékek térbeli megoszlását a IV.53. térkép mutatja. Egyértelmű térbeli viselkedést nem könnyű értelmezni, az átmérőosztály-változatosság közepes-magas (0,9, illetve 1,05 feletti) diverzitásértékei a karsztvidék egészére jellemzőnek mondhatók. Az alacsonyabb értékek egyrészt a homogén szerkezetű, középkorú gyertyánosok és bükkösök, valamint a szinte csak 1-2 átmérőosztályt tartalmazó

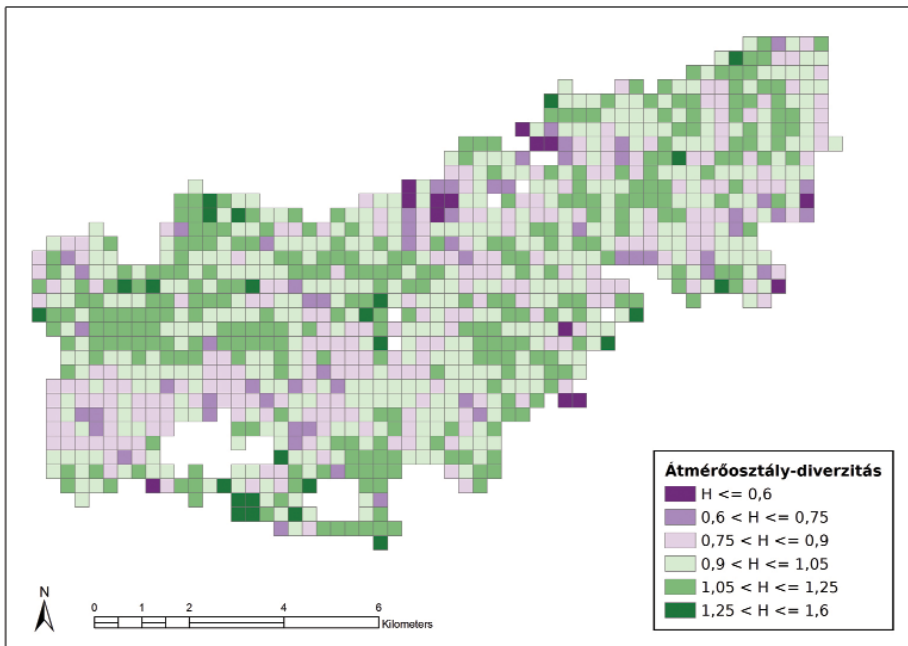


**IV.54. ábra:** Az átmérőosztály-diverzitás kategóriáinak gyakoriságeloszlása az Aggteleki-karszt erdeiben

karsztbokorerdők miatt adódnak, másrészt (a véghasználatok alacsony területi reprezentáltsága miatt) elszórta előforduló fiatalosokat érintenek. Igazán magas és igazán alacsony értékek a területen alig vannak. Egyébként az értelmezéshez érdemes megjegyezni, hogy az átmérőosztály-diverzitás értéke nagy mértékben függ az állománykortól és (az ezzel részben összefüggő) főkategóriától is. A karsztvidéki mintapontok adataival számolva az átlagos diverzitás érték a 0–20 év közötti kategóriában jellemző kifejezetten alacsony 0,50-es értékről monoton növekedve 1,10-es értékig emelkedik a 120 év fölötti állományoknál (IV.34. táblázat). A főkategóriák közül a legalacsonyabb átlagos értékkel (0,38) a *fiatalosok* rendelkeznek. A *felújulási területek* és a *középkorú és idős erdők* esetében a diverzitásértékek rendre 0,62 és 0,98 voltak.

**IV.34. táblázat:** Eltérő korosztálycsoportú mintapontok átlagos átmérőosztály-diverzitása az Aggteleki-karszt erdeiben

Korosztály-csoportok	0-20 év	21-40 év	41-60 év	61-80 év	81-100 év	101-120 év	121 év <
Diverzitás	0,50	0,85	0,95	0,98	1,00	1,04	1,10



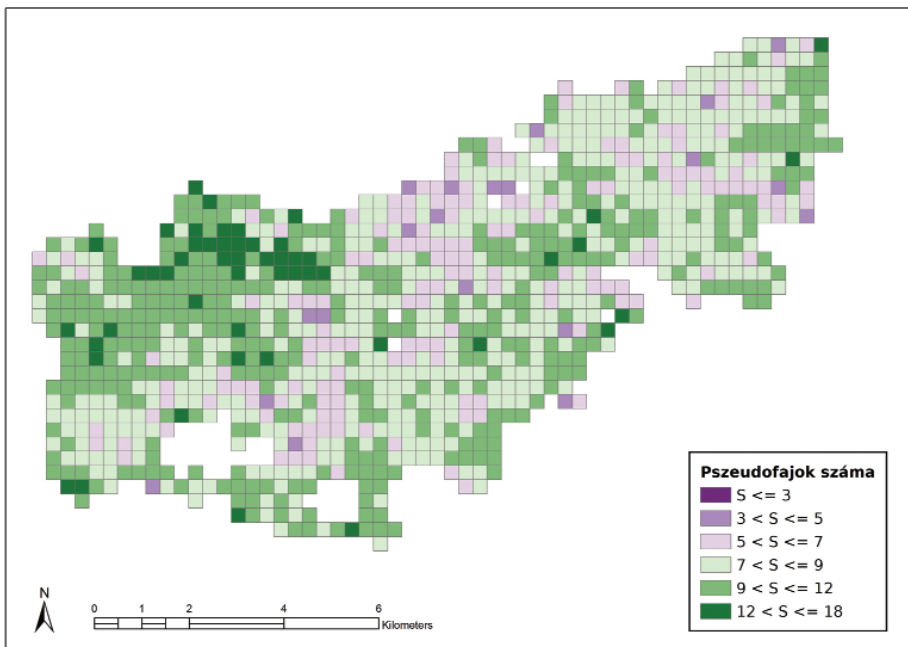
**IV.53. térkép:** Az átmérőosztály-diverzitás átlagos értékeinek megoszlása az Aggteleki-karszt erdeiben

A fajgazdagság és a szerkezeti gazdagság egyfajta integrált mutatójaként bevezetett ún. pszeudofajszám (lásd III.6 fejezet rész) térbeli megoszlása (IV.54. térkép) magán hordozza a fajgazdagsági és átmérőosztály-diverzitási térképen (IV.50. és IV.53 térképek) látottak (vö. fajgazdagság és a kedvezőtlen átmérődiverzitást mutató helyszínek alacsony aránya) nyomát. A pszeudofajok számának térbeliségét tekintve elmondható, hogy a karsztvidék nagy részén magas (7–9), vagy kifejezetten magas (9 feletti) az átlagos pszedudofajszám. Kimagasló pszedofajszámok elsősorban a korábban intenzív (nem, vagy nem csak erdőket fenntartó) területhasználattal érintett, de az utóbbi évtizedekben erdőgazdálkodás alól mentesített fennsíki területekről (Haragistya, Luzsok, Fertős-tető) és véderdőkkel tarkított sziklás letörésekről (Ménés-völgy pereme, Alsó-hegy, Jósvalgy pereme) ismertek. Alacsony pszedofajszámok jobbra csak a homogén gyertyánosok és bükkösök, valamint a fiatalosok előfordulási helyeiről származnak. Ugyanakkor a pszedofajszám-értékek egyben a gazdálkodás hatásaival összefüggő, az átmérőosztályok sokféleségében megjelenő különbségeket is mutatnak. Ezt legegyszerűbben úgy tudjuk adatokkal illusztrálni, ha eltérő üzemmódok szerint összehasonlítjuk az adott faállománytípus-csoporthoz tartozó mintapontok átlagos pszedofajszám-értékeit (IV.35. táblázat). Látható, hogy a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódban levő területek minden faállománytípus-kategória esetén magasabb pszedofajszám-értékkel rendelkeznek.

**IV.35. táblázat:** Átlagos pszedofajszám-értékek az Aggteleki-karszt erdeiben néhány faállománytípus és üzemmód kombináció esetében (FTNSZ = faanyagtermelést nem szolgáló üzemmód)

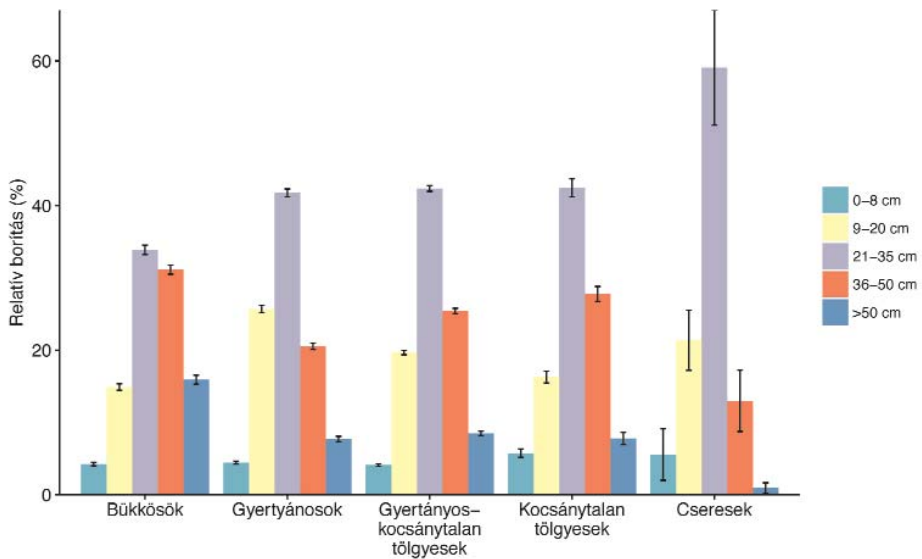
Faállománytípus-kategória	Átlagos pszedofajszám			
	Vágásos üm.	Átalakító üm.	Szálaló üm.	FTNSZ üm.
Bükkösök	7,77	–	–	9,10
Gyertyánosok	8,39	–	–	9,29
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	9,27	–	–	10,25
Kocsánytalan tölgyesek	8,79	–	–	9,24
Cseresek	8,60	–	–	–
Hársasok	8,33	–	–	–

A vizsgált területeken az erdőgazdálkodás szempontjából legnagyobb jelentőséggel bíró ún. „célfafajok” átmérőosztályonkénti relatív borítása szintén érdekes adatokkal szolgál az állomány szerkezeti jellemzők tájegységi szintű ismeretéhez. A IV.55. ábra alapján látható, hogy az 5 leggyakoribb faállománytípus-csoportba (bükkösök, gyertyánosok, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, kocsánytalan tölgyesek, cserések) eső pontoknál (zömmel 33–43% közötti értékekkel) mindenhol a 21–35 cm-es átmérőosztály átlagos relatív borítása a meghatározó (a csereseknél kiugró, 59% feletti értéknek a cserések 0,50% alatti tájegységi aránya miatt nincs érdemi jelentősége). Tájegységi szinten a második leginkább meghatározó átmérőosztály a 36–50 cm-es frakció, ennek átlagos relatív borítás-értékei 20–32% között alakulnak. Mindemellett a kiemelt faállománytípus-csoportoknál a 9–20 cm-es frakció relatív borítás értékei is számottevőek (14–26%). Az elemzésből összességében az látszik, hogy az Aggteleki-karszt erdeiben – a termőhelyi- és korosztályviszonyokkal, valamint a sarjeredet magas arányával nyilvánvaló összefüggésben – az állományok összképét a három középső méretosztály (9–20, 21–35 és 36–50 cm) együtt határozza meg. A legvékonyabb, 0–8 cm-es frakció törzsei minden típusnál csekély, 4–6% közötti

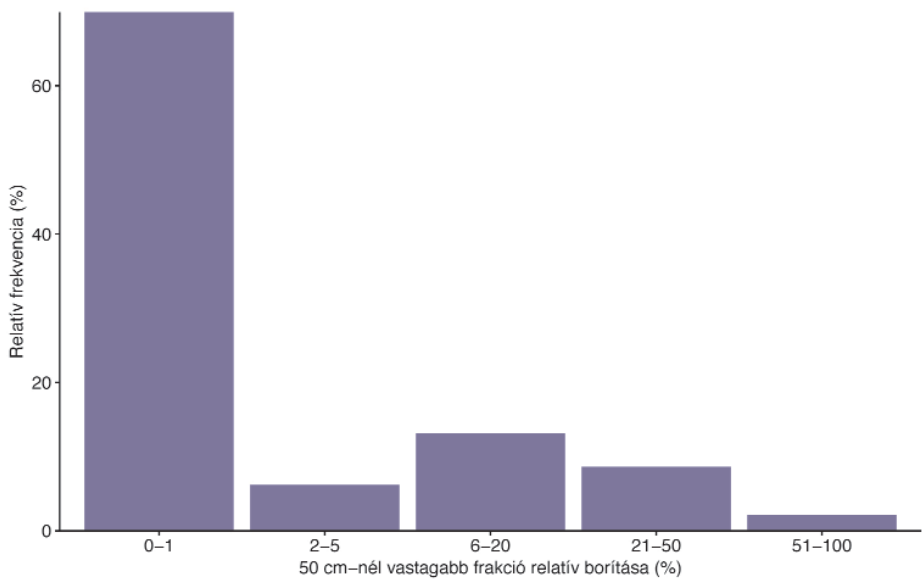


IV.54. térkép: Az átlagos pseudofajszám-értékek megoszlása az Aggteleki-karszt erdeiben





**IV.55. ábra:** A „célfajok” (B, GY, KTT, CS) átmérőosztályok szerinti (a „célfajok” összborításához viszonyított) relatív borítása az Aggteleki-karszt leggyakoribb faállománytípusaiban (átlag  $\pm$  SE)



**IV.56. ábra:** Az 50 cm-nél vastagabb frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlása az Aggteleki-karszt erdeiben

relatív borítást adnak, ami a korosztályviszonyok mellett az évtizedek óta tartó, rendkívül erős vadhatással magyarázható. Végezetül megemlítendő, hogy az 50 cm-nél vastagabb törzsek átlagos relatív borítási aránya a leginkább típusfüggő, hiszen a bükkösök esetében kétszer nagyobb az átlagos relatív borítás, mint a többi meghatározó faállománytípus-csoportozáshoz tartozó erdőben.

Folytatva az előző elemzést, az állományszerkezeti változatosság tájegységi szintű értékeléséhez további hasznos kiegészítéseket kapunk, ha az 50 cm törzsátmérő feletti frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlását vizsgáljuk. A faállománnyal rendelkező összes pontra készített elemzés szerint (IV.56. ábra) ugyanis a mintaterületek 69,91%-án egyáltalán nincs (vagy legfeljebb csak 0–1%-os relatív borítással van jelen) 50 cm-nél vastagabb élő törzs, vagyis az Aggteleki-karszton az állományok több mint kétharmadából hiányoznak a biodiverzitás-megőrzés és az erdőtermészetesség megítélése szempontjából kiemelt jelentőséggel bíró méretes, idős törzsek. Az 50 cm-nél vastagabb törzsek 20%-nál nagyobb relatív borítást a mintapontoknak csupán 10,75%-án érnek el, de fontos jellemző, hogy a karsztvidéken az 50 cm-nél vastagabb törzsek előfordulásában jelentős szerepe van az erdőtakarón belül elszórtan elhelyezkedő egykori hagyásfáknak, idősebb facsoportoknak!

A gyakoriságeloszlásokat a legnagyobb területi aránnyal előforduló faállománytípus-csoportok (bükkösök, gyertyánosok, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, kocsánytalan tölgyesek, cseresek) szerint vizsgálva jelentős differenciáltság mutatható ki (IV.36. táblázat). Az 50 cm-nél vastagabb törzsek hiánya (0–1% relatív borítás) érthető módon – az idősebb állományok dimenziói és a régi hagyásfacsoportok miatt – a bükkösöknél a legalacsonyabb (51,47%), s ahogyan haladunk a karsztvidék peremére jellemző, az üde erdőknél egyébként jóval kisebb területi arányt képviselő faállománytípus-csoportok felé, egyre inkább emelkedik a vastag törzsek nélküli pontok aránya. Ennek megfelelően a legmagasabb értékek az elsősorban déli oldalakra koncentrálódó kocsánytalan tölgyeseknél (79,94%) és csereseknél (93,33%) tapasztalhatók, de az utóbbi, kirívóan magas adatról ismételten meg kell említenünk, hogy a cseresek területi részesezése a tájegységben mindössze 0,39%, illetve hogy az ide sorolható állományok szinte mind a II. világháború után ültetett középkorú erdők! Mindezekről függetlenül érvényesül, hogy a kultúrhatásokkal fokozottabban érintett hegységperemi, zömmel karsztfennsíkok alatti területeken jóval kisebb valószínűséggel találhatunk 50 cm-nél vastagabb törzseket is tartalmazó erdőket. Az 5 leggyakoribb faállománytípusnál az 50 cm-nél vastagabb törzsek 20%-nál nagyobb relatív borítása a fentiekkel itt is ellentétes tendenciát mutat: a legmagasabb értékek a bükkösöknél (22,42%), míg a legalacsonyabb értékek a gyertyánosoknál (9,22%)

és kocsánytalan tölgyeseknél (7,56%) adódnak. A cseresek 0%-os adatát a fentebb már leírt okok magyarázzák. Összességében az 50 cm-nél vastagabb törzsek magasabb relatív borítási aránnyal a karsztvidék belső területeihez, illetve magasabb fennsíkjaihoz kötődő erdőkben nagyobb arányban fordulnak elő, mint a peremeken, hegylábi területeken.

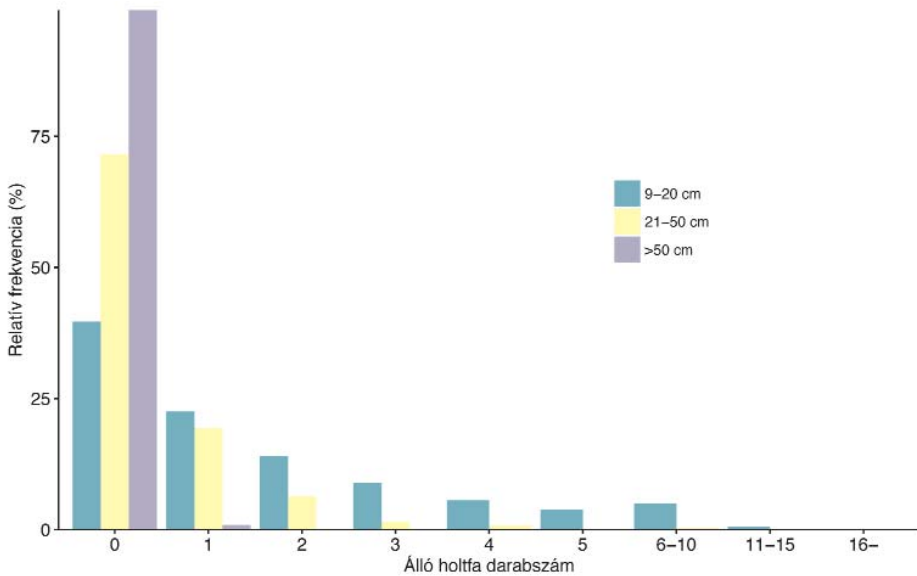
**IV.36. táblázat:** Az 50 cm-nél vastagabb frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlása az Aggteleki-karszt 5 leggyakoribb faállománytípus-csoportjában

Faállománytípus-csoportok	Relatív borítási kategóriák				
	0–1%	1–5%	5–20%	20–50%	50–100%
Bükkösök	51,47	8,12	17,99	14,99	7,43
Gyertyánosok	67,94	8,08	14,76	7,87	1,35
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	65,78	6,01	16,32	10,28	1,61
Kocsánytalan tölgyesek	79,94	4,12	8,38	5,91	1,65
Cseresek	93,33	6,67	0,00	0,00	0,00

#### IV.3.3.4 Az álló és fekvő holtfa mennyiségi és minőségi értékelése

Az Aggteleki-karszt álló holtfa-viszonyainak elemzése alapján elmondható, hogy az elhalt, elpusztult törzsek nélküli mintapontok aránya ebben a tájegységben 30,19%. Az álló holtfa nélküli pontok aránya az 50 cm átmérő feletti törzsek vonatkozásában viszont rendkívül magas 99,05%-os. Tehát a karsztvidéki erdőkben szinte sehhol nincsen kifejezetten vastag álló holtfa, bár az erdők korosztály- és méretjellemezői alapján ez nem annyira meglepő. A 21–50 cm-es átmérőosztályban 71,56%, a 9–20 cm-es átmérőosztályban 39,66% az álló holtfa nélküli mintapontok részesedése, vagyis a kisebb méretosztályok felé az álló holtfát is tartalmazó pontok aránya fokozatosan emelkedik (IV.57. ábra). Az 1 álló holtfát tartalmazó pontok aránya a 9–20 cm-es átmérőosztályban 22,52%, a 21–50 cm-es átmérőosztályban 19,36%, de ezen felül még a 2 álló holtfát tartalmazó pontok aránya is jelentős (14,03%, illetve 6,30%). A 2-nél több törzset tartalmazó pontok száma/aránya viszont már nagyon szerény.

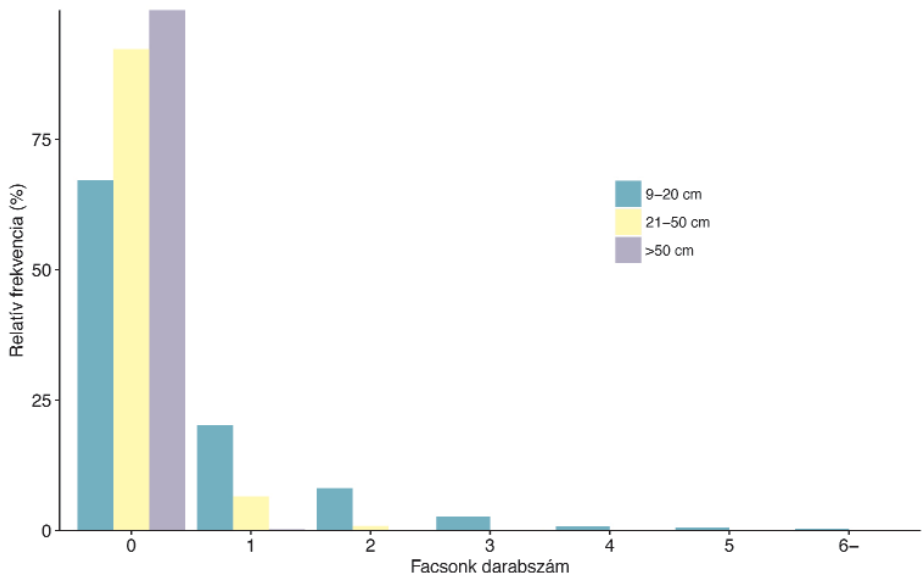
A facsonkok vizsgálata azt mutatta, hogy a mintapontok jelentős hányada, 62,56%-a tekinthető „üresnek”, vagyis facsonk nélkülinek. Az 50 cm feletti és 21–50 cm-es átmérőosztályban nagyon magas a facsonk nélküli mintapontok aránya (99,75%, illetve 92,28%), a viszonylag alacsony összérték a 9–20 cm-es



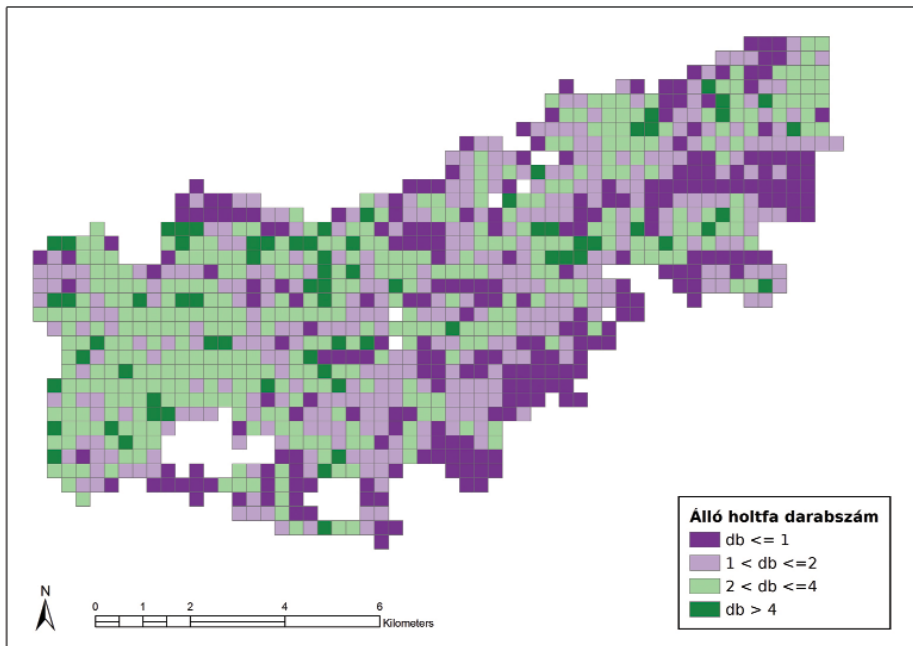
**IV.57. ábra:** Az álló holtfák darabszámának gyakoriságeloszlása (átmérőosztályok szerinti bontásban) az Aggteleki-karszt erdeiben

átmérőosztály alacsony értékének (67,18%) köszönhető (IV.58. ábra). Vagyis ezekből az adatokból kiviláglik, hogy a karsztvidék erdeinek facsonkokban való viszonylagos gazdagsága a legvékonyabb átmérőosztálynál tapasztalt értékeknek tulajdonítható, s ezek legnagyobb részben a sarjcsokros gyertyánosokban keletkezett vékony csonkok jelenlétével magyarázhatók. Az eredmények ugyanakkor azért azt is jelzik, hogy ebben a tájegységben viszonylag alacsony az erdei életközösségek működése és a biodiverzitás megőrzése szempontjából kiemelkedő jelentőséggel bíró álló holtfa és facsonk mennyisége.

A darabszámok gyakoriságeloszlása után érdemes néhány pillantást vetni az álló holtfa és a facsonk pontonkénti átlagos darabszámának alakulására. Álló holtfa esetében a 9–20 cm-es átmérőosztályban 1,62, a 21–50 cm-es átmérőosztályban 0,43, míg az 50 cm feletti átmérőosztályban már csak 0,01 az átlagos törzsszám. Az álló holtfához viszonyítva a facsonk átlagszámok alacsonyabbak, a 9–20 cm-es átmérőosztályban 0,53, a 21–50 cm-es átmérőosztályban 0,09, míg az 50 cm feletti átmérőosztályban gyakorlatilag nulla az átlagos facsonkszám. A közölt adatok közül ugyanakkor ki kell emelnünk a 9–20 cm-es átmérőosztály viszonylag nagy értékét, ami – mint említettük – főként a nagy területet lefedő, sarjcsokros gyertyánosokban keletkezett vékony csonkoknak tudható be!



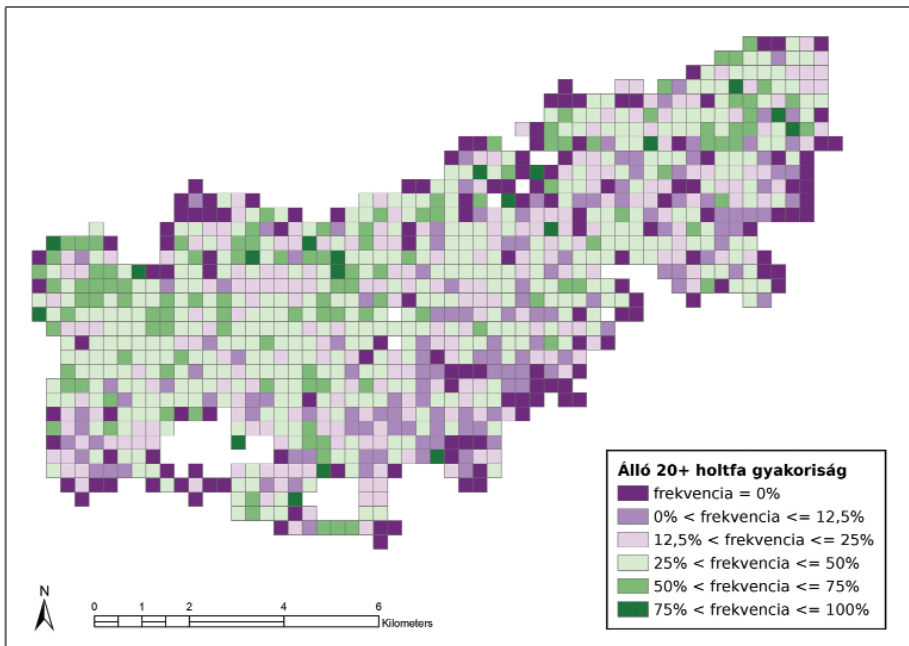
**IV.58. ábra:** A facsonkok darabszámának gyakoriságeloszlása (átmérőosztályok szerinti bontásban) az Aggteleki-karszt erdeiben



**IV.55. térkép:** Az álló holtfa darabszám megoszlása az Aggteleki-karszton. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos darabszámot jelentik.

Az álló holtfa mennyiségének térfogatalapú szemléltetésére – pontos terepi mérés/beclsés híján – nincs adatunk, de abba azért érdemes belegondolni, hogy átlagosnak tekintett átmérő és magasság adatokkal számolva a mintaterületen (500 m<sup>2</sup>) előforduló egyetlen 21–50 cm-es átmérőosztályba tartozó, nem derékba tört törzs már 15–20 m<sup>3</sup>/ha álló holtfa mennyiségnek feleltethető meg. Ez alapján annyi kijelenthető, hogy a mintapontok 30,06%-án jelentősebb (15 m<sup>3</sup>/ha-nál nagyobb) mennyiségű álló holtfa volt a felmérés idején, az álló holtfa nélküli helyszínek aránya pedig viszonylag alacsony (alig 30% feletti).

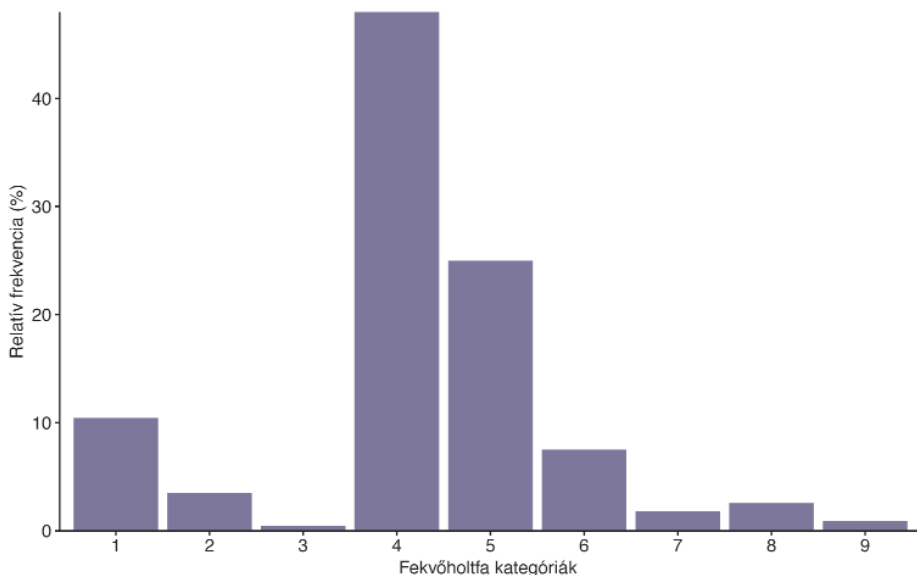
Az álló holtfa és facsonk kérdés megítéléséhez a fentiek mellett érdemes megnéznünk a térbeli eloszlást is, vagyis célszerű azt megvizsgálni, hogy hol vannak álló holtfában kifejezetten gazdag, illetve szegény területek. Az alapadatok térbeli változatosságának egyfajta kisimításaként ezt úgy készítettük el, hogy több területnagyságot reprezentáló virtuális hálókkal lefedtük a területet, s minden 1, 2, 4 és 9 hektáros négyzethez hozzárendeltük az adott négyzetbe eső mintavételi pontokon megfigyelt álló holtfák átlagos számát (a IV.55. térképen 9 hektáros négyzetek láthatóak), vagy az adott (esetünkben 20 cm-es) vastagságot meghaladó álló holtfát tartalmazó mintavételi területek arányát (a IV.56. térképen



**IV.56. térkép:** A 20 centiméter vastagságot meghaladó álló holtfát tartalmazó mintaterületek gyakorisága az Aggteleki-karszton. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületek alapján számolt százalékos gyakoriságot jelentik.

szintén 9 hektáros négyzetek vannak). Az így kapott térképek alapján elmondható, hogy az álló holtfák (valamennyi átmérőosztály adatával számított) átlagos száma elsősorban a karsztvidék erdőgazdálkodással régebb óta nem érintett, fokozottan védett vagy véderdő jellegű területein (pl. Haragistya, Nagy-oldal, Ménes-völgy, Alsó-hegy) mutat foltokban kiugró (4 feletti) értékeket. A 20 cm átmérő feletti álló holtfák gyakoriságát mutató térkép ugyanakkor határozottan egy másik mintázatot rajzol ki. Az erdőgazdálkodással érintett déli részeken (a Ménes-völgytől délre) ugyanis alig van 20 cm feletti álló holtfa, ellenben a Kecsvölgy – Szelce-völgy – Ménes-völgy vonaltól északra látványosan megugrik a magas (0,75 feletti) értékek száma. Vagyis annak ellenére, hogy a 20 cm feletti álló holtfa előfordulása csak a terület északi részén gyakori, más átmérőosztályokkal együtt számítva kiugró számú álló holtfa (foltokban) szinte a teljes területen megjelenik!

Az álló holtfa korhadtsági fok szerinti megoszlását a protokoll sajátosságai miatt a 21–50 cm-es és az 50 cm átmérő feletti átmérőosztályokra tudjuk megadni. Az elemzések alapján azt mondhatjuk, hogy mindkét átmérőosztályban a pontok közel fele (49–56%) friss besorolású (jelentősebb kéregborítással, még fennlevő koronarészekkel, ágakkal rendelkező). A vegyes minőségű pontok aránya 11% alatt van. Ez utóbbi adat értelmezéséhez hangsúlyozzuk, hogy csak



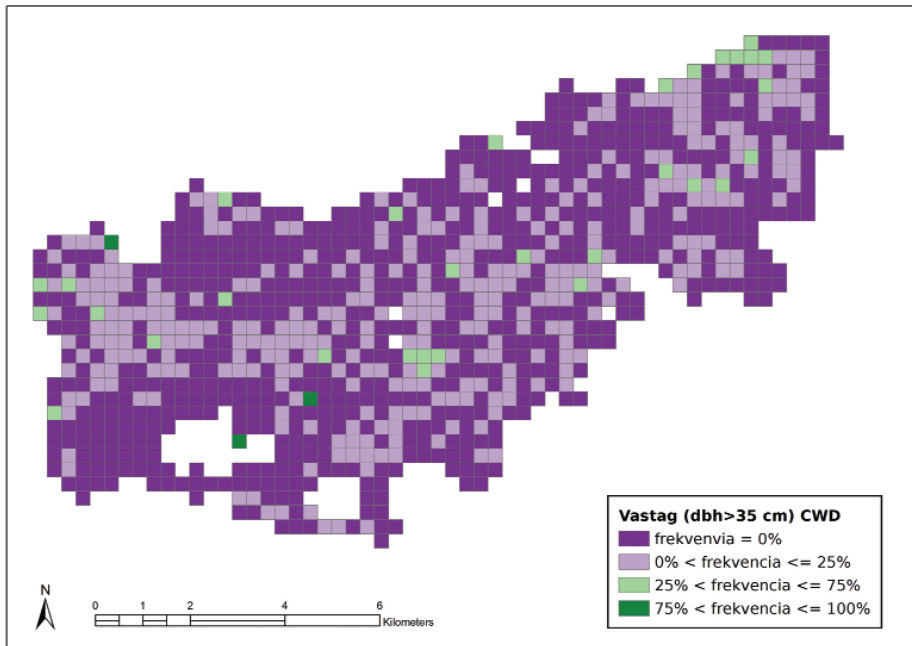
**IV.59. ábra:** A fekvő holtfa vastagságát és mennyiségét együttesen leíró kategóriák (1–9) gyakoriságeloszlása az Aggteleki-karszt erdeiben



mintapontonként minimum 2 db, azonos átmérőosztályba tartozó törzs jelenléte esetén adható ez a minősítés. A korhadt (kéreglevált, ágak nélküli, xilofil élőlénycsoportoknak azonnal megtelepedési lehetőséget biztosító) törzseket hordozó pontok aránya a két átmérőosztálynál 38–43% között alakult.

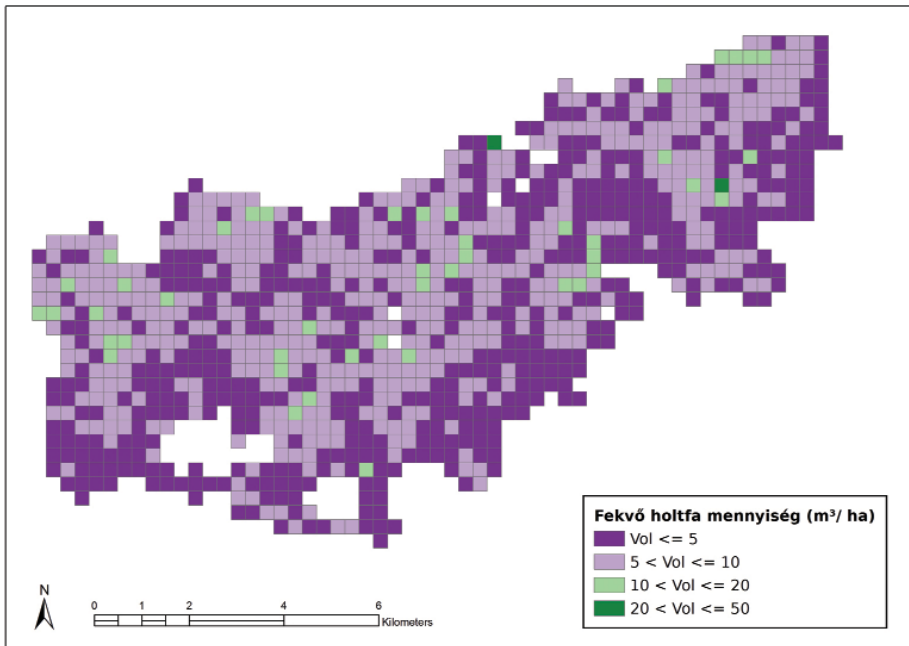
Az Aggteleki-karszt erdeiben a felmért mintapontok mintegy négyötödén (80,44%) felmérőink a 8–35 cm átmérőjű vastag holtfát is tartalmazó CWD4–CWD6 kategóriák egyikével jellemezték a fekvő holtfa mennyiségét. Kimagasló arányt (47,98%) a protokoll szerint a 3 m<sup>3</sup>/ha holtfa-mennyiséget lefedő CWD4 kategória ért el (IV.59. ábra). A 35 cm átmérő feletti kifejezetten vastag fekvő faanyagot tartalmazó (CWD7–CWD9 kategóriák) pontok aránya csekély (5,21%), viszont meglehetősen alacsony a vastag holtfa nélküli pontok (FWD1–FWD3) aránya is (14,35%). Összefoglalva elmondható, hogy az Aggteleki-karszt erdeinek csak csekély részében található jelentősebb mennyiségű (10–50 m<sup>3</sup>/ha), igen vastag, méretes törzsdarabokat is tartalmazó holt faanyag. Az állományok zömében csupán 8–35 cm-es átmérő-tartományba eső, változó mennyiségű, de jellemzően 5 m<sup>3</sup>/ha mennyiség alatti fekvő holtfa jegyezhető fel. A bemutatott statisztika a karsztvidék belső területének nagy, közel 10 000 hektáros tömbje alapján készült, így tájegységi jellemzésre referenciaként mindenképpen elfogadható. Ez alapján kijelenthető, hogy az Aggteleki-karszt erdei – a jelentős kiterjedésű régóta nem kezelt erdők jelenlétére alapozott előzetes várakozásokkal szemben – fekvő holtfában mind méret, mind mennyiség tekintetében nem kirívóan gazdagok. A nagyobb mennyiségű, méretesebb holtfát is tartalmazó pontok ebben a tájegységben részben a nyári viharok során kialakult, kisebb kiterjedésű dőlések területére, részben a nehezen megközelíthető, gazdálkodással régebb óta nem érintett erdőtömbökre koncentrálódnak. Az adatok értelmezéséhez fontos megjegyeznünk, hogy az alkalmazott skála sajátosságaiból adódóan becsléseink a fekvő holtfa mennyiségét esetenként alábecsülhetik, hiszen a 6-os és 9-es kategória felülről nyitott. Abban a nem túl gyakori esetben, amikor kifejezetten nagy mennyiségű, de 35 cm átmérőt meg nem haladó fekvő holtfa fordul elő egy területen, felmérőinknek a tényleges mennyiségtől függetlenül 6-os értéket kellett rögzíteni. Hasonló érvényes a 9-es kategóriára is.

A fekvő holtfa mennyiségének és a legvastagabb fekvő holtfa előfordulásának térbeli mintázata a karsztvidék esetében valamelyest eltér egymástól. A gyenge termőhelyek és a korosztályviszonyok sajátosságai miatt a 35 cm átmérő feletti, kifejezetten vastag fekvő faanyagot tartalmazó CWD7–CWD9 kategóriák csak rendkívül elszórtan, főként a magasabb karsztfennsíkokon jelennek meg (IV.57. térkép). A legkedvezőbb méretbeli mutatókkal (CWD7–CWD9) rendelkező területek a Haragistya és az Alsó-hegy fennsíkjára – az e



**IV.57. térkép:** A 35 cm-nél vastagabb fekvő holtfát tartalmazó mintaterületek gyakorisága az Aggteleki- karszt erdeiben. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületek alapján számolt százalékos gyakoriságot jelentik.

területeken kijelölt erdőrezervátumokba – és néhány Bódvaszilas környéki völgybe esnek. A 10–20 m<sup>3</sup>/ha holtfát adó CWD6 kategória előfordulásai új mennyiségi súlypontokat is hoznak a táji szintű mintázatba (IV.58. ábra), a Ménes-völgy több pontján, illetve a Szelce-völgy déli-délkeleti oldalában. A vastag (8 cm feletti) holtfa nélküli pontok itt a tájegység peremterületein, a Jósva- és Bódva-völgyben, illetve az ott elhelyezkedő településekhez közeli térségekben helyezkednek el. S bár az FWD1–FWD3 kategóriákkal leírt pontok sávjai a karsztvidék déli részének holtfában nyilvánvalóan szegényebb karsztbokorerdeit és molyhos tölgyes erdeit is kirajzolják, a karsztvidék erdeinek nagy részére jellemző (csak 8–35 cm közötti fekvő holtfa jelenlétét definiáló) CWD4–CWD6 kategóriák mellett a „több és vastagabb”, valamint a „kevesebb és vékonyabb” eltérések térbeli mintázatát valamelyest itt is befolyásolja a településektől való távolság.

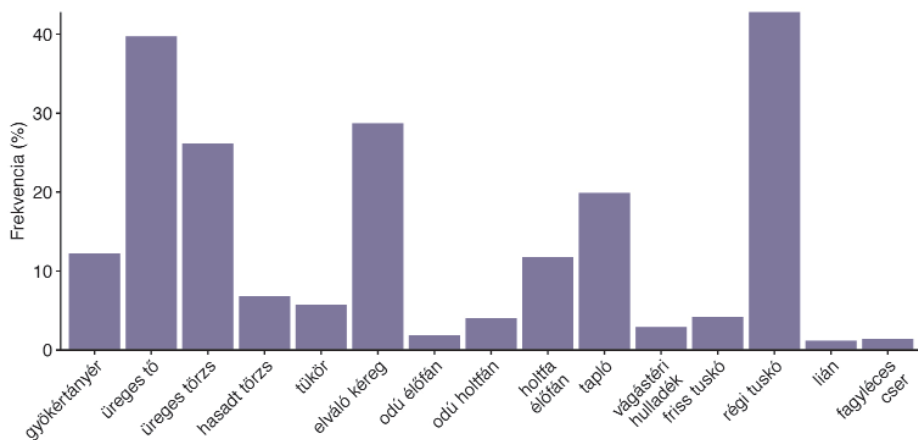


**IV.58. térkép:** A fekvő holtfa mintaterületenkénti átlagos mennyisége ( $\text{m}^3/\text{ha}$ ) az Aggteleki-karszt erdeiben 9 hektáros egységekre számolva

A fekvő vastag holtfa korhadtsági fok szerinti megoszlását a 35 cm alatti és feletti frakciókra külön mutatjuk be. A csak 8–35 cm átmérő közötti fekvő holtfát tartalmazó pontok közel háromnegyedén (73%) találunk korhadt (erősen kéreghiányos, vékonyabb ágak nélküli, felpuhult, illetve szétporladó-széthulló) faanyagot, míg a friss minősítésű pontok aránya csak 5% körüli. A pontok 22%-án vegyes korhadtsági állapotot rögzítettünk (IV.94. ábra, lsd: 408. oldal). Ettől valamelyest eltérően alakul a 35 cm átmérő feletti fekvő holtfa frakció minősítése (IV.96. ábra, lsd: 410. oldal), hiszen ebben az esetben kb. 48% minősült korhadtnak, a friss minősítésű pontok aránya 43% feletti, a vegyes minősítésű pontok aránya pedig csak 8% körüli. A két átmérő-kategória korhadtsági jellemzői közötti különbségek elsősorban a fentebb már említett nyári viharokra vezethetők vissza, kisebb foltokat érintő dőlésekkel magyarázhatók. Hiszen az egy-két éve talajra került törzsek jórészt 35 cm átmérő felettiak voltak, s a felvételekben a friss korhadtsági kategória arányát növelték.

## IV.3.3.5 A faállományhoz kötődő mikrohabitatok értékelése

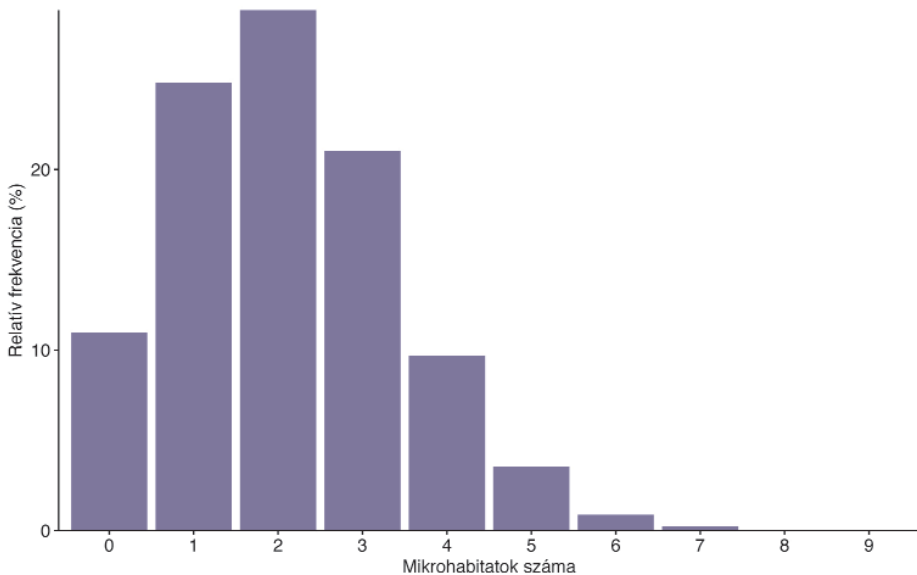
A protokoll szerint felveendő 15 féle mikrohabitat az Aggteleki-karszt erdeiben igen eltérő gyakorisággal jelenik meg (IV.60. ábra). Ennek eredményeképp, hogy az elmúlt évtizedekben az erdőgazdálkodási (fakitermelési) tevékenység intenzitása igen mérsékelt volt, a már korhadásnak indult, vagy már teljesen szétkorhadt régi tuskó gyakorisága (42,80%) szokatlanul alacsony. Régi tuskó nélküli nagyobb területek fordulnak elő a fél évszázada még legelőként hasznosított fennsíki részeken, a karsztbokorerdők kiterjedt foltjaiban, valamint a 20. század közepén kitelepített Derenk település környékén. A sarj eredetű állományok nagyon magas aránya miatt ugyanakkor a régi tuskó mellé kiugróan magas értékkel (39,71%) felsorakozik az üreges tő, amely a sarjcsokros, gyenge termőhelyeken álló erdőkben ténylegesen az egyik legmeghatározóbb mikrohabitat. Emellett – főleg a fakitermelési munkákkal régebb óta nem érintett erdők magas tájegységi aránya miatt – komolyabb szerephez jut az elváló kéreg (28,71%) és az üreges törzs (26,17%), utóbbinál részben tényleges üregekkel, részben palást menti sérülések jelenlétével. A viszonylag gyakrabban megjelenő további mikrohabitatok közül a taplót emelhetjük még ki (19,89%), mely mikrohabitat gyakorisága szintén az állományok – termőhelyi okokra visszavezethető – kisebb intenzitású használatával függhet össze. A 15%-os gyakoriság alatt maradó



**IV.60. ábra:** A faállományhoz kötődő mikrohabitatok előfordulásának gyakorisága az Aggteleki-karszt erdeiben

mikrohabitatok száma jelentős, közülük külön utalhatunk a gyökértányérra (12,18%), amelynek alacsony gyakoriság-adatát a jelentősebb természetes bolygatások (széldöntések, jégtörések) elmaradása, illetve egészen csekély mértéke magyarázza. A friss tuskó (4,18%) és a vágástéri hulladék (2,88%) szerényebb arányú (elsősorban a Szelce-pusztai környéki alacsony fennsíkra koncentrálódó) megjelenése a fakitermelések – már említett – alacsonyabb volumenével, illetve a véghasználatok fakitermeléseken belüli csekély arányával függenek össze (a vizsgált területen alig vannak vágástér-területek). A tájegység mikrohabitat-ellátottsága összességében aránylag kedvezőnek mondható, bár a másodlagos odúlakók szempontjából kiemelt fontosságú, élőfán és holtfán elhelyezkedő faodvak gyakorisága (1,85%, illetve 4,05%) nagyon alacsony – még akkor is, ha a megtalálás nehézségei miatt feltételezhetjük, hogy a felmértnél esetleg több odú van a területen.

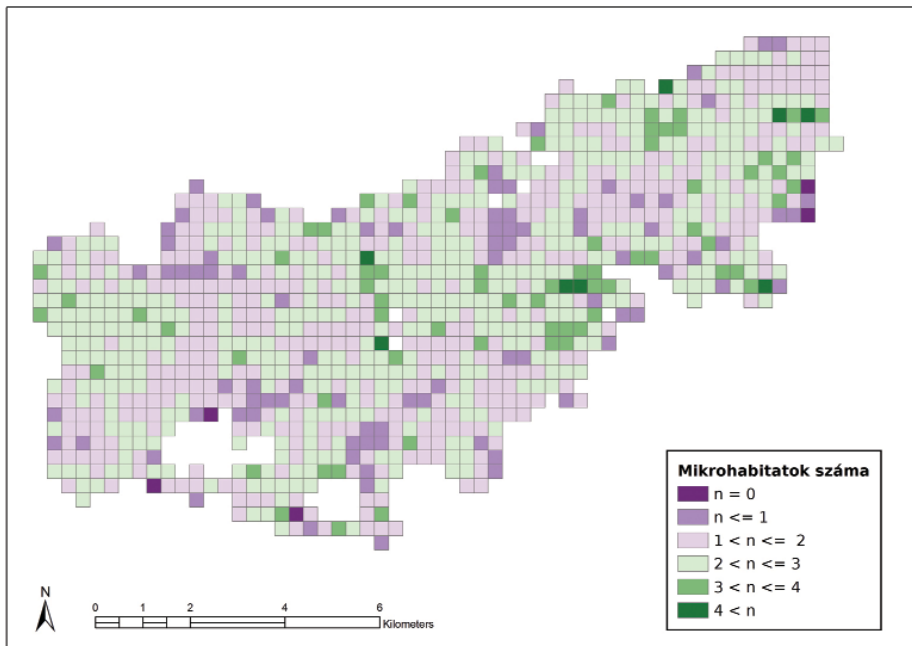
A faállományhoz kötődő mikrohabitatok össz-darabszámának gyakoriságeloszlását (IV.61. ábra) elemezve elmondható, hogy az Aggteleki-karszt felvételezett területén a 2 mikrohabitatot tartalmazó pontok a leggyakoribbak (28,82%). A mikrohabitat nélküli pontok aránya 10,96%, amit magyarázhat, hogy egyes mikrohabitat-típusok jelenlétének esélyei ebben a tájban meglehe-



**IV.61. ábra:** A faállományhoz kötődő mikrohabitatok számának gyakoriságeloszlása az Aggteleki-karszt erdeiben

tősen korlátozottak, mivel a fakitermelési munkákkal összefüggésben megjelenő egyes mikrohabitatok (pl. vágástéri hulladék, friss tuskó, régi tuskó) a gazdálkodás mérsékeltebb intenzitása miatt eleve ritkán/ritkábban fordulnak elő. A 4 vagy annál több mikrohabitatot felmutató mintapontok együttesen 14,37%-os arányt tesznek ki.

Ha a gyakoriságeloszlások mellett a faállományhoz kötődő mikrohabitatok össz-darabszámának térbeli mintázatát is megvizsgáljuk, azt láthatjuk (IV.59. térkép), hogy a kifejezetten sok (4 vagy annál több) mikrohabitatot hordozó mintapontok a karsztvidéken meglehetősen szétszórtnan helyezkednek el. A mikrohabitat-szám magasabb értékeinek sűrűsödése az alacsonyabb és magasabb karsztfennsíkok különböző részeire (Haragistya, Szelce-pusztá és Szögliget közötti fennsík, Dusa-fennsík), valamint egyes völgyekbe (Ménés-völgy felső vége, Kútfej-völgy környéke, Bódvaszilás környéke) esik. A felsorolt helyszínek elsődlegesen az erdőgazdálkodással (termőhelyi okokból, vagy speciális természetvédelmi indok miatt) régebb óta nem érintett erdővel fednek át, de érdekes módon az Alsó-hegy Erdőrezervátum területe nem mutat kimagasló értékeket. Végezetül: a korábbi (egyébként csekély mértékű) természetes bolygatásoknak eb-

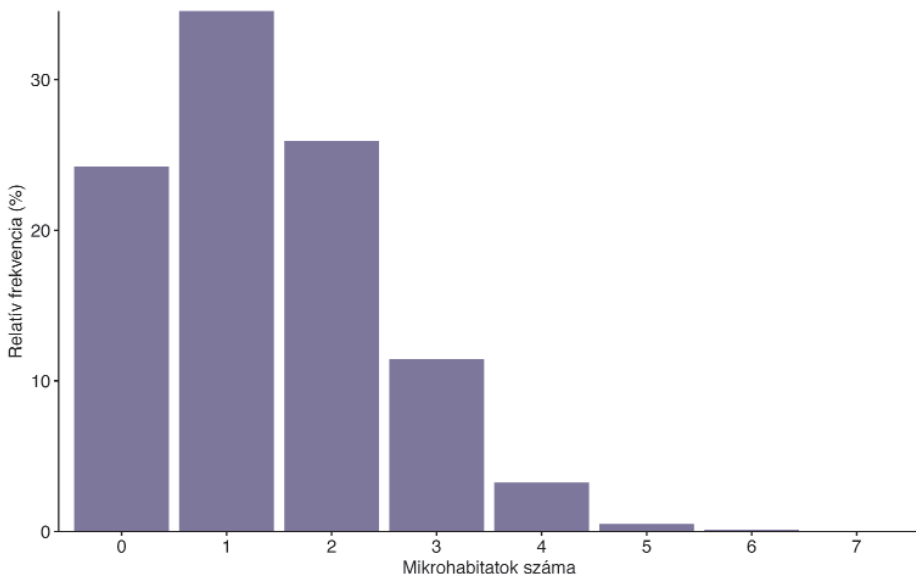


IV.59. térkép: A faállományhoz kötődő mikrohabitatok számának térbeli mintázata az Aggteleki-karszt területén

ben a tájegységben sem volt meghatározó szerepe a magasabb értékek alakításában.

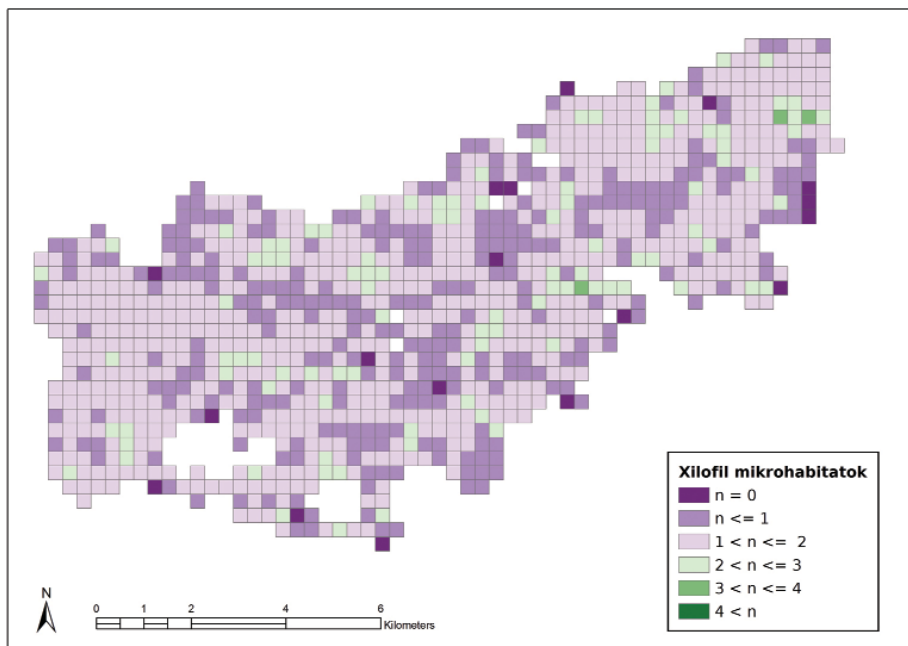
Ha csak a xilofil (holtfához kötődő) élőlénycsoportok szempontjából kiemelkedő fontosságú mikrohabitatokat (továbbiakban xilofil mikrohabitat) tekintjük (IV.62. ábra), a fentiektől eltérő gyakoriságeloszlást kapunk. Xilofil mikrohabitat (gyökértányér, üreges tő, hasadt törzs, tükör, elváló kéreg, odú élőfán, odú holtfán, üreges törzs, holtfa élőfán) nélküli a felvett mintapontok 24,22%-a. A mintapontok legnagyobb hányadában (34,55%) 1 xilofil mikrohabitatot rögzítettünk, a 4 vagy annál több mikrohabitatot tartalmazó mintapontok pedig együttesen 3,86%-os arányt tesznek ki. Ez utóbbi adat a xilofil mikrohabitatokban kifejezetten gazdag pontok/helyszínek ritkaságára utal.

A xilofil mikrohabitatokban kifejezetten gazdag (4<) pontok mintázata (az alacsony esetszám ellenére) valamelyest mutatja azt a teljes területet lefedő, szórványos megjelenést, ami az összes mikrohabitatra vonatkozó szám kapcsán már előkerült. Emellett ha az idevágó térkép (IV.60. térkép) alapján a 3 xilofil mikrohabitatot leírt pontok mintázatát áttekintjük, a felsoroltakhoz képest újabb, erdőgazdálkodással (főként termőhelyi okokból) régóta nem érintett, álló holtfában kifejezetten gazdag területek (pl. Mezna-tető, Fertős-tető, Nagy-oldal, Hosszú-tető, Alsó-hegy) kerülnek reflektorfénybe.



**IV.62. ábra:** A faállományhoz kötődő xilofil mikrohabitatok számának gyakoriság-eloszlása az Aggteleki-karszt erdeiben





**IV.60. térkép:** A xilofil mikrohabitatok számának térbeli mintázata az Aggteleki-karszt területén

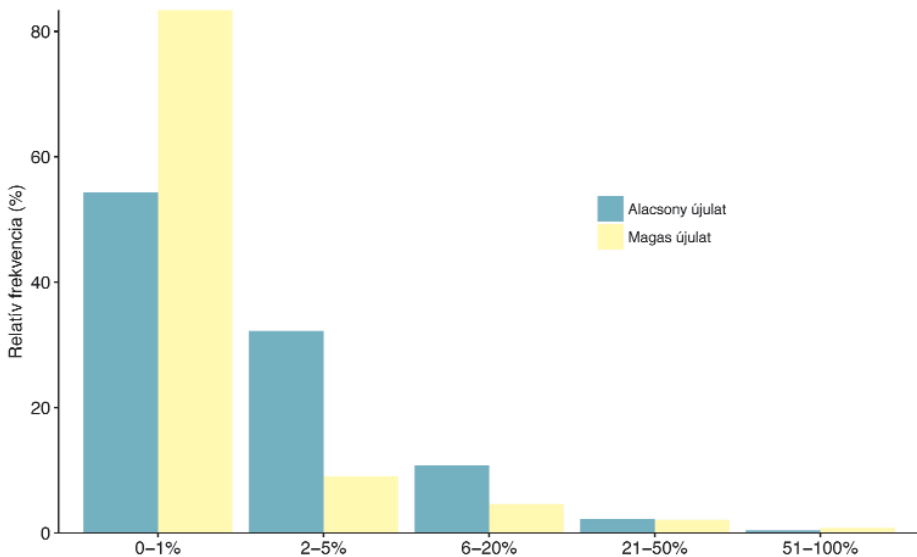
#### IV.3.3.6. Az újulat és a vadhatás értékelése

Az Aggteleki-karszt területén felkeresett 11 055 mintapontból összesen 11 030 ponton történt újulat-felvétel. A fennmaradó – mindössze – 25 helyszínen olyan 70%-nál nagyobb záródású, *fiatalos* főkategóriába sorolt állomány fordul elő, ahol a protokoll értelmében szubplot-felvételt, s így ezen belül újulat-felvételt nem kellett végezni.

Az újulat-adatokkal rendelkező 11 030 mintaponton az alacsony és a magas újulat borításának vizsgálatához kiszámítottuk a borítási kategóriák gyakoriságeloszlását (IV.63. ábra). Az elemzésből kitűnik, hogy a borítási értékek növekedésével a gyakoriságértékek mind az alacsony (0–0,5 m), mind a magas (0,5–2,5 m) újulatnál erős csökkenést mutatnak. Az alacsony újulat esetében a pontok 54,33%-án, a magas újulat esetében pedig a pontok 83,38%-án (!) csak 0–1%-os borításértékek adódnak. Ezek az értékek rendkívül gondolatba- (és kétségbe) ejtőek, hiszen azt mutatják, hogy a karsztvidék erdeiben – annak

ellenére, hogy meglehetősen sok a fényben gazdag, nem teljesen zárt középkorú és idős állomány, s az erdők jelentős hányada évtizedek óta háborítatlan – a rendkívül durva mértékű vadhatás (taposás, rágás, túrás) miatt szinte egyáltalán nincs jelentősebb mennyiségű újulat! Jelentősebb mennyiségű (5% borítás feletti) alacsony újulatot a mintaterületek 13,44%-án, magas újulatot pedig csak a pontok 7,54%-án találtunk! A karsztvidéken a magas újulat esetében az 5% feletti borítási kategóriák gyakorisága szinte mindenhol elmarad az alacsony újulat adataitól. Az egyetlen kivétel az 50–100%-os borításkategória, ahol a magas újulat gyakoriságértéke minimális különbséggel nagyobb. Az eredményt befolyásoló pontok mintázatában viszont semmilyen különösebb törvényszerűség nem mutatkozik, így e tekintetben a jelenséghez egyértelmű magyarázatot nem tudunk csatolni.

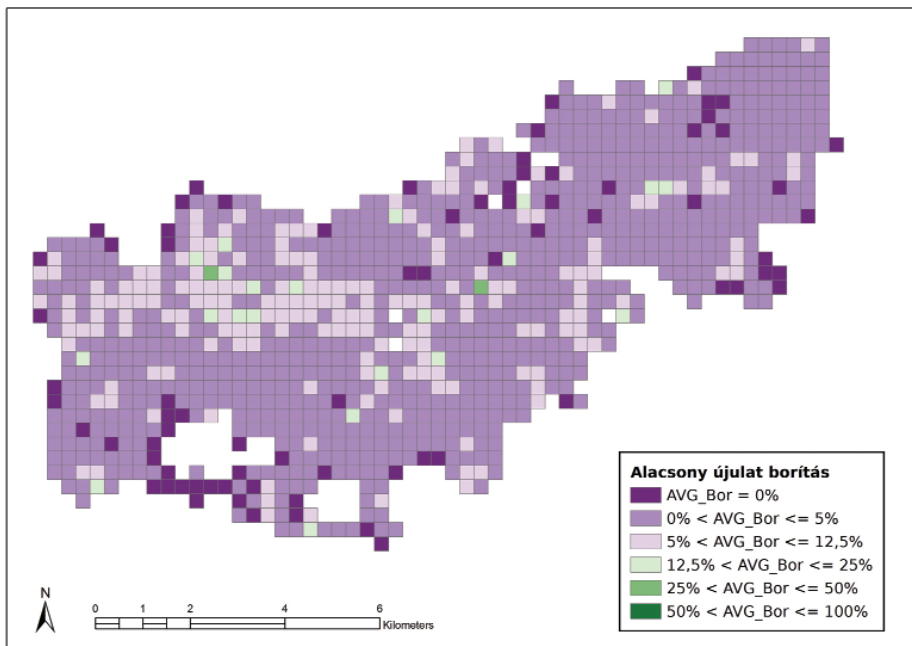
A borítási kategóriák gyakoriság-adatai mellett a borításviszonyok térbeliségét is bemutatjuk. Az alapadatok térbeli változatosságának egyfajta kisimításaként a térképünk itt is úgy készült, hogy több területnagyságot reprezentáló virtuális hálókkel lefedtük a teljes területet, s minden 1, 2, 4 és 9 hektáros négyzethez hozzárendeltük az adott négyzetben felvett borításértékek átlagait (a IV.61-62. térképeken 9 hektáros négyzetek láthatóak). Az alacsony újulat borítási



**IV.63. ábra:** Az alacsony és magas újulat borítás-kategóriáinak gyakoriságeloszlása az Aggteleki-karszt erdeiben

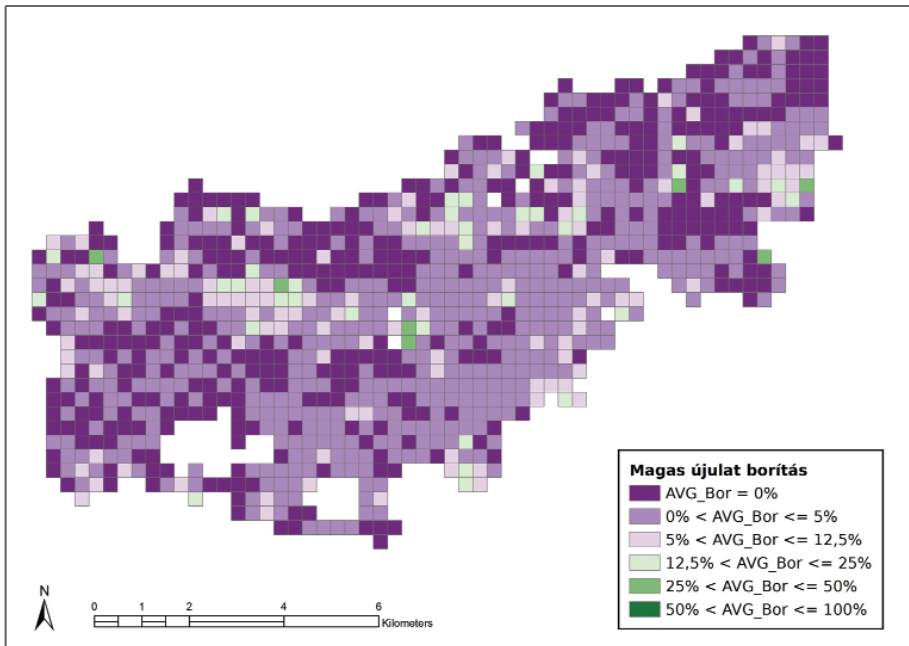
kategóriáinak térbeli mintázata kapcsán elmondhatjuk, hogy a hegység nagy részére jellemző nagyon alacsony értékek „tengerében” az átlagosan 5% feletti borítással bíró területek csak a karsztfennsíkok kisebb foltjaiban (Haragistya, Luzsok, Fertős-tető, Szelce-puszta, Derenk és Kútfej környéke), részben a mozaikos erdőterületekkel, részben a folyamatban levő erdőfelújítások mintázatával összefüggésben jelennek meg. Magas újulat esetében ehhez nagyon hasonló mintázatot kapunk: a karsztvidék belső területein nagyon sok a magas újulat nélküli terület, s az átlagosan 5% alatti borításértékekkel rendelkező 9 hektáros blokkok is kiteszik legalább a terület felét. A tájegységben – a drasztikus vadhatással elég egyértelműen párhuzamba állíthatóan – a magas újulat szinte teljes hiánya mutatható ki, értékelhető magas újulat borítással leginkább csak a Jósva-völgy felőli (település közeli) letörések, egyes lazább záródású bükkös állományok és a bekerített felújítási területek rendelkeznek.

Ha valamelyik frakció borítása meghaladta az 5%-ot, az alacsony és/vagy magas újulat leírásánál domináns, vagyis az újulat összborításából legalább 20% relatív részesedéssel rendelkező fajok felvételére is sor került. Eszerint domináns



**IV.61. térkép:** Az alacsony újulat átlagos borításának térbeli megoszlása az Aggteleki-karszton. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos borítást jelentik.

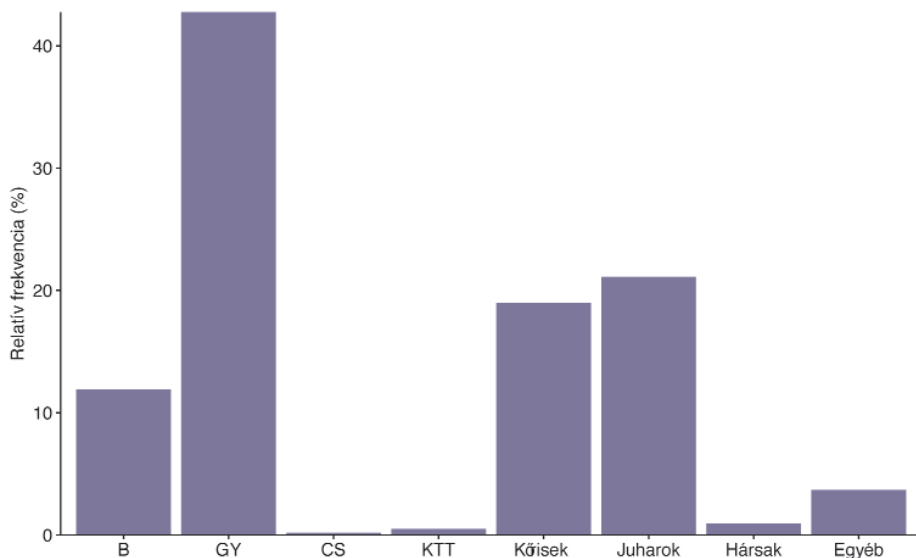
újulatfajt összesen 2 795 lokalitással rögzítettünk, az érintett mintapontok száma viszont csak 2 018 – a különbség magyarázata, hogy egy-egy mintaterületen több domináns újulatfaj felvételére is lehetőség volt. A fafajonként vett, összes lokalitáshoz (2 795) viszonyított gyakorisági értékek alapján azt tapasztaltuk (IV.64. ábra), hogy a karsztvidéken a leggyakoribb domináns faj – kiugró értékkel – a gyertyán (42,75%), majd sorrendben a juharok (elsősorban a mezei juhar, kisebb részben hegyi és korai juhar; együtt 21,11%), a kőrisek (kizárólag magas kőris; 18,96%) és a bükk (11,88%) következnek. További fajok az összkép alakításában már alig vesznek részt, a nem említett fajok és fajcsoportok már mind 5% alatti gyakoriságot adnak. Az adatsorok határozottan kiemelik a karsztvidék domináns erdőtársulásának (gyertyános-tölgyes) fő elegefaját, a gyertyánt, másrészt hangsúlyozzák a főként völgyekben meghúzódó további üde erdők (bükösök) és a sziklaerdők-törmeléklejtő-erdők meghatározó újulatfajait (bükk, hegyi juhar, magas kőris). A kocsánytalan tölgy domináns jelenlétének gyakorisága – bár a tájegység egyik fontos állományalkotó fafajáról van szó – kifejezetten alacsony, szinte nulla, s ez a rágáskárok mellett vélhetően a túlszaporodott



**IV.62. térkép:** A magas újulat átlagos borításának térbeli megoszlása az Aggteleki-karszton. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületeken regisztrált átlagos borítást jelentik.

vaddisznóállomány makkfelszedő hatásával is összefüggésben áll (kocsánytalan tölgy újulat domináns jelenlétével a fényben gazdagabb állományokban sem találkozhatunk). A cser gyakorisága szintén a nullához közelít, a fafaj nagyon alacsony tájegységi aránya miatt azonban ezt az adatot külön nem értékeljük.

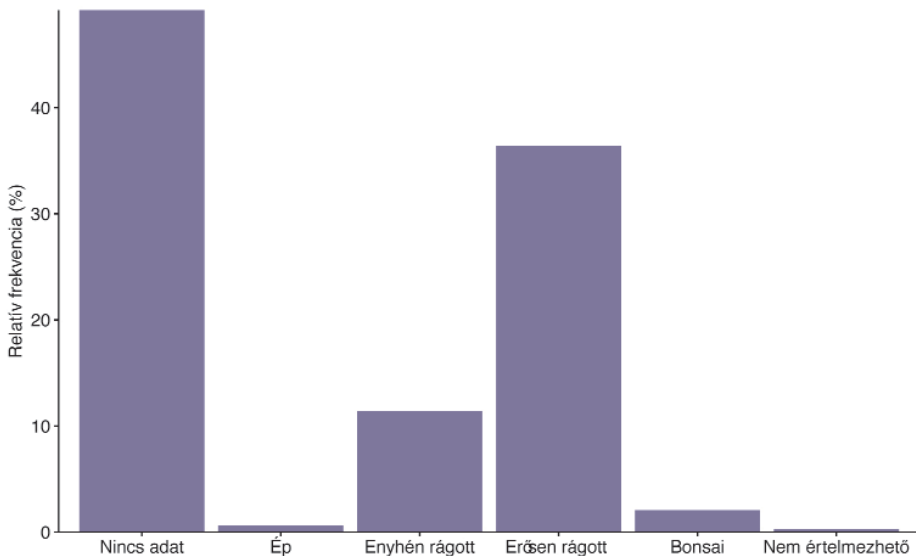
Az újulat-adatokkal rendelkező 11 030 mintapontból összesen 5 426 olyan helyszín (49,19%) adódott, ahol az alacsony és a magas újulat borítása is 0–1%-nak bizonyult, így a rágottság mértékének megállapítására és felvételére a protokoll értelmében nem került sor. A fennmaradó 5 604 mintaterületről viszont rendelkezünk rágottsági adatokkal, s ezekre alapozva az eddigiekhez képest más szemszögből is körvonalazható a karsztvidéken az újulatra nehezedő vadhatás mértéke. A rágottsági kategóriák gyakoriságelemzése (IV.65. ábra) mindjárt rá is mutat a legmarkánsabb eredményre, hiszen jól látható, hogy a tájegységben leggyakrabban (36,37%) „erősen rágott” minősítéssel vettünk fel újulatot. Az „ép” minősítésű pontok aránya egészen elenyésző, szinte nulla (0,63%), s igen szerény az „enyhén rágott” minősítésű pontok aránya (11,42%) is. A „nem értelmezhető” kategória 0,32%-os értéke a csíracsemetékkel leírt, vagy a felvételezés előtt erdősítés-ápolással érintett pontok arányára utal. A számításokat másféleképpen is elvégezve megállapítható, hogy az „erősen rágott” és „bonsai, csutak”



**IV.64. ábra:** Újulatfajok gyakoriságmegoszlása a domináns újulattal rendelkező karsztvidéki mintaterületeken

kategóriák összes rágottsági adattal rendelkező ponton belüli tájegységi aránya együttesen 75,65%! Ez nagyon magas számarány, s az eddigiekben elmondottakkal együtt arra utal, hogy a karsztvidéken egészen drasztikus, a tapasztalatok szerint a természetes erdődinamikai folyamatokat, illetve a – vadvédelmi kerítés nélküli – természetes erdőfelújítást egyaránt ellehetetlenítő vadhatás (elsősorban gímszarvas rágáskár, illetve kisebb részben vaddisznó makkfelszedési kár) érvényesül.

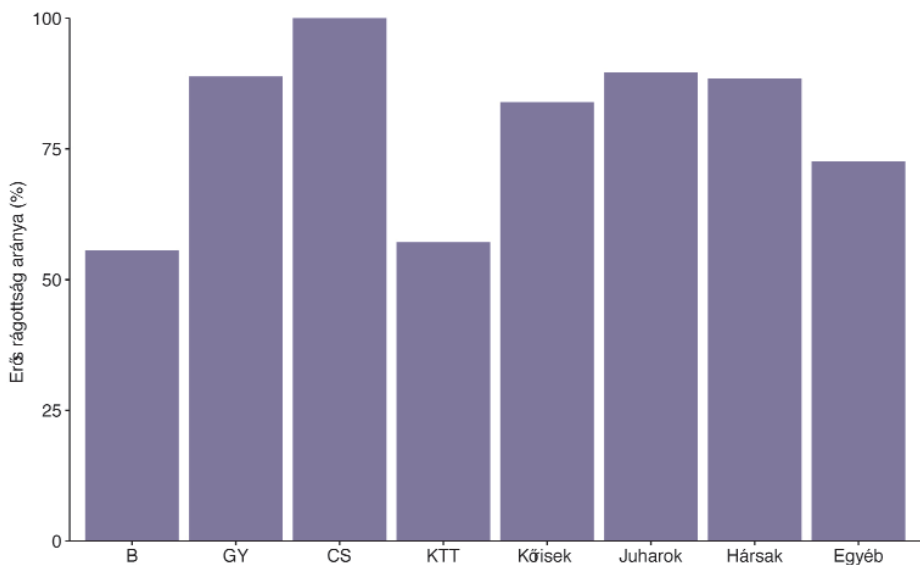
A rágottság-elemzés további kibővítéséhez lehetőségünk van megnézni, hogy az „erősen rágott” kategória aránya hogyan alakul az egyes fafajok domináns újulatában (IV.66. ábra). Szembeötlő eredményként itt azt kaptuk, hogy a bükk és a kocsánytalan tölgy domináns újulata esetében a legalacsonyabb az „erősen rágott” minősítés aránya (55,58%, illetve 57,14%), míg a többi fafajnál ennél jóval magasabb, 80%-ot meghaladó értékek adódtak (a cser 100%-os értéke a fafaj már többször említett esetleges jelenlétéből adódik). Mindebből egyrészt arra következtethetünk, hogy a vadhatás (vadrágás) mértéke a bükk és kocsánytalan tölgy újulat dominanciájával leírható állományokban és helyszíneken (illetve a bükkre, kocsánytalan tölgyre vonatkozóan) jóval alacsonyabb, mint a többi fafaj (gyertyán, magas kőris, juharok, hársak) esetében. Másrészt az



IV.65. ábra: A rágottsági kategóriák gyakoriságeloszlása az Aggteleki-karszt erdeiben

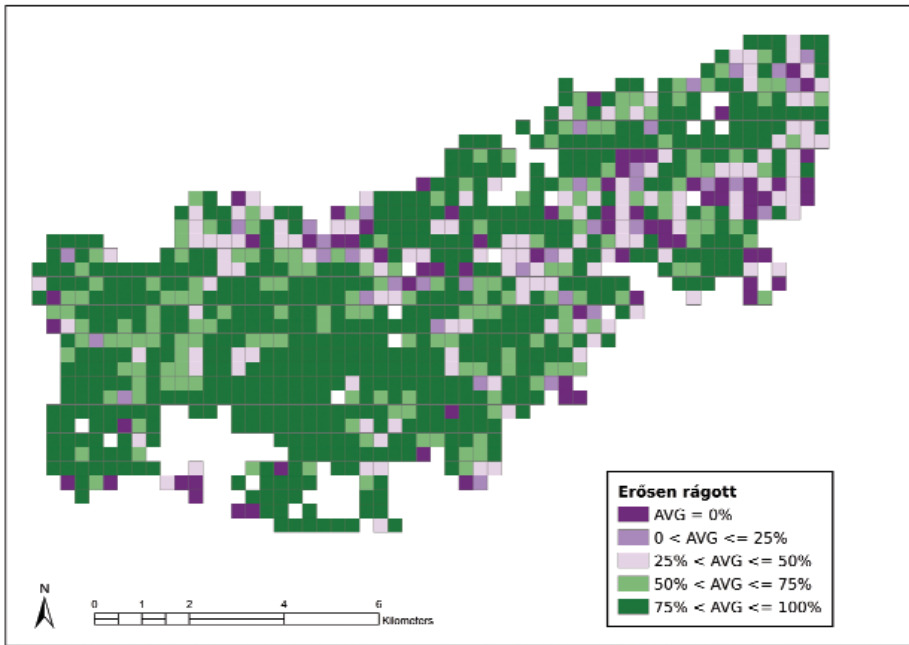
adatokból azt is gyaníthatjuk, hogy a kocsánytalan tölgy újulatban való domináns előfordulása (lásd fentebb) nem, vagy nemcsak a rágáskár miatt mutat alacsony gyakoriságot – a szerény értékek mögött vélhetően a vaddisznóállomány makkfelszedése is ott áll(hat).

A vadhatás-kérdéskör áttekintése során az „erősen rágott” + „bonsai, csutak” minősítésű területek hegységen belüli términtázatának bemutatását is szükségesnek látjuk. A IV.63. térképen az egyes 9 hektáros négyzetekhez hozzárendeltük az adott négyzetre számított relatív gyakoriságértéket, vagyis a 9 hektáron belül mintavételezett azon pontok arányát, ahol az újulat rágottsága „erősen rágott” vagy „bonsai, csutak” minősítést kapott. A kapott mintázatból jól látható, hogy az intenzív rágottság a karsztvidék területének nagy részén magas (50% feletti), vagy kifejezetten magas (75% feletti) gyakorisággal fordul elő. Alacsonyabb (25% alatti) gyakoriságértéket, vagyis kedvezőbb rágottsági helyzetet, elsősorban a Jósua-völgy felé eső (település közeli) peremterületen, Bódvaszilas mellett, továbbá a szögligeti Szalamandra-ház környékén – mindhárom esetben zavartabb, emberi hatásokkal intenzívebben érintett helyszíneken – tapasztaltunk. Ezen kívül a Ménes-völgy több pontján, illetve Szelce-puszta környékén is alacsony az intenzíven rágott pontok részesedése, ami jórészt az itt



**IV.66. ábra:** Az intenzíven rágott minősítés („erősen rágott” + „bonsai, csutak” kategóriák) aránya az egyes fafajok domináns újulatában az Aggteleki-karszton





**IV.63. térkép:** Az intenzíven rágott újulat („erősen rágott” + „bonsai csutak” kategóriák) jelenlétének átlagos gyakorisága az Aggteleki-karszton. Az adatok a 9 hektáron belül felmért 500 m<sup>2</sup>-es mintaterületek alapján számolt százalékos gyakoriságot jelentik.

elhelyezkedő bükkös állományokkal hozható összefüggésbe (fentebb már többször utaltunk rá, domináns jelenlét esetén a bükknél a legalacsonyabb az intenzív rágottság mértéke). Utóbbi helyszíneken a már elmondottak mellett a bükkös állománytípusok jelenléte és azok záródásviszonyai is befolyásolhatják az összképet, hiszen ezekből az erdőkből jórészt teljesen hiányzik a vadrágás szempontjából „frekvenciáltabb” magas újulat.

#### IV.3.3.7. Az adventív fajok előfordulásának értékelése

Az Aggteleki-karszt erdeiben adventív fajokot a faállomány-leíró adatok rögzítése során összesen 1 488 lokalitással rögzítettünk (IV.37. táblázat). A faállományban adventív fajokot tartalmazó pontok száma (a lokalitások közötti átfedéseket elhagyva) összesen 1 173, ami a felvett mintaterületek 10,61%-a. Ugyanez az adatsor csak az újulatban (a plot teljes területén, vagyis a szubploton belül és a plot fennmaradó részén együttesen) felvett adatokra nézve: összesen 606 lokalitásban vettünk fel adventív újulatot, míg az adventív újulattal érintett

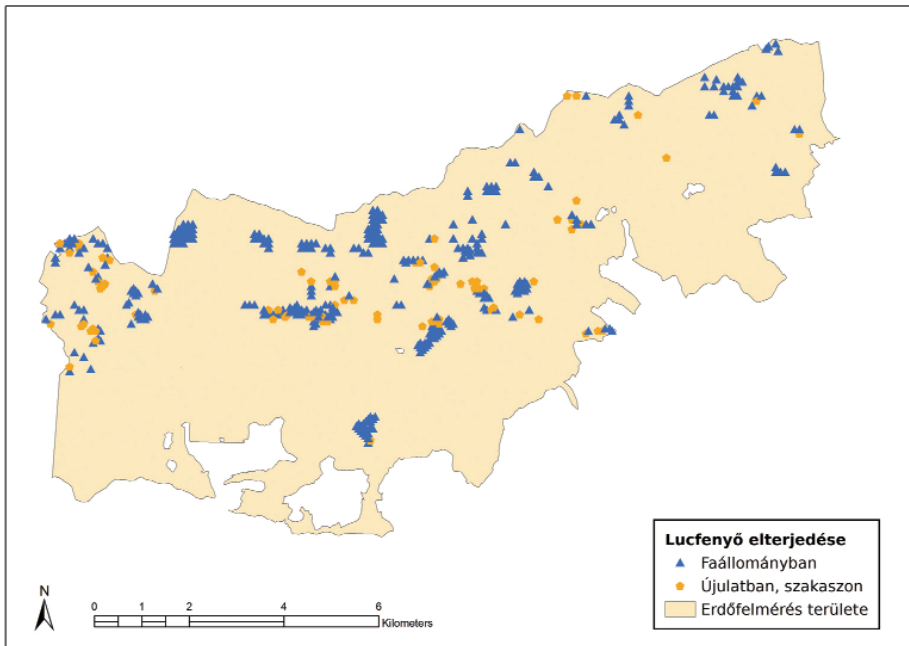
pontok száma 538, ami a felvett mintaterületek 4,87%-a. A faállományra vonatkozóan számított arányszám (10,61%) az Országos Erdőállomány Adattár (OEA) adventív fafajokra vonatkozó adataához (5,70%) képest érzékelhetően magasabb. A különbség részben itt is az OEA és az erdőállapot-felmérés adatgyűjtési módszertanából származik, részben bizonyos, hogy az erdőállapot-felmérés nagy számban rögzített olyan lokalitásokat is, amelyek az adattári adatok között nem szerepelnek.

**IV.37. táblázat:** Az adventív fafajok jelenléti aránya (az Országos Erdőállomány Adattár, illetve az erdőállapot-felmérés faállomány- és újulat-adatai alapján) az Aggteleki-karszt erdeiben (a táblázatban a tájegységben nem őshonos virágos kőris is szerepel)

Adventív fafajok	OEA szerint %	Faállományban		Újulatban (szubplot+plot)	
		db	%	db	%
Jegenyefenyő ( <i>Abies alba</i> )	0,04	11	0,10	1	0,01
Ezüst juhar ( <i>Acer saccharinum</i> )	0,01	1	0,01	0	0,00
Bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	0,00	1	0,01	4	0,04
Virágos kőris ( <i>Fraxinus ornus</i> )	0,11	43	0,39	35	0,31
Amerikai kőris ( <i>Fraxinus pennsylvanica</i> )	0,00	8	0,07	4	0,04
Közönséges dió ( <i>Juglans regia</i> )	0,01	175	1,58	333	3,01
Vörösfenyő ( <i>Larix decidua</i> )	0,19	111	1,00	1	0,01
Lucfenyő ( <i>Picea abies</i> )	2,07	348	3,15	88	0,80
Feketefenyő ( <i>Pinus nigra</i> )	1,29	340	3,08	6	0,05
Erdeifenyő ( <i>Pinus sylvestris</i> )	1,28	275	2,49	13	0,18
Szilva ( <i>Prunus domestica</i> )	0,00	18	0,16	3	0,03
Nemesnyarak ( <i>Populus x euramericana</i> )	0,00	3	0,03	0	0,00
Duglászfenyő ( <i>Pseudotsuga menziesii</i> )	0,13	35	0,32	3	0,03

Vöröstölgy ( <i>Quercus rubra</i> )	0,03	28	0,25	27	0,24
Akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	0,64	134	1,21	121	1,09
Tiszafa ( <i>Taxus baccata</i> )	0,00	0	0,00	2	0,02
Összesen:	5,70	1 531	---	641	---
Adventív fajokkal érintett pontok összesen:		1 173	10,61	538	4,87

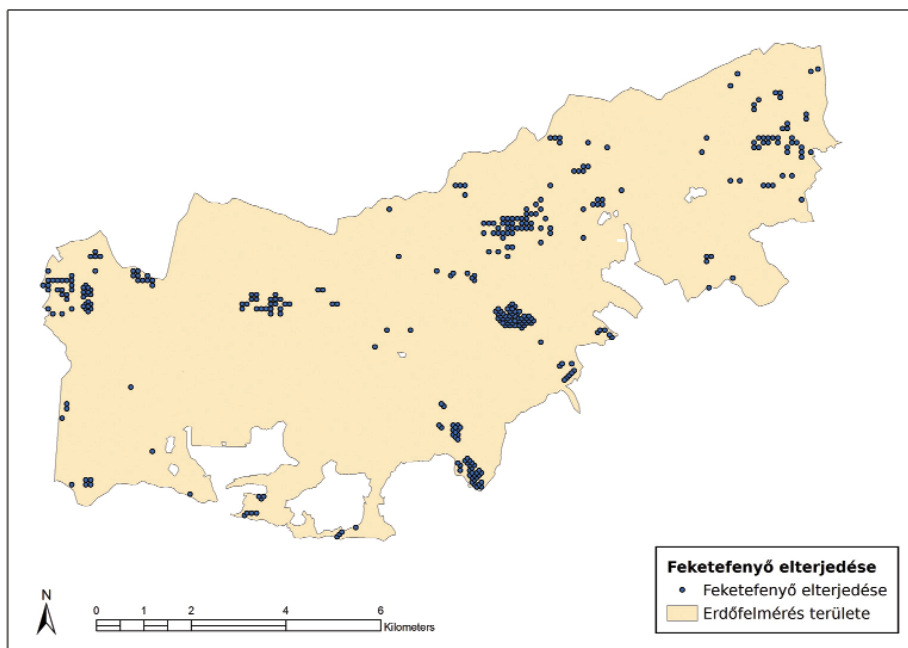
A faállomány-adatok alapján a karsztvidék legnagyobb gyakorisággal felvett adventív faja a lucfenyő (*Picea abies*), mely összesen 348 lokalitásban, a mintapontok 3,15%-án fordult elő (IV.64. térkép). Régóta kultivált, számottevő gazdasági jelentőségű, zömmel 70 év alatti állományokkal és itt-ott néhány idősebb egyeddel jelen levő fajáról van szó, amelynek OEA szerinti területi aránya



IV.64. térkép: A lucfenyő (*Picea abies*) összes (faállományra és újulatra vonatkozó) adata az Aggteleki-karszt területén

(2,07%) a jórészt elegyetlen, tömbökben való ültetés miatt a fenti gyakorisági adattal összevethető. Az állományok a magasabb és alacsonyabb karsztfennsíkok (Haragistya, Százholdas, Szelce-puszta, Alsó-hegy) többrős mélyedéseiben, valamint a Ménes-völgy különböző pontjain elszórtan sorakoznak. A lucfenyvesek mind ültetettek, a fafaj bevitele korábbi mesterséges erdősitések (részben erdőtelepítések) és pótlások révén történt. Az útrézsűkben, minerális talajfelszínen, erdőbe ékelődő gyepeken a természetes (szubszpontán) felújulás nem ritka, de a 88 rögzített (jobbára az ültetett állományokra és azok közvetlen közelébe korlátozódó) eset (0,80%) mégis csak azt sugallja, hogy lucfenyő magoncok nem túl gyakoriak a karsztvidéken. Korábbi felújulásból ismerünk ugyanakkor olyan fiatal facsoportokat, amelyeket a felmérés során már a faállomány részeként írtunk le!

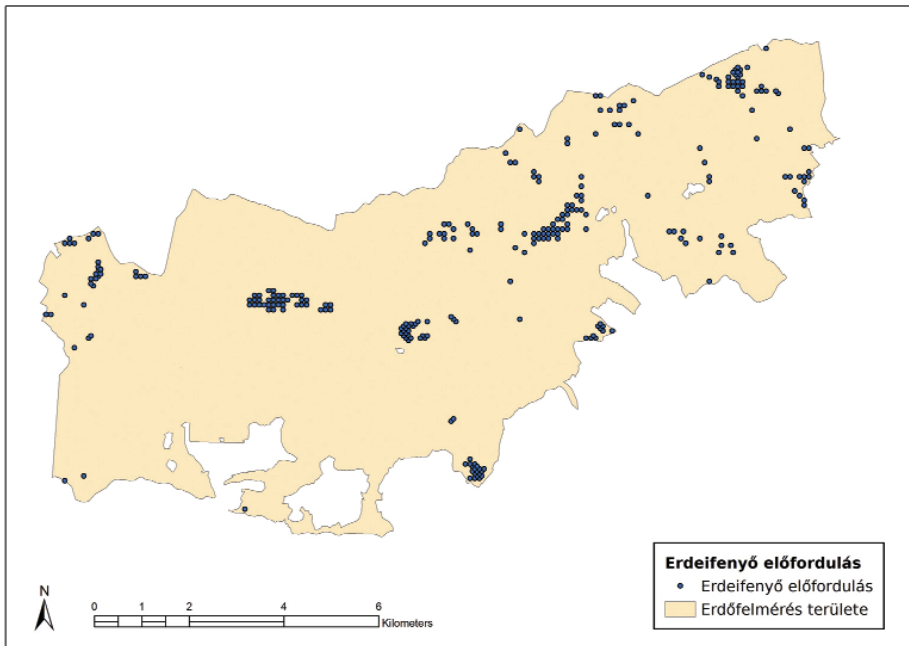
Felmérésünk szerint a hegység faállományaiban a második leggyakrabban előforduló adventív fafaj a feketefenyő (*Pinus nigra*). Összesen 340 helyszínen, a mintapontok 3,08%-án regisztráltuk (IV.65. térkép). OEA szerinti területfoglalása 1,29%-os. Gyengébb termőhelyeken, elsősorban kopárfásítási céllal



IV.65. térkép: Az feketefenyő (*Pinus nigra*) összes (faállományra és újulatra vonatkozó) adata az Aggteleki-karszt területén

régóta – elvéve már a 20. század eleje óta – ültetett fafaj, a vizsgált területen 100 éves kor fölél besorolt állományai, illetve előfordulásai is vannak. Szórványos előfordulásai a karsztvidék szinte teljes területén megtalálhatók, nagyobb számban, állományszerűen pedig a Haragistya fennsíkján, a Százholdasban (itt másodlagos gyepekre telepítve), a Derenktől délre eső köves-sziklás gerinceken, a Háló-völgy keleti végén, a Szinpetri feletti tetőkön, valamint Bódvaszilas felett találunk feketefenyőt. A fafaj magaszórás útján alig terjeszkedik, az újulat-adatok között mindössze 6 esetben találunk feketefenyőt.

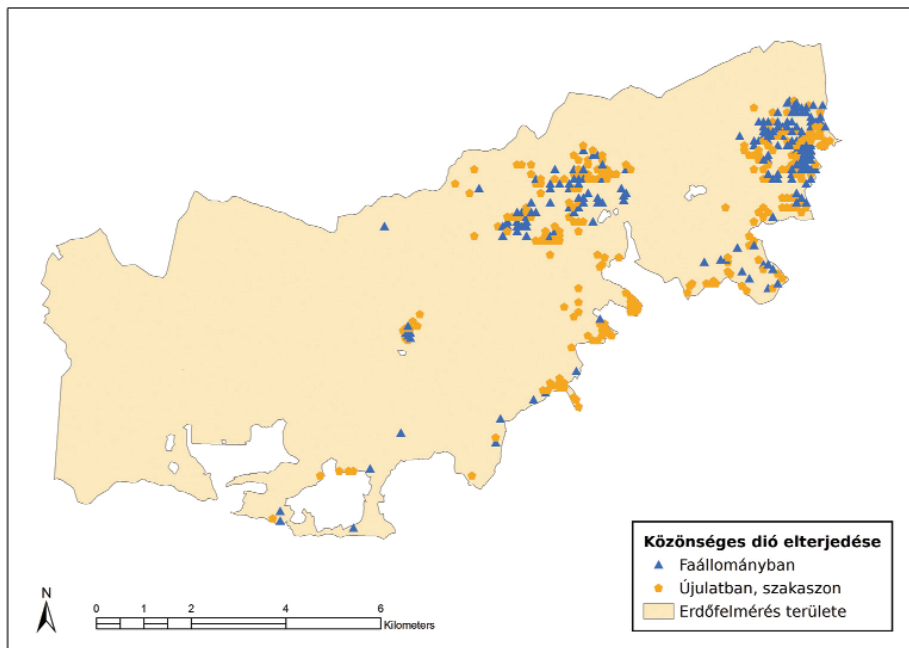
A faállományban mutatkozó adatok alapján az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) összesen 275 lokalitásban (IV.66. térkép), a mintaterületek 2,49%-án fordul elő. Az OEA szerinti területi arány 1,28%. Ezt a fafajt is az erdőgazdálkodás hozta a területre, s az előfordulások zöme jelentősen át is fed a feketefenyő adataival. A kopárfásítási célzatú alkalmazás viszont nyilván mérsékeltbb intenzitású volt, az előfordulások jelentős része kedvezőbb termőhelyi adottságú területekre esik. Az erdeifenyő gyakoribb jelenléte a Haragistya fennsíkjáról, a Százholdasból, Szelce-pusztá mellől, Derenk környékéről, a Szinpetri feletti tetőkről, valamint



**IV.66. térkép:** Az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) összes (faállományra és újulatra vonatkozó) adata az Aggteleki-karszt területén

az Alsó-hegyről említhető. Az állományok, illetve törzsek jellemzően 70 év alattiak (vagyis a II. világháborút követően létesültek), de elszórtan akadnak idősebb, 90–100 év feletti példányok is. A fiatalabb állományok egy része (vö. Százholdas és Szelce-pusztta melletti adatok) erdőtelepítés! Az erdőfenyő a zárt erdőtümbön belül magaszórás útján alig terjed, de a gyepekben itt-ott azért szórványosan megjelenik. Az újulat-adatok között csak 13 helyszínen került elő erdőfenyő magonc.

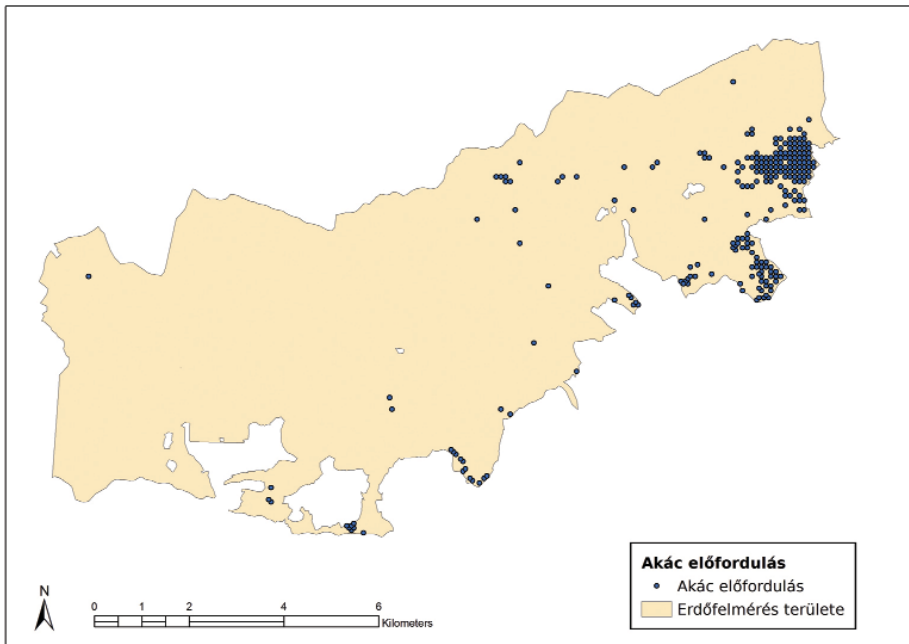
A vizsgált tájegységekben a közönséges dió (*Juglans regia*) több helyen is megjelenik, de csak az Aggteleki-karszton mutat nagyobb gyakorisági értéket. Itt a faállományban 175 helyszínen (IV.67. térkép), a mintapontok 1,58%-án észleltük. Az OEA szerinti adat ellenben csak 0,01%-os, aminek a magyarázata az lehet, hogy a faj előfordulásai mindenhol csak szerény mértékűek, így az elegyarányokat rögzítő adatsorokból rendre kimaradt. Derenk és Szádvár környékére, valamint Bódvaszilas mellé koncentrálódó adatai viszont a kultúrterületekről, egykori gyümölcsösökből való kivadulás és expanzió mintapéldái lehetnek. Az említett térségekben a közönséges dió – kisebb részben középkorú-idős fákkal, nagy részben fiatal, magról kelt példányokkal – rendkívül gyakori. A dinamikus



**IV.67. térkép:** A közönséges dió (*Juglans regia*) összes (faállományra és újulatra vonatkozó) adata az Aggteleki-karszt területén

terjeszkedést jól jelzi, hogy az újulat-adatok között még magasabb az elfordulások száma (a Jósua-völgy felé eső peremen újabb előfordulási gócpontok is említhetők), hiszen 333 lokalitásban, a mintaterületek 3,01%-án találtuk meg a dió fiatal magoncait. Az összes újulat-adatból csak 118 származik szubplotból, így a plotok fennmaradó részéről gyűjtött 215 adat összes adathoz viszonyított magas, közel kétharmadnyi (64,56%) aránya itt is megerősíti az adventív újulat szubploton kívüli felvételezésének helyességét és fontosságát. Végezetül fontos kiemelni, hogy a faállományból és újulatból kimutatott adatok alapján a tájegységben a közönséges dió gyakorisága még az akácot is megelőzi!

Faállományra vonatkozó akác (*Robinia pseudoacacia*) adatot mindössze 134 helyszínen, a mintapontok 1,21%-án vettünk fel (IV.68. térkép). A fajaj OEA szerinti jelenléti aránya 0,64%-os. A karsztvidék vizsgált részterületén szerencsére a fajaj nem túl gyakori (a Szalonnai- és Rudabányai-hegység területén viszont sajnos az), a Derenk környékére és a Jósua-völgy felé eső peremterületen talált szórványos előfordulások mellett jelentősebb gócpontok csak Bódvaszilás felett, illetve Szögliget és Bódvaszilás között (Pólyás-völgy) mutatkoznak. A

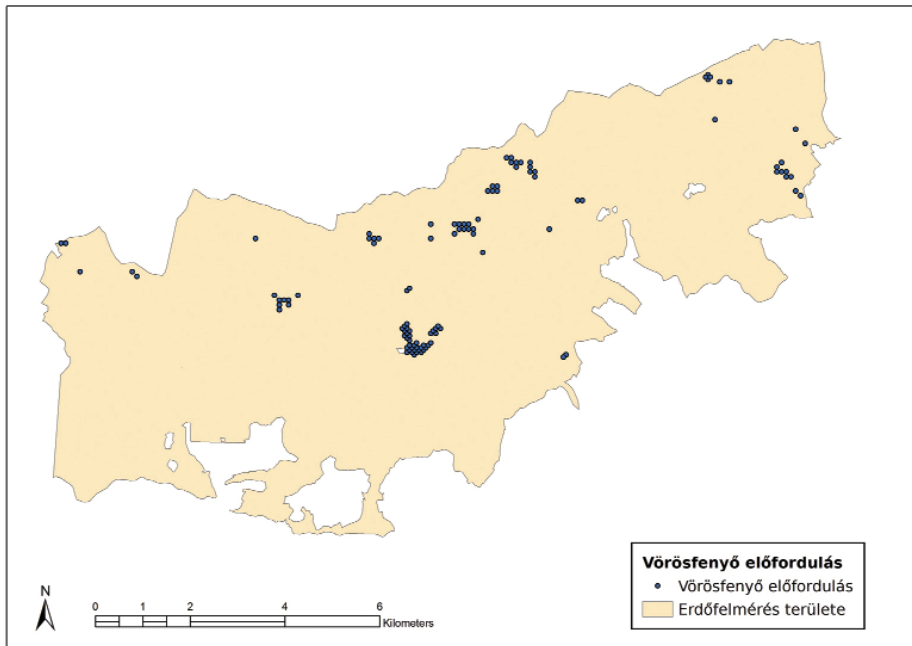


**IV.68. térkép:** Az akác (*Robinia pseudoacacia*) összes (szakaszra, faállományra és újulatra vonatkozó) adata az Aggteleki-karszt területén



nagyobb adatsűrűséget mutató pontok mindkét esetben egykori kultúrterületekre (legelők, gyümölcsösök) és azok közvetlen szomszédságába esnek. Az adatok mintázatából sejthető, illetve látható, hogy az akác a karsztvidék belseje felé – főleg utak mentén, vágások és egyéb bolygatott területek közvetítő hatása révén – sarjakkal és magról is fokozatosan terjeszkedik. Az újulat-adatok a faállomány-adatokkal egyébként szinte azonos términtázatot mutatnak, s a faj gyakorisága is közelít a faállományban talált értékhez: összesen 121 lokalitásban, a mintapontok 1,09%-án mutattunk ki akác újulatot. Az összes újulat-adatból egyébként 64 származik szubplot-felvételből, így az azon kívüli regisztrált 57 lokalitás itt is jelentős arányt (47,11%) tesz ki az összes újulat-adatból.

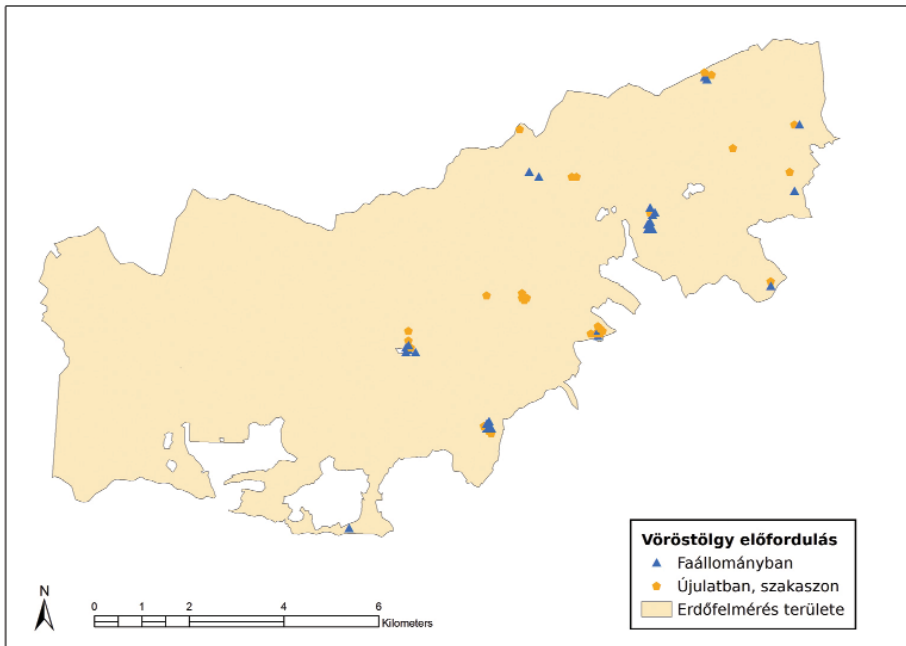
A faállományban relatíve gyakoribb adventív fajok közül utolsónak a vörösfenyőt (*Larix decidua*) kell említenünk. Ezt a fajtát összesen 111 helyszínen, a mintapontok 1,00%-án rögzítettük (IV.69. térkép). Szinte csak 70 év alatti törzsek fordulnak elő, vagyis az egykori (mesterséges erdősisítés vagy pótlás keretében végzett) ültetések zöme a II. világháborút követő időszakra tehető. Van néhány szórványos adata is, de a lokalitások inkább kisebb tömbökbe (erdőrészletekbe)



IV.69. térkép: A vörösfenyő (*Larix decidua*) összes (faállományra és újulatra vonatkozó) adata az Aggteleki-karszt területén

csoportosulnak. A jelentősebb gócpontok a Százholdas területére, Szelce-pusztá mellé, a Ménes-völgytől északra eső erdőterületre, az Alsó-hegyre, valamint Bódvaszilás mellé esnek. A vörösfenyő mindenhol elegyfaj, ez is magyarázza, hogy az általunk rögzített gyakorisági értéktől az OEA szerinti adat (0,19%) jelentősen elmarad. Jobb termőhelyeken viszonylag szép törzseket nevel, de gazdasági jelentősége – területaránya miatt – nem számottevő. Természetes úton (szubszpon-tán) a faj nem terjeszkedik, mindössze egyetlen újulat-adata került elő.

A további adventív fajok faállományból kimutatott előfordulásai mind 1%-os részesedés alatt maradnak. Egyetlen – általában agresszíven terjedő, szakaszfelvétel során is rögzített – faj helyzetére azonban még részletesebben utalunk. Ez a faj a vöröstölgy (*Quercus rubra*), melyet faállományból 28 helyen (0,25%), újulatból összesen 27 helyen (0,24%) vettünk fel (IV.70. térkép). Kisebb pontszámú előfordulásai lényegében a karsztvidék 6–8 erdőrészletéhez kötődnek, ahol az előforduló törzsek 50 év alattiak (vagyis az 1960-as évek végétől végzett ültetésekről van szó). Erőteljesebb terjeszkedést a karsztvidéken a vörösfölgy nem mutat, előfordulásainak jövőbeni nyomon követése azonban célszerű.



**IV.70. térkép:** A vöröstölgy (*Quercus rubra*) összes (szakaszra, faállományra és újulatra vonatkozó) adata az Aggteleki-karszt területén

Mivel az agresszíven terjedő adventív fajoknál (zöld juhar, bálványfa, amerikai kőris, kései meggy, vöröstölgy, akác) a protokoll értelmében a szakaszon is történt jelenlétre (prezencia-abszencia a faállományban és/vagy az újulatban) vonatkozó adatfelvétel, a fentiekén túl azt is meg tudjuk vizsgálni, hogy esetükben hogyan alakul a plot területén (faállományban, továbbá szubploton belül és kívül felvett újulatban), valamint csak a szakaszon felvett adatok aránya. A fajokként elvégzett számítás (IV.38. táblázat) azt mutatja, hogy az Aggteleki-karszt vizsgált területén minden előforduló agresszíven terjedő fajnál jelentős (25–45% közötti) a csak szakasról ismert adatok aránya. Bár a karsztvidék esetében a fajonkénti össz-lokalitások (plot+szakasz) száma legfeljebb százas nagyságrendű, az akác esetében kapott érték a (24,38%) a börsönyi és mátrai adathoz hasonló, illetve a vöröstölgynél (27,27%) számított arány is figyelemre méltó. A bálványfa és az amerikai kőris – egyébként hasonló – értékeinek elemzésére az alacsony esetszám miatt nem vállalkozunk, zöld juhar és kései meggy adatot pedig nem vettek fel a felmérők. Végül az elemzés konklúziója ugyanaz, mint a másik két tájegység esetében: az agresszíven előforduló fajok tájegységi gyakoriságának és mintázatának felmérését a protokoll szerinti szakaszfelvétel hatékonyan támogatja, így kijelenthető, hogy a módszertani fejlesztés során (az adott keretek között) egy megfelelő megoldást sikerült a rendszerbe illeszteni!

**IV.38. táblázat:** Az agresszíven terjedő adventív fajok adatainak megoszlása az Aggteleki-karszton (plotban és csak szakaszon felvett adatok, illetve utóbbiak összes adathoz viszonyított aránya)

Agresszíven terjedő adventív fajok	Plot adat db	Csak szakasz adat db	Összes adat db	Csak szakasz adat aránya db
Zöld juhar ( <i>Acer negundo</i> )	0	0	0	---
Bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	4	3	7	42,86
Amerikai kőris ( <i>Fraxinus pennsylvanica</i> )	10	4	14	28,57
Kései meggy ( <i>Prunus serotina</i> )	0	0	0	---
Vöröstölgy ( <i>Quercus rubra</i> )	40	15	55	27,27
Akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	172	69	241	28,63

Adventív cserjefajok a tájegységben gyakorlatilag nem fordulnak elő, a felmérés során mindössze egyetlen faj csekély számú lokalitását észleltük. Ez a faj a kinincs (*Amorpha fruticosa*), amelynek 6 adata – rendhagyó módon – egy Derenk melletti köves hegyoldalból, ültetett feketefenyves alól került elő. A területre a cserjefaj szinte biztosan ültetéssel került, mivel a karsztvidék más pontjairól (pl. Aggtelek környékéről) is ismertek olyan helyszínek, ahová karsztfásítás keretében egyszerre került be a feketefenyő és a kinincs.

Adventív lágyszárúakat az Aggteleki-karszt erdeiben összesen 422 lokalitással regisztráltunk (IV.39. táblázat). Az adventív lágyszárúakkal érintett pontok száma (a lokalitások közötti átfedéseket elhagyva) összesen 343, ami a felvett mintaterületek 3,10%-a.

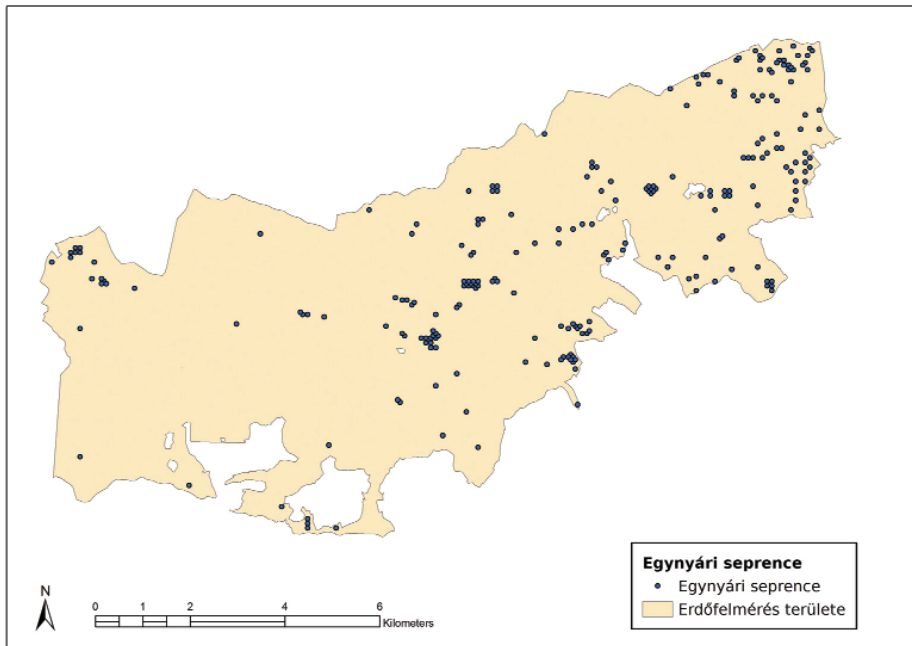
**IV.39. táblázat:** Az adventív lágyszárú növények előfordulása az Aggteleki-karszt erdeiben

Adventív lágyszárúak	Előfordulások	
	db	%
Ürömlevelű parlagnő ( <i>Ambrosia artemisiifolia</i> )	4	0,04
Kanadai betyárkóró ( <i>Conyza canadensis</i> )	44	0,40
Amerikai keresztlapu ( <i>Erechtites hieracifolia</i> )	57	0,52
Egynyári seprence ( <i>Erigeron annuus</i> )	237	2,14
Kisvirágú nebáncsvirág ( <i>Impatiens parviflora</i> )	40	0,36
Kanadai aranyvessző ( <i>Solidago canadensis</i> )	34	0,31
Magas aranyvessző ( <i>Solidago gigantea</i> )	6	0,05
Összesen:	422	---
Adventív lágyszárúakkal érintett pontok összesen:	343	3,10

Az Aggteleki-karszt erdeiben leggyakrabban felbukkanó adventív lágyszárú az egynyári seprence (*Erigeron annuus*), mely fajt összesen 237 helyszínen, a mintapontok 2,14%-án találtuk meg (IV.71. térkép). A növény szórványosan az Aggteleki-karszt teljes területén jelen van, azonban az adatokban megfigyelhető némi

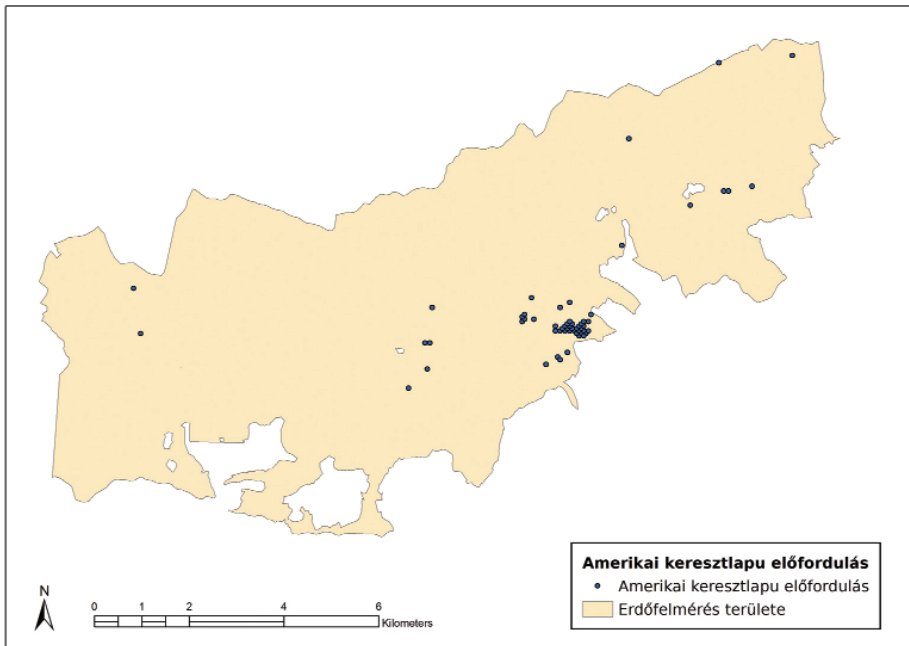
térbeli koncentráció. A legtöbb pont ennek megfelelően a Haragistya fennsíkján, Szelce-puszta és a Ménes-völgy környékén, a Kútfej-völgy területén, Bódvaszilás felett, illetve az Alsó-hegyen került rögzítésre. Az említett helyszíneken az adatok elsősorban záródáshiányos, nemrégiben fakitermelési munkákkal vagy természetes bolygatásokkal érintett, jellemzően üde termőhelyen álló erdőkke esnek. Ezen kívül persze utak mentén és friss vágásterületeken is találkozhatunk a növényvel.

A további adventív lágyszárúak mind 1%-os előfordulási gyakoriság alá esnek, közülük azonban három fajt röviden mégis megemlítünk. A lényegében déli irányból, egyetlen területről (Kútfej-völgy), fakitermelésekkel megbolygatott állományokból terjeszkedő amerikai keresztlapu (*Erechtites hieracifolia*) 57 adata mindössze 0,52%-os gyakoriságot jelent (IV.72. térkép), a terület jövőbeni adventív-fertőzöttsége szempontjából viszont meghatározó lehet, hogy ez a faj hogyan terjeszkedik tovább. Részben hasonló a 40 felvett adattal (0,36%) rendelkező kisvirágú nebánsvirág (*Impatiens parviflora*) esete is (IV.73. térkép), ez a faj azonban északnyugati irányból, Szlovákia felől nyomul be a karsztvidék egyébként mérsékelt adventív-fertőzöttséggel bíró erdeibe. A másik két tájegységben na-

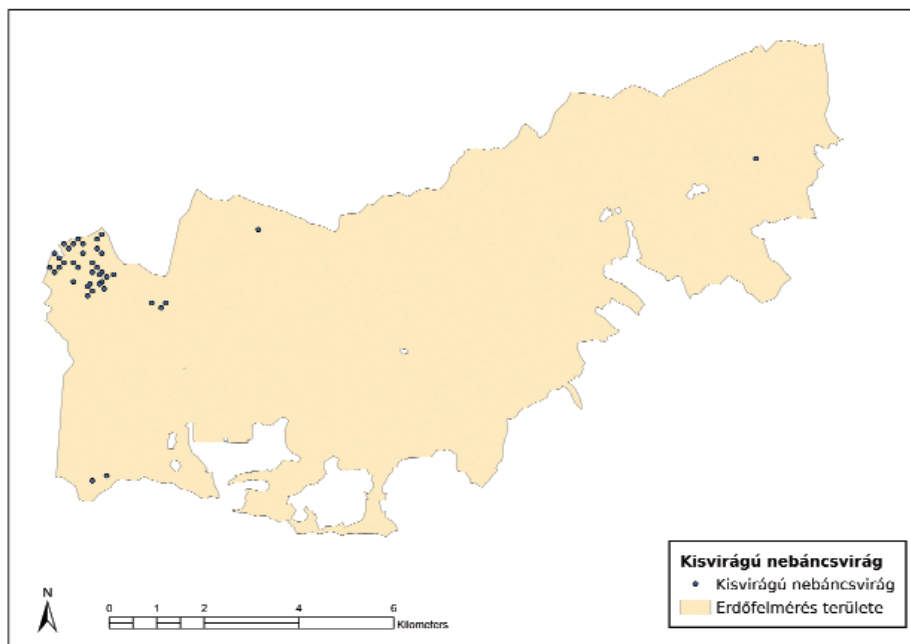


**IV.71. térkép:** Az egynyári seprence (*Erigeron annuus*) előfordulása az Aggteleki-karszt területén

gyobb jelenléti arányt mutató kanadai betyárkórót (*Conyza canadensis*) itt – elszórt mintázattal – csak 44 lokalitásban (0,40%) rögzítettük, de az adatok itt is minden esetben kifejezetten bolygatott, záródáshiányos, fakitermelésekkel érintett erdőkbe, illetve vágásterületekre esnek.



**IV.72. térkép:** Az amerikai keresztlapu (*Erechtites hieracifolia*) előfordulása az Aggteleki-karszt területén



**IV.73. térkép:** A kisvirágú nebáncsvirág (*Impatiens parviflora*) előfordulása az Aggteleki-karszt területén



#### IV.4.2 A tájegységek összevetése az Országos Erdőállomány Adattár alapján

Az egyes tájegységek projektbe bevont erdőterületeit az Országos Erdőállomány Adattár alapján részletesen jellemeztük, e helyütt most csak azokat a fontosabb adatokat állítjuk egymással szembe, amelyek az erdőállapot-felmérési munkák eredményeinek értékelése, illetve összevetése során nagyobb jelentőséggel bírnak (IV.41. táblázat).

A térképezett terület a Börzsönyben megközelíti a 30 000 hektárt, míg a Mátra és az Aggteleki-karszt esetében 10 000 hektárt felülről, illetve alulról közelítő erdőterületekről van szó.

A bükkös klímaöv aránya (elsősorban a hegység magasabb régióira szorítókozó felmérés miatt) a Mátrában a legmagasabb, a térképezett területnek több mint felét érinti (51,07%). A Börzsönyben a terület kevesebb mint harmadán (29,24%), az Aggteleki-karszton a terület kb. egyhatodán (16,00%) rögzítettek bükkös klímát. Az Aggteleki-karszton dominál a gyertyános-tölgyes klíma (83,56%), ugyanitt a kocsánytalan tölgyes-cseres klímájú területek gyakorlatilag hiányoznak (0,44%).

A Börzsönyben és a Mátrában a barna erdőtalajok dominálnak (53,63%, illetve 65,78%), de mellettük a kőzethatású talajok területfoglalása is számottevő (44,35%, illetve 32,68%). Ezzel szemben az Aggteleki-karszton a kőzethatású talajok (rendzinák) adnak kiugró területi lefedettséget (73,35%), ami nagymértékben meghatározza az erdőtakaró termőhelyi hátterét.

A legfontosabb őshonos fafajok területfoglalási aránya az egyes tájegységekben – elsősorban a klíma- és talajviszonyoknak köszönhetően – meglehetősen változatos. A bükk aránya legmagasabb a Mátrában (35,19%), legalacsonyabb az Aggteleki-karszton (13,13%). Utóbbi területen a másik két tájegységhez képest kiugró a gyertyán (30,10%) és a molyhos tölgy (14,71%) szerepe. Ugyanitt a cser gyakorlatilag hiányzik (1,02%), de a jórészt projekterületen kívülre eső hegylábak miatt a Mátrában is alacsony (9,27%) az aránya.

Korosztályviszonyok tekintetében a Börzsöny és a Mátra viszonylag hasonló képet mutat, ugyanis az elmúlt évtizedek aránylag intenzív erdőgazdálkodási (azon belül véghasználati) tevékenysége folytán jelentős területeken (Börzsöny: 40,31%, Mátra: 31,90%) fordulnak elő 1–60 év közötti korosztályok. Ezzel szemben a csak mérsékelt intenzitású gazdálkodási tevékenységgel érintett Aggteleki-karszton az 1–60 év közötti korosztályok csupán 11,20%-os területi arányt mutatnak, s az állományok zöme (78,49%) a 61-110 éves korosztályokba torlódik össze. Érdekesség viszont, hogy az idős (110 év feletti) álló-

mányok aránya a három tájegységben szinte hajszálnyira azonos értéket ad (Börzsöny: 11,01%, Mátra: 11,30%, Aggteleki-karszt: 10,31%).

Minden tájegységben dominál (70–75% körüli értéket mutat) a vágásos üzem mód, azonban a folyamatos erdőborítást biztosító üzem módok megoszlása tájegységek szerint különböző képet ad. A Börzsönyben az átalakító és szálaló üzem mód együtt közel 20%-ot tesz ki, a Mátrában mindez viszont már csak a 12%-ot közelíti. Az Aggteleki-karszt vizsgált területén gyakorlatilag nincs átalakító és szálaló üzem módba sorolt erdő, ellenben a faanyagtermelést nem szolgáló erdők aránya (az extrém termőhelyi viszonyok miatt) a másik két tájegységben tapasztalt értéknek közel háromszorosa (29,26%).

A már elmondottakkal összefüggésben a három tájegység erdeinek természetességi minősítése is jelentősen különbözik. Míg a Börzsönyben 43,42%-ot, a Mátrában pedig 61,22%-ot tesznek ki a természet szerű erdők, addig ez az arány az Aggteleki-karszton csak 10,60%. Utóbbi helyen ugyanis – a nagyon sok sarj eredetű erdő miatt – az állományok zöme (82,92%) a származék erdő kategóriába került.

**IV.41. táblázat:** A felmért erdőterületek nagysága, a klímakategóriák, talaj fő típusok, fontosabb őshonos fafajok, üzem módok és természetességi kategóriák területi aránya a vizsgált tájegységekben

Terület	Börzsöny	Mátra	Aggteleki-karszt
<b>Erdőrészetek</b>	29 101,06 ha	11 190,94 ha	7 672,14 ha
<b>Klímakategória</b>			
Bükkös	29,24%	51,07%	16,00%
Gyertyános-kocsánytalan tölgyes	44,80%	37,78%	83,56%
Kocsánytalan tölgyes-cseres	25,91%	11,15%	0,44%
<b>Talaj fő típusok</b>			
Közethatású talajok	44,35%	32,68%	73,35%
Barna erdőtalajok	53,63%	65,78%	14,28%
<b>Fafajok</b>			
Bükk	22,10%	35,19%	13,13%
Gyertyán	13,20%	12,70%	30,10%
Kocsánytalan tölgy	31,35%	32,59%	29,19%
Csertölgy	18,42%	9,27%	1,02%
Molyhos tölgy	0,98%	0,45%	14,71%

Terület	Börzsöny	Mátra	Aggteleki-karszt
<b>Üzem módok</b>			
Vágásos üzem mód	69,87%	75,95%	70,72%
Átalakító üzem mód	16,30%	8,95%	0,02%
Szállaló üzem mód	3,69%	2,94%	0,00%
Faanyagtermelést nem szolgáló üzem mód	10,14%	12,16%	29,26%
<b>Természeti kategóriák</b>			
Természetes erdő	0,24%	0,19%	0,00%
Természetszerű erdő	43,42%	61,22%	10,60%
Származék erdő	47,80%	32,51%	82,92%
Átmeneti erdő	2,32%	1,70%	1,69%
Kultúrerdő	6,16%	4,38%	4,79%
Faültetvény	0,06%	0,00%	0,00%

### IV.4.3 Összevetés az erdőállapot-felmérés alapján

#### IV.4.3.1 A felmért állományok általános jellemzőinek összevetése

A különböző mintavételezési sűrűséggel felvett területek aránya az egyes tájegységekben eltérő, de a tulajdonképpen alapként kezelt 100×100 m-es térbeli háló (1 pont/ha intenzitás) mellett különböző szempontok alapján minden tájegységben kijelölésre került legalább 25%-nyi (de: az Aggteleki-karszton például 50% feletti) olyan terület (IV.42. táblázat), amely sűrített, 70,71×70,71 m-es mintavételi hálóval (2 pont/ha intenzitás) került felvételre. A legnagyobb térbeli sűrűséget (4 pont/ha intenzitás) biztosító 50×50 m-es térbeli hálót csak a Börzsöny kis területén (Pogány-Rózsás Erdőrezervátum) alkalmaztuk.

**IV.42. táblázat:** A mintavételi intenzitás alakulása a vizsgált tájegységekben

Terület	Börzsöny	Mátra	Aggteleki-karszt
Felmért terület	29 101,06 ha	11 190,94 ha	7 672,14 ha
Elemzésbe vont mintapontok száma	35 048 db	13 513 db	11 055 db
1 pont/ha (100×100 m-es háló) intenzitás aránya	64,22%	73,22%	46,34%
2 pont/ha (70,71×70,71 m-es háló) intenzitás aránya	34,26%	26,78%	53,66%
4 pont/ha (50×50 m-es háló) intenzitás aránya	1,52%	0,00%	0,00%

A felvett mintapontok főkategória szerinti megoszlása kiegyenlített, gyakorlatilag mindhárom tájegységben 94% feletti *középkorú-idős erdő* arányt tudunk kimutatni, míg a *felújulási területek* és *fiatalosok* aránya egyenként mindenhol 0–4% közé esik (IV.43. táblázat). Ezzel szemben a *középkorú-idős erdők* fiziognómiai kategória szerinti besorolásánál érzékelhető különbségek adódnak (IV.44. táblázat). A Börzsöny és a Mátra – a két nagyon hasonló természetföldrajzi adottságokkal rendelkező tájegység – adatai lényegében együtt mozognak, esetükben a speciális, részben termőhelyi, részben történeti okokra visszavezethető fiziognómiai kategóriák (*összefolyó korona- és cserjeszintű erdő, sarjcsokros erdő, szabad állásban nőtt idős fákat tartalmazó erdő*) részesedése csak 2% alatti. Ezzel szemben az Aggteleki-karszton ezek a kategóriák együttesen 13,58%-ot tesznek ki úgy, hogy mindhárom fiziognómiai típus esetében adódik kisebb-nagyobb különbség. Az *összefolyó korona- és cserjeszintű erdők* (6,62%) magas aránya a karsztos lejtőkön számottevő kiterjedést elérő karsztbokorerdős élőhelyeknek és egyéb felnyíló lombosított, erős cserjeszinttel rendelkező tölgyeseknek, a *sarjcsokros erdők* (6,08%) kiugró adata a korábbi kiterjedt sarjerdő-gazdálkodásnak köszönhető. A vulkanikus tájegységekhez képest a legkisebb különbség a *szabad állásban nőtt idős fákat tartalmazó erdőknél* adódik (0,88%), itt magyarázatként főként a Jósua-völgy feletti karsztfennsík egykori legelőerdeiből visszamaradt öreg fák említhetők.

**IV.43. táblázat:** A felvett mintapontok főkategória szerinti megoszlása a vizsgált tájegységek erdeiben

Főkategóriák	Börzsöny		Mátra		Aggteleki-karszt	
	db	%	db	%	db	%
Felújulási terület	1 233	3,52	343	2,54	231	2,09
Fiatalos	695	1,98	298	2,21	42	0,38
Középkorú-idős erdő	33 120	94,50	12 872	95,26	10 782	97,53
Összesen	35 048	100,00	13 513	100,00	11 055	100,00

**IV.44. táblázat:** A középkorú-idős erdők fiziognómia szerinti megoszlása a vizsgált tájegységek erdeiben

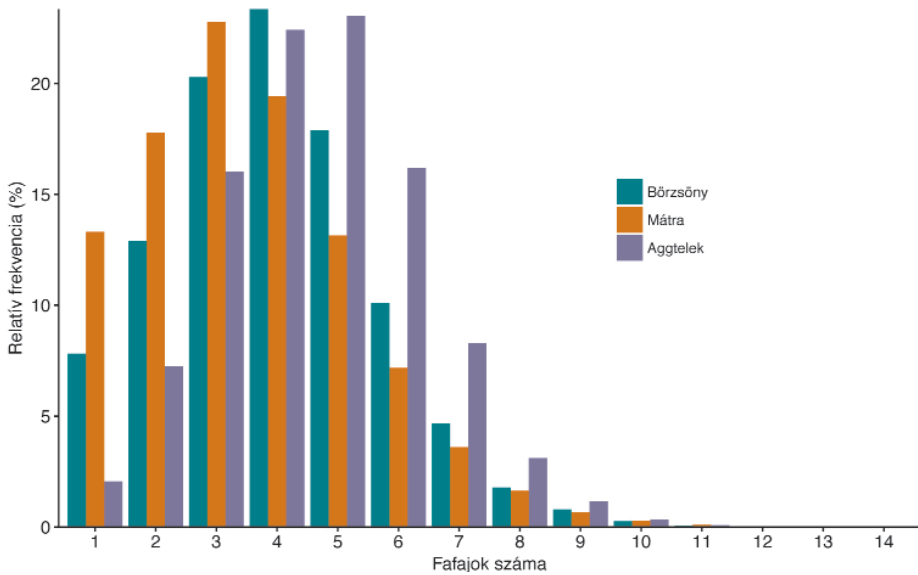
Fiziognómiai kategóriák	Börzsöny		Mátra		Aggteleki-karszt	
	db	%	db	%	db	%
Összefolyó korona- és cserjeszintű erdő	216	0,65	82	0,64	714	6,62
Sarjcsokros erdő	180	0,54	121	0,94	656	6,08
Szabad állásban nőtt idős fákat tartalmazó erdő	22	0,07	25	0,19	95	0,88
Egyik sem	32 702	98,74	12 644	98,23	9 317	86,41
Összesen	33 120	100,00	12 872	100,00	10 782	100,00

#### IV.4.3.2 A faállomány-összetétel változatosságának összehasonlítása

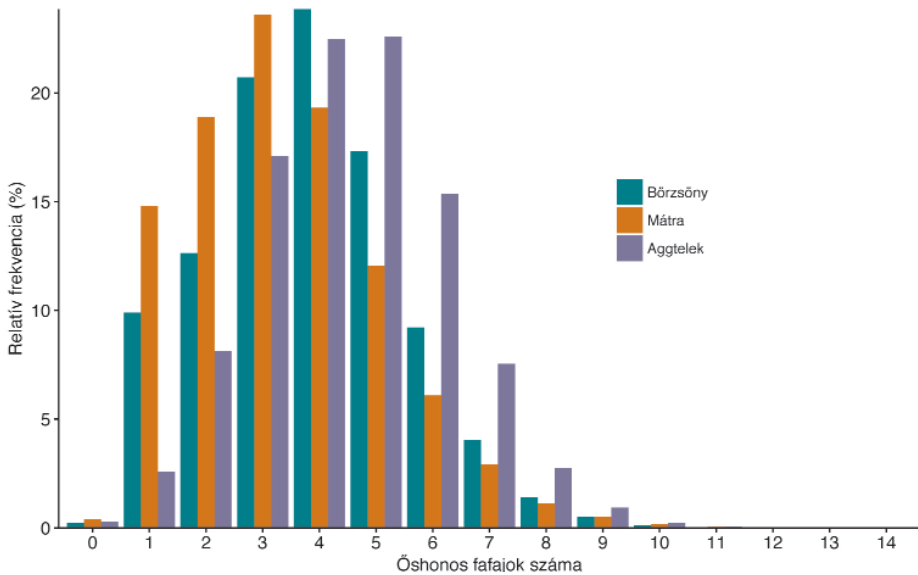
A IV.1–IV.2–IV.3 alfejezetek tájegységi szintű elemzéseit sorban végigkövető figyelmes olvasó számos esetben észrevehette a Börzsöny, a Mátra és az Aggteleki-karszt erdeinek faállomány-összetételbeli különbségeit. Ugyanakkor indokoltnak tűnik, hogy egy rövid összegzés keretében szisztematikusan is átvegyük a főbb eltéréseket, illetve röviden utaljunk a háttérben sejthető, lehetséges magyarázatokra.

Összefajszám tekintetében (IV.67. ábra) a gyakorisági maximumok és a gyakoriságeloszlások lefutása alapján is határozottan kirajzolódik a faállományok Mátra – Börzsöny – Aggteleki-karszt sorrendben növekvő fajgazdagsága. Az idegenhonos fafajok szerény tájegységi reprezentáltsága miatt a jelenség az őshonos fafajok vizsgálata során is azonos módon mutatkozik (IV.68. ábra).

A fentiek mellett érdemes végigtekinteni néhány, az őshonos fafajok számának gyakoriságeloszlásából merített konkrét adaton is (IV.45. táblázat). A faállományok Mátra – Börzsöny – Aggteleki-karszt sorrendben növekvő fajgazdagsága ugyanis a leggyakoribb őshonos fafajszám, valamint a 4 és 6 feletti őshonos fafajszám trendjében egyaránt látványosan tetten érhető. Már az előbbi adatsor (3–4–5) is kirajzol egy látványos sorrendet, de ezen felül a 4 feletti őshonos fafajt tartalmazó mintaterületek együttes aránya az Aggteleki-karszt esetében a mátrai adatnak több mint kétszerese, s közel azonos arány mutatható ki a 6 feletti őshonos fafajt tartalmazó plotok arányában is. Az Aggteleki-karszt erdeinek a börzsönyi erdőkkel szembeni fafajszám előnye kisebb: másfélszeres a 4 feletti fafajszámú plotok és 1,87-szeres a 6 feletti fafajszámú plotok arányát tekintve.



IV.67. ábra: Az összfafajszám gyakoriságeloszlása az egyes tájegységek erdeiben



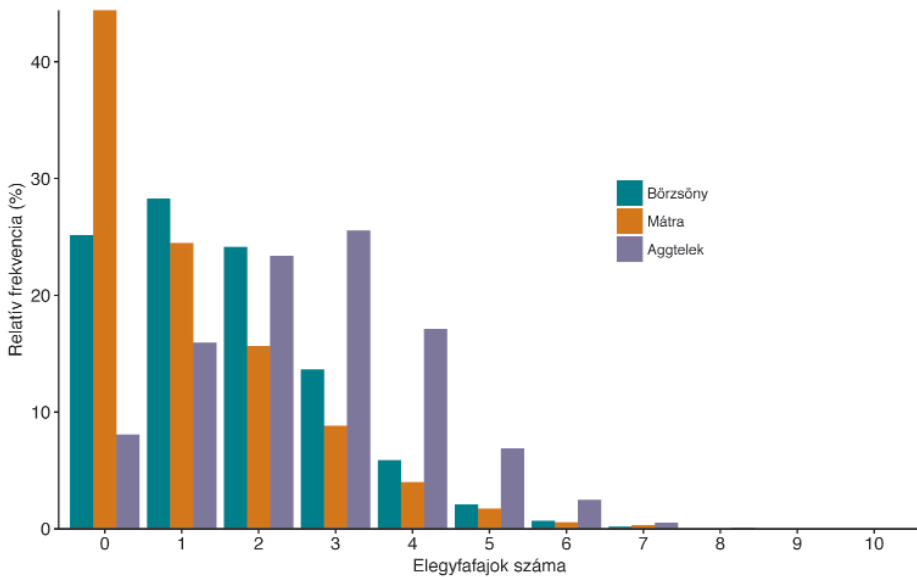
IV.68. ábra: Az őshonos fajok számának gyakoriságeloszlása az egyes tájegységek erdeiben

**IV.45. táblázat:** A tájegységek erdeinek őshonos fafajokra vonatkozó fafajsám-mutatói

Fafajsám-mutatók	Börzsöny	Mátra	Aggteleki-karszt
Leggyakoribb őshonos fafajsám (db)	4	3	5
4 feletti őshonos fafajsám (%)	32,67	23,00	49,47
6 feletti őshonos fafajsám (%)	6,14	4,87	11,51
Összes faállománnyal rendelkező mintapont (db)	34 908	13 438	11 034

Az őshonos fafajok számának elemzésénél az őshonos elegyfajok – vagyis a „célfajokon” (bükk, gyertyán, kocsánytalan tölgy, cser) felüli őshonos fafajok – számán, illetve gyakoriságán alapuló összevetések még differenciáltabb képet mutatnak. Látható, hogy a három tájegység (Mátra – Börzsöny – Aggteleki-karszt) vizsgált erdeiben a leggyakoribb elegyfajfajsám 0–1–3 (*IV.69. ábra, IV.46. táblázat*), ami már önmagában is komoly utalás a különbségekre. A leginkább kirívó jelenségnek talán az nevezhető, hogy a Mátra felvett mintapontjainak 44,40%-án nem sikerült őshonos elegyfajokat rögzíteni! Ez az érték a Börzsönyi aránynak 1,76-szorosa, míg az Aggteleki aránynak 5,50-szerese! A további adatok lényegében ugyanezt a határozott trendet domborítják ki a közepesen elegyes (2–3 elegyfajt hordozó) és a kifejezetten elegyes (4 vagy annál több elegyfajnak otthont adó) mintaterületek aránya esetében is, hiszen a Mátrához képest a Börzsöny és az Aggteleki-karszt adatai rendre magasabbak, vagyis ez utóbbi tájegységek erdei elegyfajokban egyértelműen gazdagabbak.

A fenti értékeléshez egy fontos kiegészítést kell fűznünk. Az Aggteleki-karszt esetében az egyébként rendkívül gyakori, helyenként állományalkotó, de sok esetben ténylegesen más állománytípusokba elegyedő molyhos tölgy elegyfajként való kezelése valamelyest pozitív irányba torzítja az eredményeket. Más elegyfaj ebben a kérdésben nem érintett, a juharok, hársak, kőrisek arányai alig térnek el egymástól. A molyhos tölgyes faállománytípusba sorolt erdők aránya (OEA-adatok) a Börzsönyben 0,97%, a Mátrában 0,08%, ezzel szemben az Aggteleki-karszton 14,65%! A felvett, faállománnyal rendelkező mintapontokra nézve a molyhos tölgy jelenlétére vonatkozó arányszámok a következőképpen néznek ki: Börzsöny 3,18%, Mátra 3,15%, Aggteleki-karszt 43,66%! A probléma tehát valós, ugyanakkor az elegyfajokra vonatkozóan fentebb ismertetett, kiugró adatok mégis csak hangsúlyosan jelzik, hogy a projekt keretében vizsgált területek erdei között az Aggteleki-karszt állományai – köszönhetően a mészkő és dolomit alapkőzetnek, a rendkívül változatos, tagolt felszín-



**IV.69. ábra:** Az elegyfajok számának gyakoriságeloszlása az egyes tájegységek erdeiben

nek, továbbá a sokféle, térben mozaikos múltbeli erdőhasználati tevékenységnek – fajokszám és elegyesség tekintetében abszolút első helyen állnak.

Össességében a faállományok Mátra – Börzsöny – Aggteleki-karszt sorrendben növekvő fajgazdagsága határozottan kimutatható. Emellett az is kijelenthető, hogy a bemutatott adatelemzés a természetföldrajzi adottságokból levezethető különbségeken messze túlmutató, gyaníthatóan a múltbeli erdőhasználatok máig tartó hatásaiból levezethető és a mai kor erdőgazdálkodói gyakorlatának is üzenettel szolgáló differenciáltságot tárt fel.

**IV.46. táblázat:** A tájegységek erdeinek elegyfajokra vonatkozó fajfajszám-mutatói

Fajfajszám-mutatók	Börzsöny	Mátra	Aggteleki-karszt
Leggyakoribb plotonkénti elegyfajfajszám (db)	1	0	3
Elegyfaj = 0 (%)	25,16	44,40	8,08
Elegyfaj = 1 (%)	28,25	24,48	15,92
Elegyfaj = 2–3 (%)	37,76	24,46	48,87
Elegyfaj $\geq$ 4 (%)	8,83	6,66	27,13
Összes faállománnyal rendelkező mintapont (db)	34 908	13 438	11 034

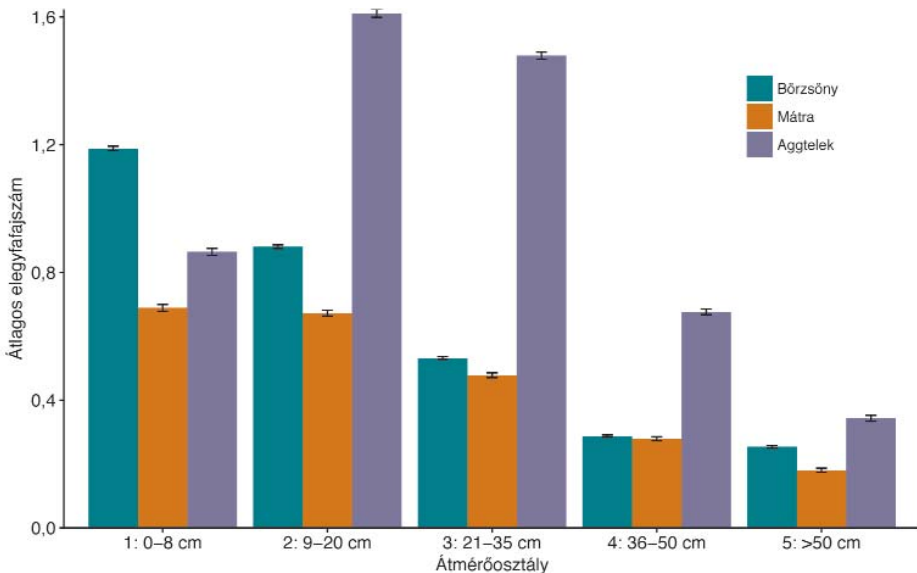


Az elegyfafajok számának gyakoriságeloszlások útján való vizsgálata mellett tájegységek szerint elemeztük a mintapontok szerinti átlagos elegyfafajszám domborzati/termőhelyi, állományszerkezeti és történeti háttérváltozók függvényében való alakulását. A IV.1–IV.2–IV.3 alfejezetek vonatkozó elemzéseiből adódó legfontosabb következtetéseket röviden összefoglaljuk.

A tengerszint feletti magasság és az elegyfafajokban való gazdagság kapcsolatának vizsgálatánál azt tapasztaltuk, hogy a Börzsönyben és a Mátrában a magasság növekedésével csökken az elegyfafajszám, míg az Aggteleki-karszt esetében nő. Az eltérő eredmények mögött a két vulkanikus tájegység monolit jellegű tömbjét és határozott bükkös övét, illetve a karsztvidék tagolt, összefüggő bükkös öv nélküli képét és a magasabb karsztfennsíkokon is nagyon változatos domborzati adottságait sejtjük. A három tájegységben hasonló eredményt kapunk ugyanakkor az elegyfafajszám lejtőszögtől való függésére. Kiemelhető, hogy magasabb elegyfafajszámok rendszerint a legkevésbé meredek (általában 0–15°) és leginkább meredek (általában 30° feletti) területeken adódtak, ami elsősorban a völgytalpi (esetleg patak menti, töbörálji) és hegységperemi (zavartabb) erdők, illetve a speciális, sziklás-köves termőhelyekhez kötődő hársas-juharos-kőrises és molyhos tölgyes erdők fokozottabb elegyességével magyarázható.

Az állományszerkezeti viszonyokat közvetve, viszonylag durva közelítéssel leíró főkategória és állománykor szerinti elegyfafajszám-elemzések valamelyest szintén differenciálták a vulkanikus és mészkő alapközetű mintaterületeket. A Börzsönyben a *fiatalosok* rendelkeznek a legmagasabb elegyfafajszámmal, a *középkorú-idős erdők* elegyfafajszáma – vélhetően az erdőgazdálkodási beavatkozások következtében – visszaesik. A Mátrában csak részben hasonló a helyzet: itt a *fiatalos* és *középkorú idős erdők* elegyfafajszáma hozzávetőlegesen azonos, vagyis fajszám-visszaesés e helyütt az utóbbi főkategóriánál nem következik be, de ez nem a *középkorú-idős erdők* kíméletesebb, elegyfafajokat jobban megőrző gazdálkodásából, hanem abból következik, hogy a Mátrában a *fiatalosok* elegyfafajszáma alacsonyabb, mint a Börzsönyben. Ezekkel szemben az Aggteleki-karszton kifejezetten a *középkorú-idős erdő* az elegyfafajokban leggazdagabb főkategória, ami jól jelzi az itteni erdők – elsősorban termőhelyi és történeti háttérből levezethető – eltérő típusú kezelését, fenntartását. A mintapontokhoz rendelt állománykor szerinti elemzés hozzávetőlegesen ugyanezt az üzenetet közvetíti: amíg a Börzsönyben és a Mátrában a középkorú (kb. 40–100 éves) állományokban csökken vagy stagnál az elegyfafajok száma, addig az Aggteleki-karszton határozottan növekszik. Ezt a jelenséget vélhetően az elegyfafaj-betelepülések, illetve az elegyfákkal betöltődő állományhézagok okozhatják.

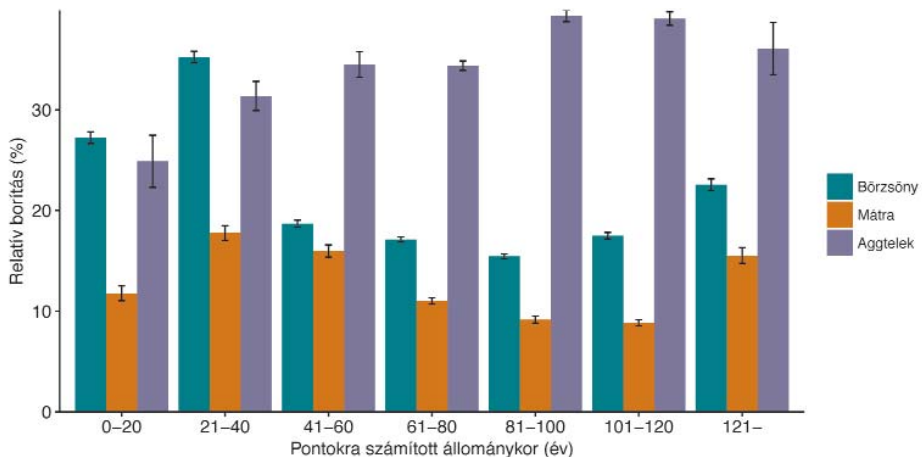
Az átlagos elegyfafajszám átmérőosztályok szerinti összegző vizsgálata (IV.70. ábra) a tájegységi szinten már bemutatott sajátosságokat domborítja ki. A legmagasabb fajokszám-értékek a 0–8 cm-es átmérőosztályt leszámítva mindenhol az Aggteleki-karszt esetében adódnak (a kivételnél a Börzsöny erdei állnak az első helyen), a legalacsonyabb értékeket pedig mindenhol a Mátra esetében kapjuk. Az Aggteleki-karszt erdeinél a 0–8 cm-es átmérőosztálynál jelentkező alacsony elegyfafajszám mindenképpen érdekességnek számít (vadhatás?), de a 9–20 cm-es átmérőosztálytól már mindenhol ugyanaz a csökkentő trend érvényesül, vagyis minél méretesebb frakciót vizsgálunk, az elegyfafajszám következetesen egyre alacsonyabb lesz. Utóbbi összefüggés lényegében sehol nem magyarázható azzal, hogy egyes elegyfafajok nem képesek méretes törzseket fejleszteni, vagy hogy (egyes csekély dimenziókat elérő pionír fajok esetét leszámítva) bizonyos szukcessziós folyamatok révén szorulnak háttérbe a méretesebb/öregebb törzsek között az elegyfák. Mindezek alapján kijelenthető viszont, hogy az összefüggés háttérében az erdők kezelésével, az erdőkben folytatott gazdálkodási tevékenységgel kapcsolatos tényezőknek (pl. az utolsó növedékfokozó gyérítések és bontóvágások jelölésének és kivitelezésének „szokásos”, az elegyfák erőltetett kitermelését is magába foglaló elveinek) kell állnia!



IV.70. ábra: Az átlagos elegyfafajszám átmérőfüggése a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag ± SE)

Az elegyfajszám átmérőosztálytól és az utolsó dokumentált használat óta eltelt időszaktól való függésének együttes vizsgálata kapcsán a IV.1–IV.2–IV.3 alfejezetekben leírtakra támaszkodva kiemeljük, hogy általában, szinte minden terület és minden átmérőosztály esetében megfigyelhető a fakitermelésekkel régebben nem bolygatott állományok magasabb elegyfajszám-értéke, illetve a 30 évnél régebben nem érintett erdők különálló, kiugró helyzete. Az összefüggés talán a Börzsöny esetében a legkevésbé exponált, itt gyakorlatilag csak a 9–20 és 21–35 cm-es átmérőosztályoknál mutatkozik ilyen jelenség.

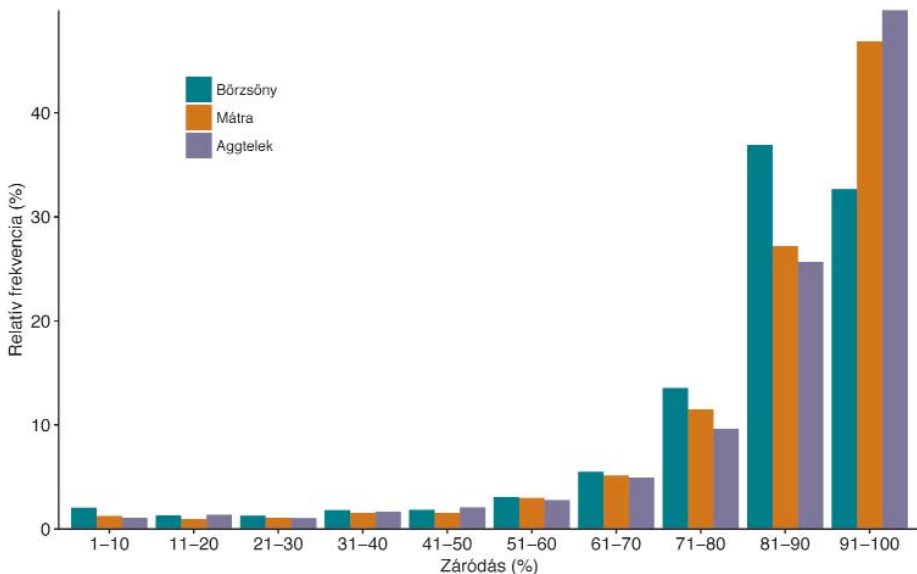
Végezetül az elegyfajok állományokon belüli jelentőségét markánsan bemutató (az őshonos fajok összorításához viszonyított) relatív borításértékek alakulásáról szólunk. Az elemzés alapján (IV.71. ábra) az elegyfajszám korfüggő változásával szinte megegyező eredményt kaptunk, hiszen míg a Börzsönyben és a Mátrában a középkorú-idős erdőkben (40–100 év, illetve 40–120 év között) – gyaníthatóan főként az erdőgazdálkodási tevékenység következtében – csökkent az elegyfajok relatív aránya, addig az Aggteleki-karszton – vélhetően az elegyfaj-betelepülések, illetve az elegyfákkal betöltődő állományhézagok miatt – egészen 80–120 éves korig határozottan és szinte folyamatosan növekszik. Vagyis az utóbbi helyszínen az elegyfajok relatív jelenléti arányát az erdőgazdálkodás érdemben és kimutathatóan nem veti vissza, bár megjegyzendő, hogy a felvételezett állományok egy jelentős részében évtizedek óta nem is folyik gazdálkodás.



IV.71. ábra: Az elegyfajok relatív borításának állománykor-függése a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag±SE)

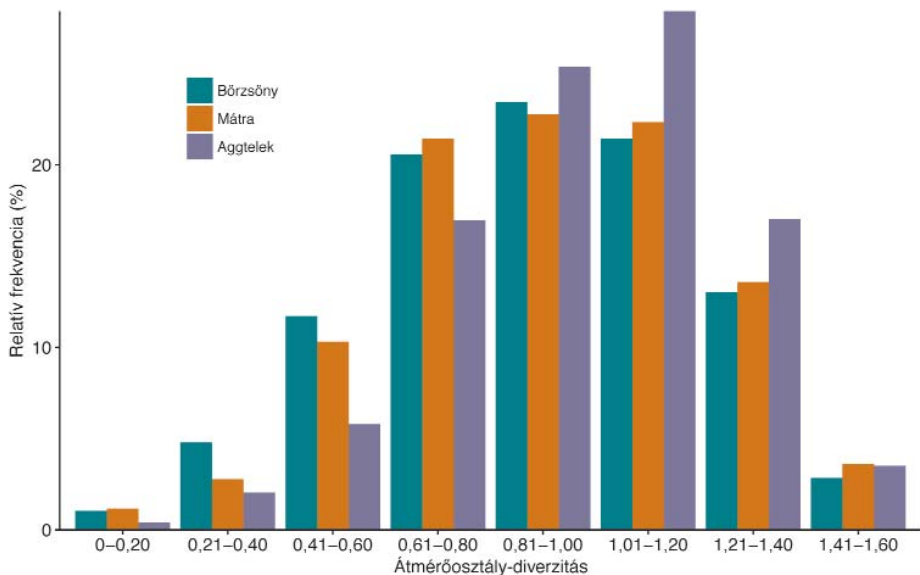
## IV.4.3.3 A faállomány-szerkezet változatosságának összehasonlítása

A három tájegység záródásviszonyai a protokoll értelmezési sajátosságai (2,5 m felett értelmezett faállomány), az erdők nevelésére vonatkozó általános szabályok és a gazdálkodói gyakorlat miatt nagyon hasonlóak, az elemzések mindenhol az állományok viszonylag magas fokú záródottságát igazolták (IV.72. ábra). A mintapontok több mint 78%-a esetében a záródás mindhárom tájegységben eléri vagy meghaladja a 80%-os értéket, ugyanakkor az 50% alatti záródású pontok száma mindenhol egyenletesen alacsony. A Börzsöny esetében – vélhetően az elmúlt évek-évtizedek természetes bolygatásai, valamint a több ezer hektáros területen alkalmazott átalakító üzemmód következtében – a 100%-os és 95%-os záródású mintapontok aránya érzékelhetően alacsonyabb, mint a másik két tájegységénél, ugyanakkor a 90–85–80%-os záródásértékek viszont a Börzsönyben érzékelhetően magasabb arányban mutathatók ki, mint a Mátrában, vagy az Aggteleki-karszton. Ezen felül jelentősebb különbségek a tájegységek között nem figyelhetők meg.



IV.72. ábra: A záródásértékek gyakoriságeloszlása az egyes tájegységek erdeiben

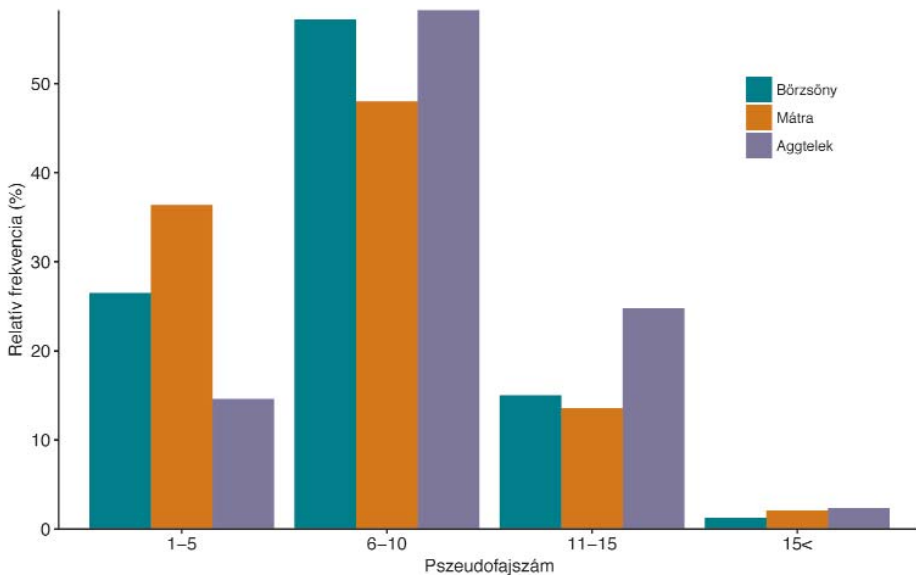
A szerkezeti változatosságot, illetve azon belül is a törzsátmérő-eloszlás szerint mutatózó változatosságot a tájegységi elemzéseknél az átmérődiverzitás-kategóriák gyakoriságeloszlásával mutattuk be (a diverzitás-értékeket 0,2-es ugrásokkal skáláztuk). A Börzsöny és a Mátra esetében nagyon hasonló, szinte egyező gyakoriságeloszlási diagramot kaptunk (a maximum értékek a 0,8–1,0 diverzitási értékeknél adódtak), ellenben az Aggteleki-karszt adatsora jelentősen eltérő lefutást mutatott (IV.73. ábra). Utóbbi területnél a gyakoriságérték maximuma egyrészt az 1,0–1,2 diverzitás-értékekhez esik, másrészt a gyakoriságérték a 0,8–1,4 diverzitási érték tartományban meghaladja a másik két tájegységénél tapasztalt értéket. Az összevetés látványosan utal arra a több oldalról is megerősített tényre, hogy a karsztvidék erdei átmérőeloszlás tekintetében – főként termőhelyi és történeti okokra visszavezethetően – sokkal változatosabbak, diverzebbek, mint a jelentősebb intenzitású erdőgazdálkodási tevékenységgel érintett Börzsöny és Mátra erdei. Ez a diverzebb jelleg megmutatkozik például az átmérőosztályok számának eloszlásában: a 4 vagy 5 átmérőosztályt tartalmazó plotok aránya az Aggteleki karszton 60% feletti, míg ugyanez az érték a Börzsönyben és a Mátrában rendre 51,6% és 47,2%, illetve a diverzitási érték előzőekben bemutatott egyenletességében is.



IV.73. ábra: Az átmérődiverzitás-kategóriák gyakoriságeloszlása az egyes tájegységek erdeiben

A fajgazdagság és a szerkezeti gazdagság egyfajta integrált mutatójaként bevezetett ún. pszeudofajszám gyakoriságeloszlásának három tájegység közötti összevetése (IV.74. ábra) megerősíti a fenti megállapításokat. A mindössze 1–5 pszeudofajt tartalmazó mintapontok relatív gyakorisága a Mátrában a legnagyobb (36,36%), ezt követi a Börzsöny (26,48%) és az Aggteleki-karszt (14,59%). A karsztvidék faállományának gazdagsága 6–10 és 11–15 pszeudofajt tartalmazó mintapontok gyakoriságánál tűnik ki. E két kategória együttes gyakorisága meghaladja a 83%-ot, míg ugyanez az érték a Börzsöny és a Mátra esetében rendre 72,25% és 61,60%.

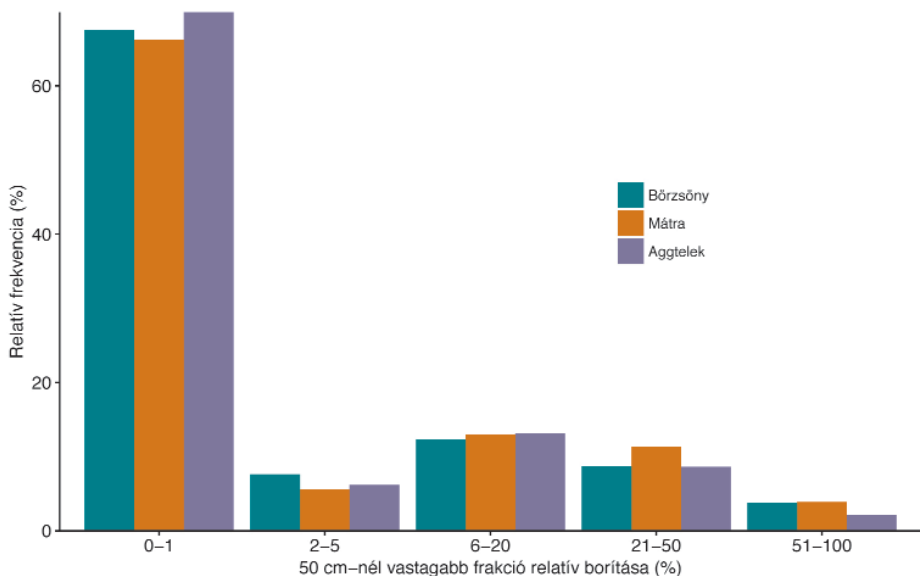
Az 50 cm törzsátmérő feletti frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlás-vizsgálatával az állományszerkezeti változatosság tájegységi szintű értékeléséhez hasznos kiegészítéseket kaptunk. A gyakoriságeloszlások tájegységi szintű összevetése ugyanakkor további érdemi információval alig szolgál, hiszen azok lefutása szinte teljesen megegyező (IV.75. ábra). Az 50+ frakció teljes hiánya (vagy legfeljebb 0–1%-os relatív borítással való jelenléte) az Aggteleki-karszt pontjainál éri el a legmagasabb arányt (69,91%), s ezzel párhuzamosan a 20%-nál nagyobb relatív borítást felmutató mintapontok aránya ugyancsak itt a legalacsonyabb (10,75%). A másik két tájegységhez viszonyítva az eltérések azonban



IV.74. ábra: A pszeudofajszám-értékek gyakoriságeloszlása az egyes tájegységek erdeiben

kicsik, a biodiverzitás-megőrzés és az erdőtermészetesség megítélése szempontjából kiemelt jelentőséggel bíró méretes, idős törzsek összességében mindhárom tájegységnél hiányoznak a mintapontok kb. kétharmadából. Különbség ugyanakkor, hogy míg a Börzsöny és Mátra esetében az 50+ frakciót tartalmazó pontok jelentős részben idős, méretes állományokba esnek, addig az Aggteleki-karszt esetében jelentős szerep jut az erdőtakarón belül elszórtan elhelyezkedő egykori hagyásfáknak, idősebb facsoportoknak is!

A gyakoriságeloszlásokat a legnagyobb területi aránnyal előforduló faállománytípus-csoportok (bükkösök, gyertyánosok, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, kocsánytalan tölgyesek, cserések) szerint vizsgálva a három tájegység hozzávetőlegesen azonos összképet, illetve tájegységen belüli elrendeződést mutat. Az 50 cm-nél vastagabb törzsek hiányával (0–1% relatív borítás) leírható pontok gyakorisága az idősebb állományok dimenziói és esetleg a régebbi hagyásfacsoporthoz miatt mindhárom tájegységben a magasabb régiókban előforduló bükkösöknél a legalacsonyabb (Börzsöny: 48,32%, Mátra: 50,87%, Aggteleki-karszt: 51,47%), s ahogyan haladunk a tájegységek peremterületeire jellemző faállománytípus-csoportok felé, fokozatosan emelkedik a vastag törzsek nélküli pontok aránya. A bükkösöknél említett adatokkal szemben például a hegylábi



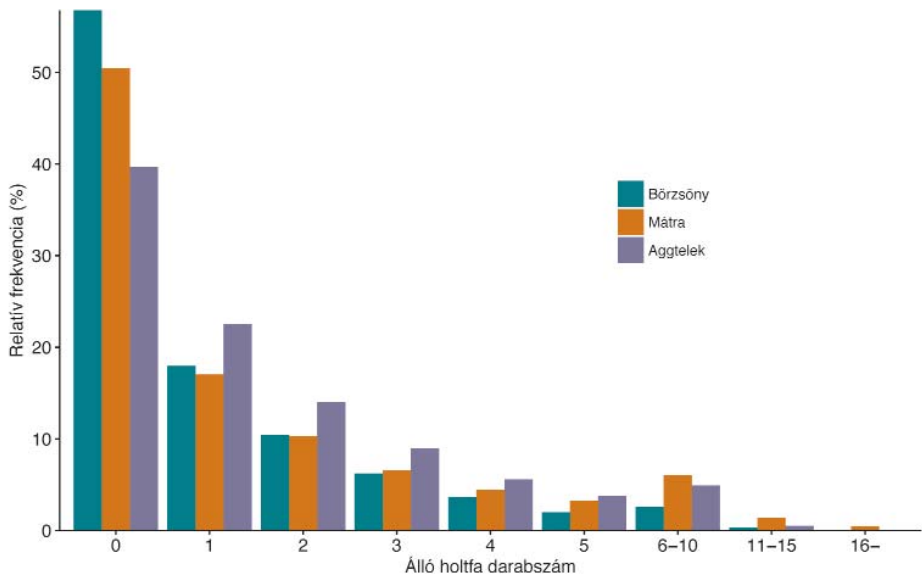
**IV.75. ábra:** Az 50 cm-nél vastagabb frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlása az egyes tájegységek erdeiben

részekre koncentrálódó kocsánytalan tölgyeseknél (Börzsöny: 76,70%, Mátra: 86,23%, Aggteleki-karszt: 79,94%) és csereseknél (Börzsöny: 81,21%, Mátra: 75,89%, Aggteleki-karszt: 93,33%) már egészen magas értékeket kapunk. Összességében mindhárom tájegységénél érvényesül az a jelenség, hogy a kultúrhatásokkal fokozottabban érintett hegységperemi területeken jóval kisebb valószínűséggel találhatunk 50 cm-nél vastagabb törzseket is tartalmazó erdőket! Az öt leggyakoribb faállománytípusnál az 50 cm-nél vastagabb törzsek 20%-nál nagyobb relatív borítása tekintetében a legmagasabb értékeket a bükkösöknél, míg a legalacsonyabb értékeket általában a kocsánytalan tölgyeseknél és csereseknél találjuk. Az 50 cm-nél vastagabb törzsek magasabb relatív borítási aránnyal tehát a tájegységek belső, magasabb fekvésű területein található erdőkben mindhárom tájegységben nagyobb arányban fordulnak elő, mint a peremeken, hegylábi területeken.

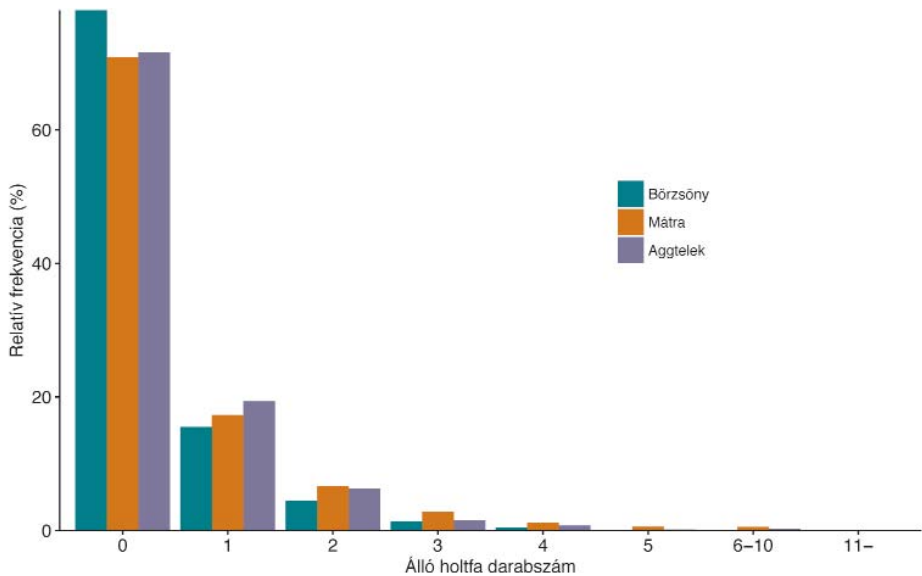
#### IV.4.3.4 Az álló és fekvő holtfa mennyiségi és minőségi mutatóinak összehasonlítása

Az álló holtfa mennyiségi mutatóinak tájegységi szintű összevetéséből összességében az Aggteleki-karszt és a Mátra átmérőosztályoktól és törzsszámkategóriáktól függően kissé változó, de azért hozzávetőleg hasonló helyzete és a Börzsöny lemaradása sejlik ki (IV.76-77. ábra). Míg az Aggteleki-karszt esetében lényegében az álló holtfa nélküli pontok alacsony aránya biztosítja a kedvező besorolást, addig a Mátránál – az ottani fiatal-középkorú állományok sajátosságai révén – a viszonylag sok (9–20 cm-es átmérőosztálynál 6–10 db vagy efölötti, a 21–50 cm-es átmérőosztálynál 2–3 db vagy efölötti) álló holtfát tartalmazó mintapontok előfordulási gyakorisága adja a tájegység kedvező értékeit. A Börzsöny harmadik helyre sorolása az említett két szempont tekintetében egyaránt megmutatkozó hátránnyal magyarázható: az álló holtfa nélküli pontok aránya jelentős, a magasabb törzsszámot mutató pontok aránya alacsony. Az 50 cm feletti átmérőosztályok esetében nincs lényegi különbség a tájegységek között, a vastag álló holtfák mindenhol egyformán, közel 100%-ban hiányoznak. Az adatok ismertetett módon való széthúzódnása, illetve a kirajzolódó sorrendiség háttérében megbúvó okok feltárása további elemzést igényel, de előzetesen megemlíthető, hogy szó lehet a napi erdőgazdálkodói gyakorlat különbözőségéről, de akár a felvett állományok korosztály-viszonyaiban mutatkozó eltérések is magyarázhatják a differenciálódást, illetve a mátrai tölgyesek és feketefenyvesek rossz egészségi állapotáról is.





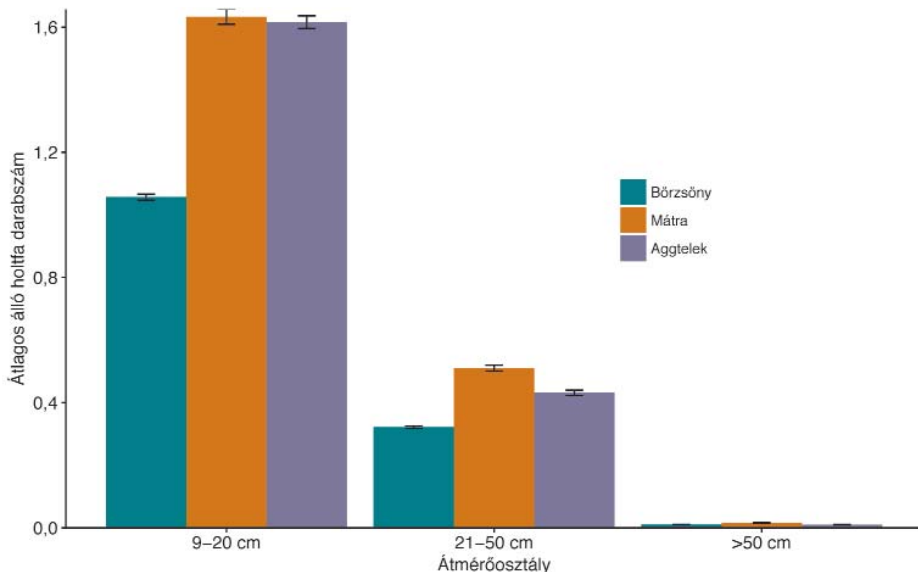
**IV.76. ábra:** A 9–20 cm-es álló holtfák darabszámának gyakoriságeloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben



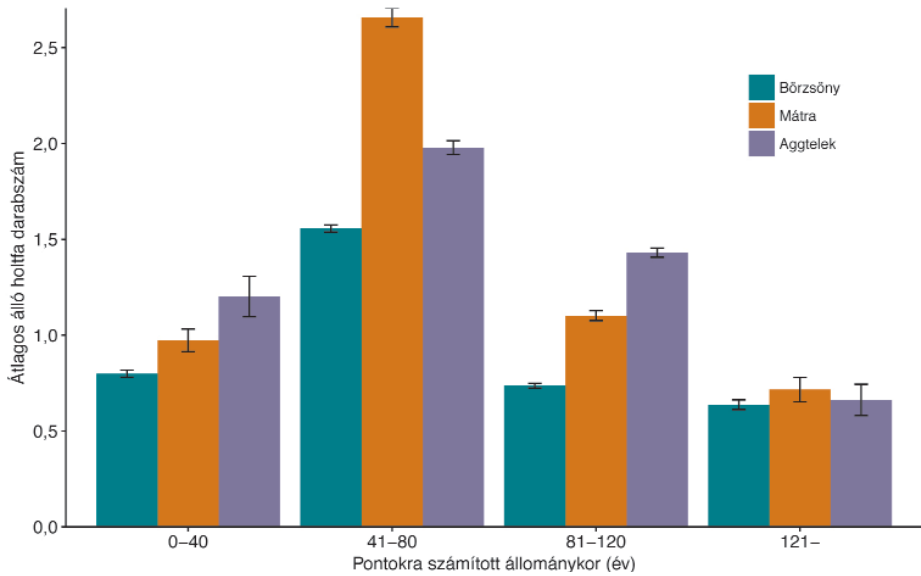
**IV.77. ábra:** A 21–50 cm-es álló holtfák darabszámának gyakoriságeloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben

Az álló holtfa darabszámok gyakoriságeloszlása mellett az átlagos álló holtfa darabszám is a fentebb említett sorrendiséget körvonalazza (IV.78. ábra). A 9–20 cm-es átmérőosztályban az átlagos álló holtfa darabszám a Mátrában 1,63, az Aggteleki-karszt esetében 1,62, a Börzsönyben viszont csak 1,06. Ugyanezek az adatok a 21–50 cm-es átmérőosztály esetében 0,51, 0,43 és 0,32. Az 50 cm feletti átmérőosztályokat azok csekély szerepe miatt itt most nem vizsgáltuk. Elmondható tehát, hogy a vizsgált tájegységek közül álló holtfa tekintetében a Mátra tűnik a legkevésbé kedvezőtlen helyzetben levőnek.

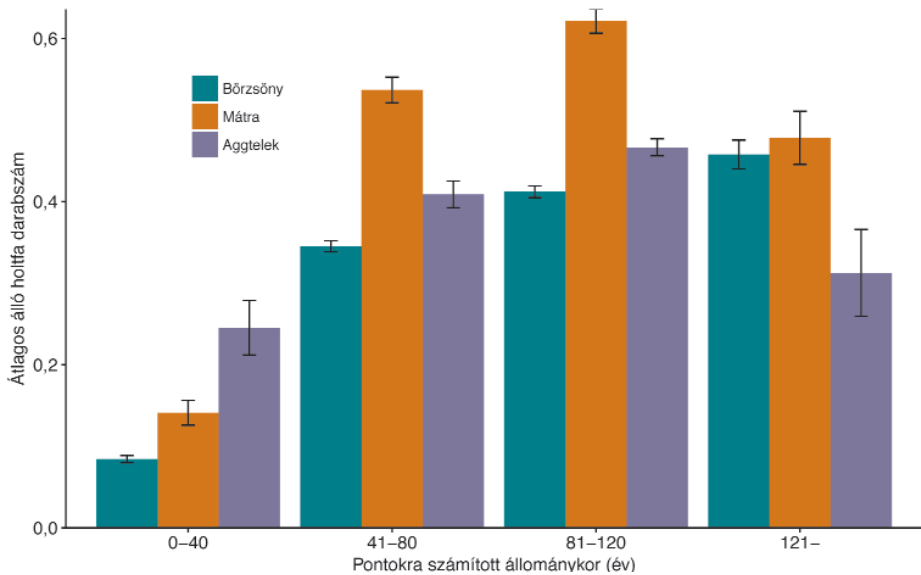
A tájegységi szintű összevetések során az átlagos álló holtfa darabszám alakulását részletesebben, háttérváltozók függvényében is áttekintjük. A mintavételi pontokhoz rendelt állománykor alapján (IV.79–81. ábra) például megállapítható, hogy az átlagos álló holtfa darabszám maximuma – értelemszerűen – az állomány korával az egyre vastagabb törzsek irányába tolódik: a 9–20 cm átmérőjű álló holtfa esetén a 40–80 éves, a 21–50 cm átmérőjű álló holtfa esetén a 80–120 éves, az 50 cm átmérő feletti álló holtfa esetén pedig a 120–250 éves korosztálycsoportban a legmagasabb az átlagos darabszám. A Mátra és az Aggteleki-karszt átlagos törzsszám-adatai (általában a mátrai adatok első pozíciójával)



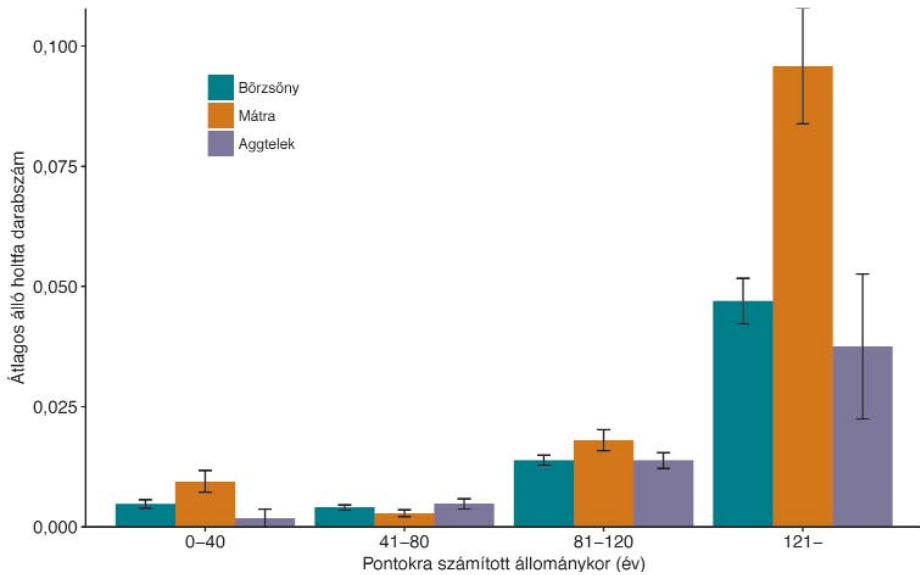
**IV.78. ábra:** Az álló holtfák átlagos darabszáma (átmérőosztályonként) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag ± SE)



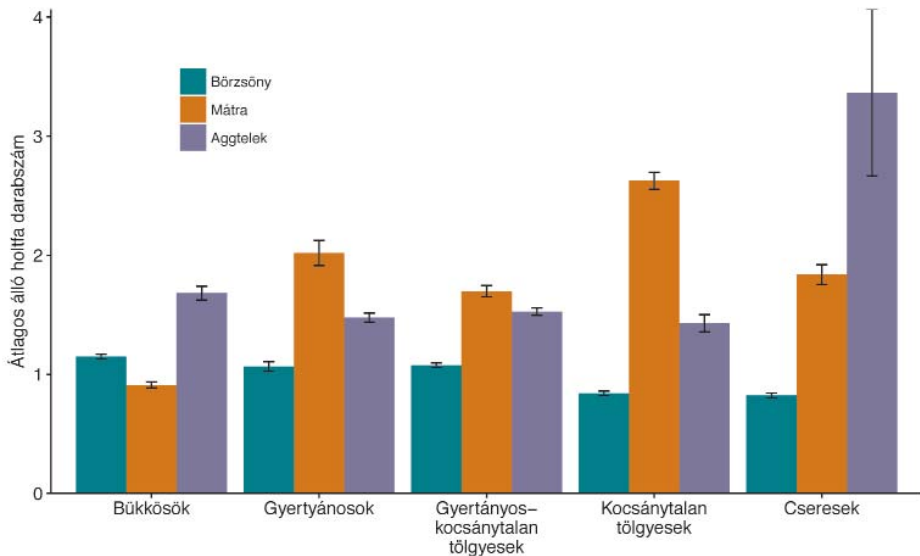
**IV.79. ábra:** A 9–20 cm átmérőjű álló holtfa átlagos darabszáma (állománykor függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag ± SE)



**IV.80. ábra:** A 21–50 cm átmérőjű álló holtfa átlagos darabszáma (állománykor függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag ± SE)



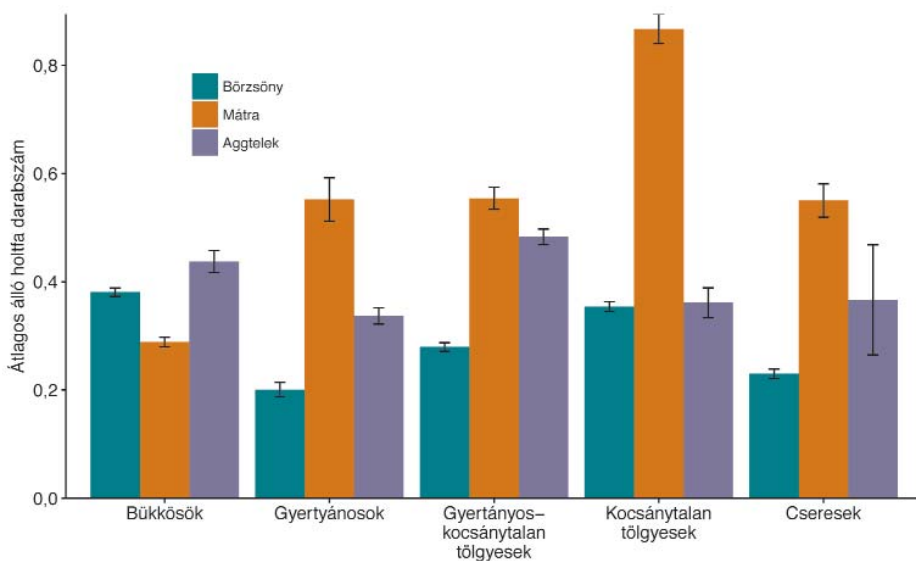
**IV.81. ábra:** Az 50 cm átmérő feletti álló holtfa átlagos darabszáma (állománykor függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag  $\pm$  SE)



**IV.82. ábra:** A 9–20 cm átmérőjű álló holtfa átlagos darabszáma (az 5 legnagyobb területfoglalású faállománytípus-csoport függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag  $\pm$  SE)

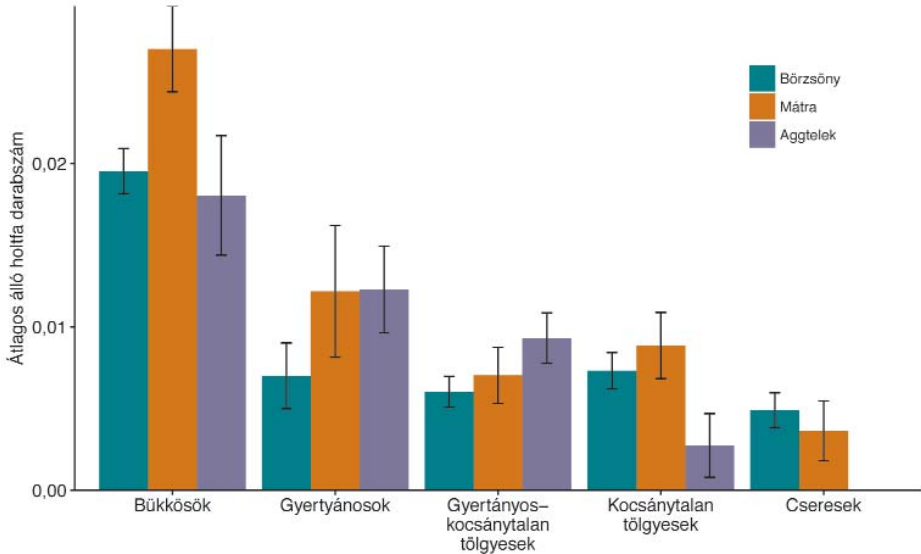
a 9–20 cm-es és 21–50 cm-es átmérőosztályoknál szinte minden korcsoport esetében a Börzsöny adatai fölé esnek. Az Aggteleki-karszt átlagos törzsszámadatainak harmadik helyre szorulása csak a nagy (50 cm feletti) átmérők és magasabb (120 év feletti) állománykorok egyidejű vizsgálata esetén következik be, de ez a karsztvidék termőhelyi és korosztályviszonyainak ismeretében egyáltalán nem meglepő.

Ha az átlagos álló holtfa darabszám alakulását az 5 legnagyobb területfoglalású faállománytípus-csoport (bükkösök, gyertyánosok, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, kocsánytalan tölgyesek, cserések) szerint vizsgáljuk (IV.82-84. ábra), jól kirajzolódik, hogy a 9–20 cm és 21–50 cm átmérőosztályoknál is a mátrai tölgyesek rendelkeznek a legmagasabb értékekkel. A kivételnek mutatkozó, 9–20 cm átmérőosztályba tartozó karsztvidéki cseresekkel az alacsony mintaszámból fakadó jelentős hibaérték miatt itt most nem foglalkozunk. Ugyanebben a két átmérőtartományban bükkösök esetében az Aggteleki-karszt mintapontjai adják a legmagasabb értékeket. Tölgyesek esetében a jelenség háttérében – mint már utaltunk rá – bizonyára az utóbbi években a Mátra tölgyes régiójában végbe ment fapusztulási folyamat állhat, az Aggtelek környéki bükkösök magasabb álló holtfa darabszáma viszont inkább az erdőgazdálkodás alól huzamosabb ideje mentesült erdőkre vezethető vissza. Az 50 cm átmérő feletti álló holtfák esetében

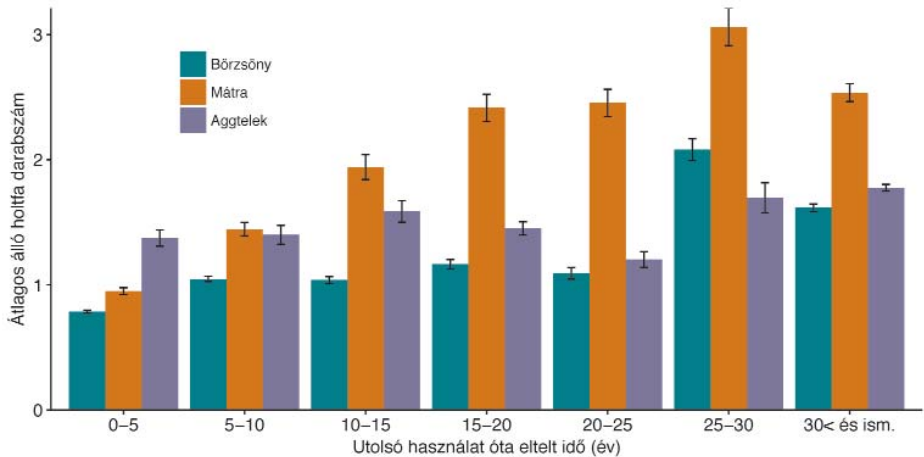


**IV.83. ábra:** A 21–50 cm átmérőjű álló holtfa átlagos darabszáma (az 5 legnagyobb területfoglalású faállománytípus-csoport függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag ± SE)

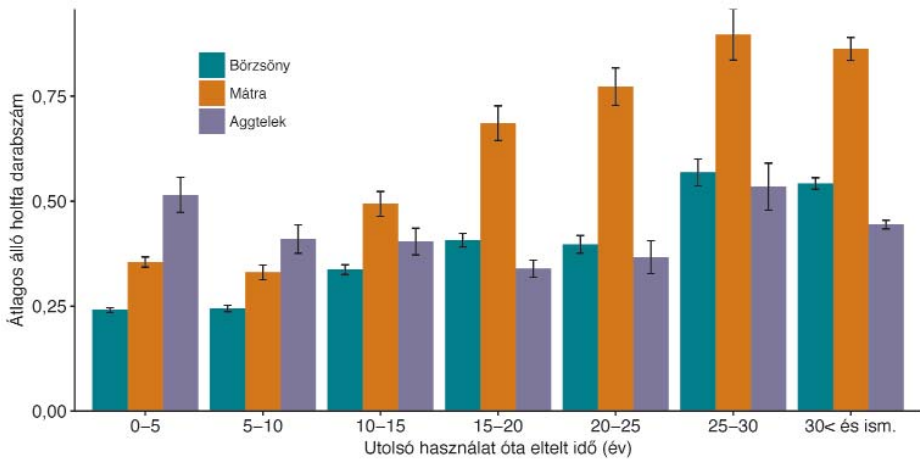
a leírtakhoz képest már elég vegyes és változatos a kép. Annyi bizonyos, hogy bükkösök esetében a mátrai állományok toronymagasan vezetnek a sort, de még a kocsánytalan tölgyeseknél is a mátrai állományok állnak az élen. A Börzsönyi faállománytípus-csoportok álló holtfa ellátottsága a bükkösöket leszámítva



**IV.84. ábra:** Az 50 cm átmérő feletti álló holtfa átlagos darabszáma (az 5 legnagyobb terület-foglalású faállománytípus-csoport függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag ± SE)



**IV.85. ábra:** A 9–20 cm átmérőjű álló holtfa átlagos darabszáma (az utolsó használat óta eltelt időszak hossza függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag ± SE)

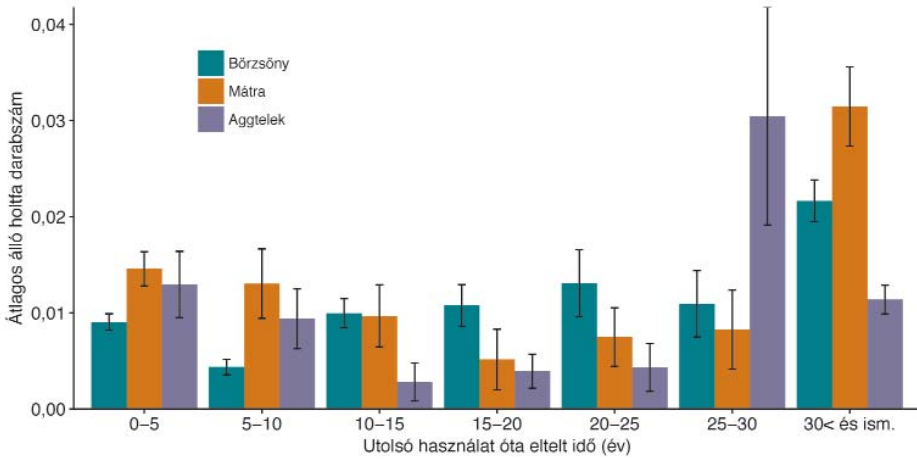


**IV.86. ábra:** A 21–50 cm átmérőjű álló holtfa átlagos darabszáma (az utolsó használat óta eltelt időszak hossza függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag  $\pm$  SE)

viszont szinte mindegyik átmérőosztálynál a harmadik helyet foglalja el, vagyis a projektterületen belül ez az a tájegység, ahol az átlagos álló holtfa darabszám – vélhetően az erdőgazdálkodási gyakorlatra visszavezethetően – a legalacsonyabb.

Az átlagos álló holtfa darabszám alakulását az utolsó használat óta eltelt időszak hossza is élesen befolyásolja. Az elemzések alapján (IV.85-87. ábra) elmondható, hogy a 9–20 cm és 21–50 cm átmérőosztályoknál is a mátrai mintapontok értéke mutatja a legélesebb, leginkább látványos összefüggést. A Börzsöny és az Aggteleki-karszt esetében az összefüggés nem ennyire kézenfekvő, de például a 21–50 cm átmérőosztálynál 15–20 évtől szintén egyértelmű kapcsolat van a két változó között. Az 50 cm feletti törzsek esetében a leírtakhoz hasonló összefüggés viszont nem mutatható ki, de lényegében (véltetően az idős véderdők miatt) ez az egyetlen olyan átmérőosztály, ahol a 30 évnél régebben nem háborgatott területeken kiugró átlagos álló holtfa darabszámot találunk.

A facsonkok darabszámával kapcsolatban az álló holtfánál ismertetettekhez hasonlóan az Aggteleki-karszt és a Mátra kissé kedvezőbb helyzete és a Börzsöny lemaradása rajzolódik ki. A 9–20 cm-es méretosztálynál ugyanakkor az Aggteleki-karszt esetében kiugró értékek (facsonk nélküli pontok legkisebb aránya, 1–2 facsonkkal rendelkező pontok legnagyobb aránya) láthatók, amik a nagy területet borító, sarjcsokros (az erdőgazdálkodással nem érintett területeken erősen öngyérülő) gyertyánosokban keletkezett vékony csonkok miatt adódnak! A három tájegység sorrendjét meghatározó okok az álló holtfánál elmondottakhoz hasonlóak: a Börzsöny a facsonk nélküli pontok magas aránya, illetve a

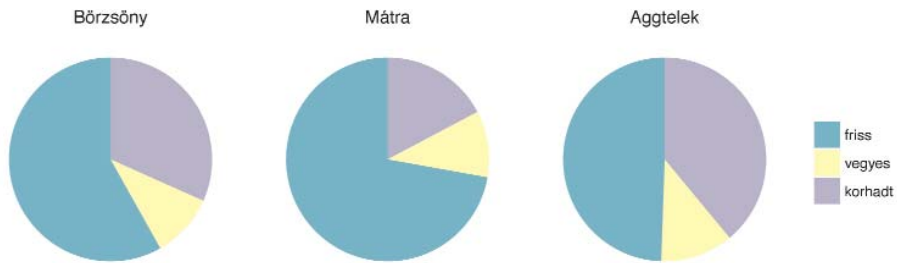


**IV.87. ábra:** Az 50 cm átmérő feletti álló holtfa átlagos darabszáma (az utolsó használat óta eltelt időszak hossza függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag  $\pm$  SE)

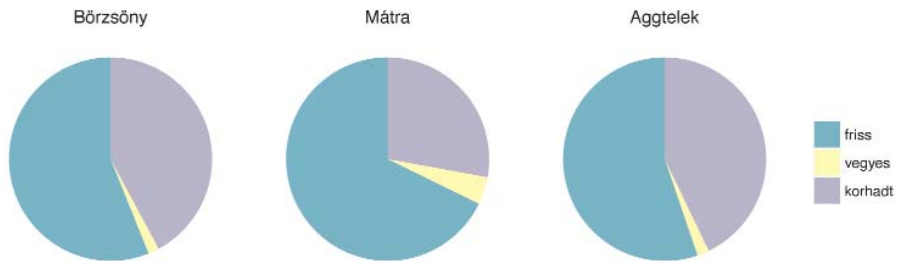
jelentősebb facsonk-számot mutató pontok elmaradó jellege miatt került a legkedvezőtlenebb pozícióba. A mintapontonkénti átlagos darabszámok tekintetében megállapítottuk, hogy a 9–20 cm-es átmérőosztályban az átlagos facsonk darabszám az Aggteleki-karszt esetében 0,53, a Mátrában 0,24, a Börzsönyben pedig 0,21. Ugyanezek az adatok a 21–50 cm-es átmérőosztály esetében 0,09, 0,10 és 0,08. Összességében a facsonk-ellátottság a 9–20 cm átmérőosztályban az Aggteleki-karszton – a már említett okok miatt – kiemelkedő, míg a másik két tájegység adata ettől jelentősen elmarad. A 21–50 cm-es átmérőosztály adatai szinte azonosak, az 50 cm feletti átmérőosztályokat pedig azok csekély szerepe miatt érdemben nem vizsgáltuk. A három tájegység közül a legkedvezőtlenebb adottságokat a Börzsöny mutatja.

Az álló holtfa korhadtsági fokok szerinti megoszlása tájegységi szinten kevés különbséget mutat (IV.88-89. ábra). A 21–50 cm-es átmérőosztálynál a friss+vegyes korhadtsági kategóriákkal érintett mintapontok aránya a Mátrában a legmagasabb (kb. 83%), míg a Börzsöny (kb. 68%) és az Aggteleki-karszt (kb. 61%) esetében ez az arány érzékelhetően alacsonyabb. Az 50 cm átmérő feletti átmérőosztályt tekintve még ennyi különbség sincs, bár a friss+vegyes korhadtsági kategóriákkal érintett pontok aránya a Mátrában valamivel magasabb (kb. 72%), mint a másik két tájegységben (57–58%). A korhadtsági minősítésű törzsek jelentősebb (31–39% közé eső) aránya mögött a Börzsöny esetében az elmúlt évtizedek természetes bolygatásai (jégtörések, széldöntések) húzódnak meg, az Aggteleki-karszt esetében pedig az erdőgazdálkodással több évtizede nem érintett





**IV.88. ábra:** A 21–50 cm-es álló holtfát tartalmazó mintapontok (adott átmérőosztályra vetített) korhadtsági fok szerinti megoszlása a vizsgált tájegységek erdeiben



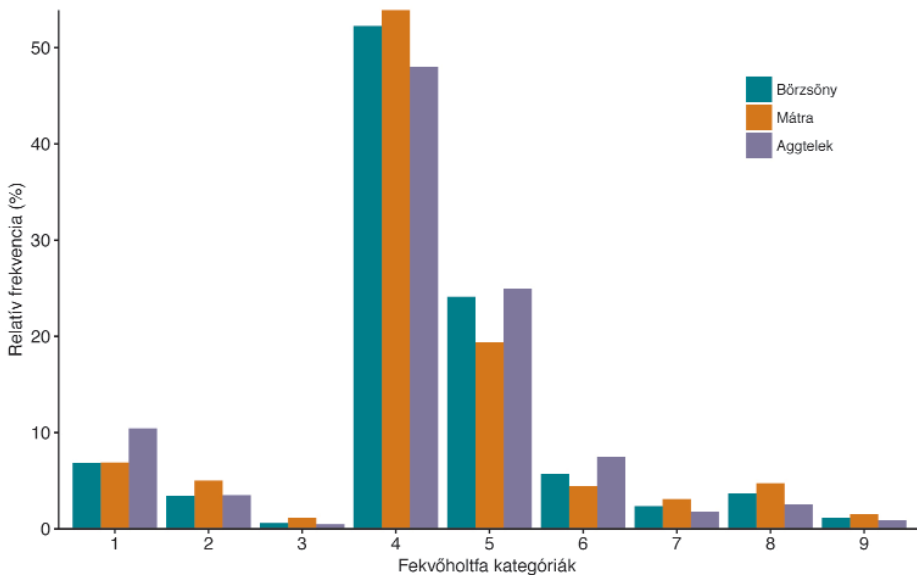
**IV.89. ábra:** Az 50 cm átmérő feletti álló holtfát tartalmazó mintapontok (adott átmérőosztályra vetített) korhadtsági fok szerinti megoszlása a vizsgált tájegységek erdeiben

tett erdők jelentős kiterjedése lehet a magyarázó tényező. A Mátra esetében az elmúlt évtized(ek)ből nem tudunk olyan tájegységi szinten meghatározó tényezőt említeni, ami a korhadt álló holtfa arányának jelentősebb növekedését okozta volna, s a szórványosan pusztuló törzsek tartós helyben maradását és korhadását a hagyományos elveket követő erdőgazdálkodási gyakorlat sem segítette. Mindezek alapján a korhadt (kéreglevált, ágak nélküli, xilofil élőlénycsoportoknak azonnal megtelepedési lehetőséget biztosító) törzseket hordozó pontok aránya a Mátrában a legalacsonyabb!

A fekvő holtfa méretosztályait és mennyiségét együttesen megjelenítő kategóriák gyakoriságeloszlása a három tájegységben nagyon hasonló, jelentősebb különbségek nem mutathatók ki (IV.90. ábra). A kisebb különbségek közül kiemelhető momentum talán, hogy a mindenhol domináló, a vékony holtfa (FWD) mellett 8–35 cm átmérőjű vastag holtfát is tartalmazó CWD4–CWD6 kategóriákon belül a CWD5 és CWD6 aránya az Aggteleki-karszt esetében kissé magasabb, mint a másik két hegységben – ez valószínűleg a fakitermeléssel régóta

nem érintett állományok magasabb arányával és az itteni erdők jellemző dimenzióival magyarázható. Az Aggteleki-karszt esetében a csak vékony és kevés holtfát tartalmazó pontok (FWD1) aránya is megelőzi a másik két tájegység adatát, itt azonban az általában nagyon csekély fekvő holtfát tartalmazó karsztbokorerdők jelentős területaránya lehet a legfontosabb magyarázó tényező. Emellett megemlíthető még, hogy a 35 cm átmérő feletti, kifejezetten vastag fekvő faanyagot is tartalmazó CWD7–CWD9 kategóriák aránya a Mátrában a legmagasabb, majd ezt követi a Börzsöny és az Aggteleki-karszt adata. Vagyis: a gyakoriság-adatok alapján a CWD4–CWD6 kategóriák tekintetében Aggteleki-karszt, Börzsöny, Mátra sorrendbe rendeződnek a vizsgált tájegységek, míg CWD7–CWD9 kategóriák esetén éppen fordított a helyzet.

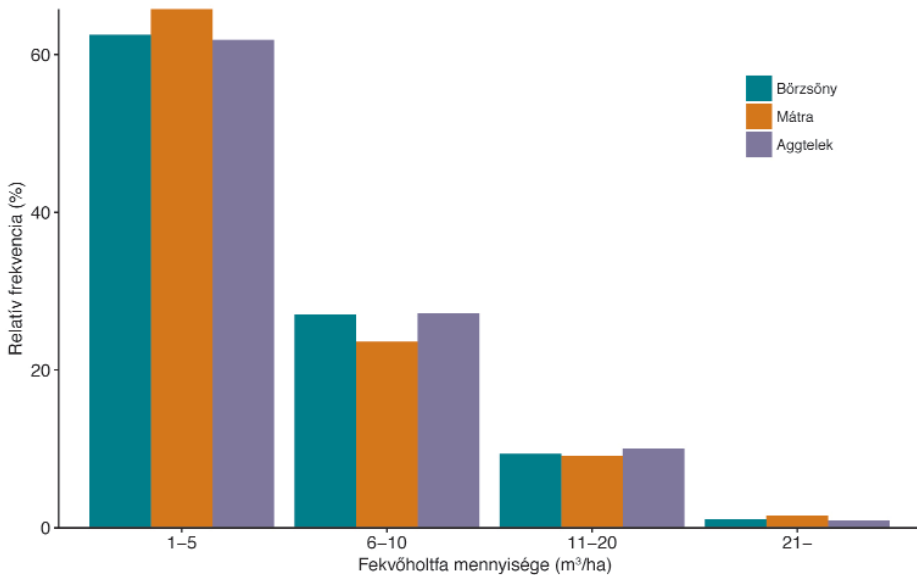
Ha az FWD/CWD kategóriákhoz rendelt fatérfogat-adatok felhasználásával a három mintaterület fekvő holtfa ellátottságának mennyiségi viszonyait is összevetjük, a gyakoriság-adatokból kapott eredményhez nagyon hasonló, kiegyenlített képet kapunk (IV.47. táblázat, IV.91. ábra). A fekvő holtfa mennyiségi kategóriák (és összevont kategóriák: 1–5, 5–10, 10–20, 20–50 m<sup>3</sup>/ha) relatív gyakorisága ugyanis a 3 tájegységben szinte megegyező, s majdnem azonosak a tájegységi szinten számított átlagok is (5,89–6,08 m<sup>3</sup>/ha). A vizsgált területek között fekvő holtfa ellátottságban tehát markáns eltérések nem mutathatók ki.



IV.90. ábra: A fekvő holtfa vastagságát és mennyiségét együttesen leíró kategóriák (1–9) gyakoriságeloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben

**47. táblázat:** A fekvő holtfa vastagságát és mennyiségét együttesen leíró kategóriák (1–9) gyakoriságeloszlása és az átlagos fekvő holtfa mennyisége a vizsgált tájegységek erdeiben

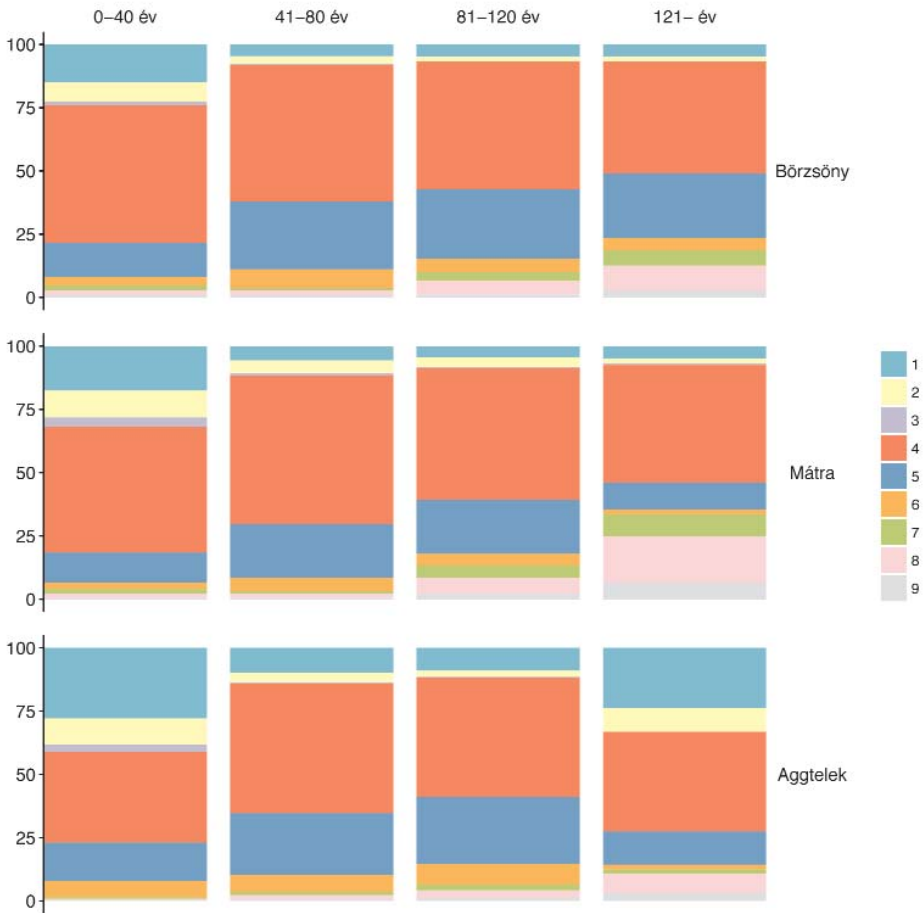
FWD/ CWD m <sup>3</sup> /ha	1	2	3	1–3	4	5	6	4–6	7	8	9	7–9	Össz.
	1	3	6	---	3	8	15	---	8	20	50	---	
	<b>Bőrszőny</b>												
db	2 397	1 206	201	3 804	18 306	8 449	2 004	28 759	819	1 275	391	2 485	35 048
%	6,84	3,44	0,57	10,85	52,23	24,11	5,72	82,06	2,34	3,64	1,12	7,09	100,00
<b>átlag (m<sup>3</sup>/ha)</b>	<b>Mátra</b>												
db	929	676	154	1 759	7 281	2 615	593	10 489	417	638	210	1 265	13 513
%	6,87	5,00	1,14	13,02	53,88	19,35	4,39	77,62	3,09	4,72	1,55	9,36	100,00
<b>átlag (m<sup>3</sup>/ha)</b>	<b>Aggteleki-karszt</b>												
db	1 152	384	50	1 586	5 304	2 760	829	8 893	196	282	98	576	11 055
%	10,42	3,47	0,45	14,35	47,98	24,97	7,50	80,44	1,77	2,55	0,89	5,21	100,00
<b>átlag (m<sup>3</sup>/ha)</b>	<b>5,89</b>												



IV.91. ábra: A fekvő holtfa mennyiségek gyakoriságeloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben

A fekvő holtfa mennyiségére vonatkozó adatok értelmezéséhez itt is hangsúlyozzuk, hogy az alkalmazott skála sajátjaiból adódóan becsléseink a fekvő holtfa mennyiségét esetenként alábecsülhetik, hiszen a 6-os és 9-es kategória felülről nyitott. Abban a nem túl gyakori esetben, amikor kifejezetten nagy mennyiségű, de 35 cm átmérőt meg nem haladó fekvő holtfa fordul elő egy területen, felmérőinknek a tényleges mennyiségtől függetlenül 6-os értéket kellett rögzíteni. Hasonló érvényes a 9-es kategóriára is.

A tájegységi szintű összevetések során a fekvő holtfa kategóriák gyakoriságeloszlását részletesebben, háttérváltozók függvényében is áttekintjük. A mintavételi pontokhoz rendelt állománykor alapján (IV.92. ábra) például általános tendenciának mondható, hogy a vastag (8 cm feletti) faanyagot nem tartalmazó mintapontok (FWD1–FWD3) aránya a korrrelációval haladva minden tájegységben csökken, a 35 cm feletti fekvő holtfát is tartalmazó pontok (CWD7–CWD9) aránya meg mindenhol növekszik. Az adatok szabályos lefutását csupán egyetlen kivétel törli meg: az Aggteleki-karszt 120–250 év közötti állományainál az FWD1–FWD3 besorolású pontok aránya a megelőző, 80–120 éves korosztálycsoporthoz viszonyítva hirtelen megugrik, a CWD7–CWD9 minősítésű pontok aránya meg visszaesik. A jelenség hátterében egyértelműen

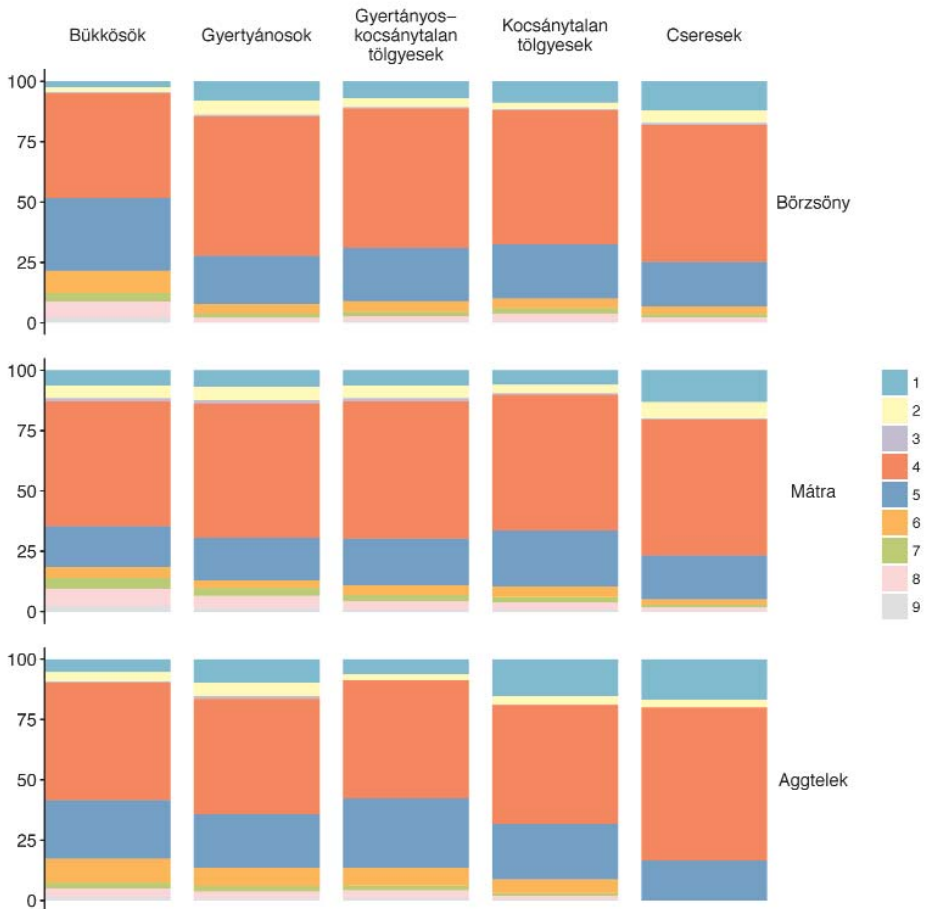


**IV.92. ábra:** A fekvő holtfa kategóriák gyakoriságeloszlása (állománykor függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben

a tájegységben gyakori karsztbokorerdők állnak. A bennük mozaikosan elhelyezkedő tisztásokon, sziklagyep-foltokon legfeljebb csak vékony holtfa fordul elő, s ezt a jelenséget az érintett korosztályokba tartozó egyéb erdők nem tudják ellensúlyozni. Azonban megjegyzendő, hogy a 120–250 év közötti állományok összesen csak kb. 110 hektárt tesznek ki a karszt vizsgált részterületén. Mindhárom tájegységben és mindegyik korosztálycsoportban a csak 8–35 cm közötti vastag holtfát tartalmazó pontok (CWD4–CWD6) dominálnak, s ezen belül mindenhol meghatározó szereppel (35–59%) bír a CWD4 kategória gyakorisága. A CWD8 kategória gyakorisága a 120–250 éves korosztálycsoporthoz

tartozó állományokban a Mátrában a legmagasabb (kb. 18%). A tájegységek között egyéb jelentős különbségek nem mutathatók ki.

A fekvő holtfa kategóriák gyakoriságeloszlását az 5 legnagyobb területfoglalású faállománytípus-csoport (bükkösök, gyertyánosok, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, kocsánytalan tölgyesek, cseresek) szerint vizsgálva (IV.93. ábra) megállapítható, hogy a vastag (8 cm feletti) faanyagot nem tartalmazó mintapontok (FWD1–FWD3) aránya mindhárom tájegységben a szárazabb tölgyes állományok, jellemzően a cseresek esetében a legmagasabb. A 35 cm feletti fekvő holtfát is tartalmazó pontok (CWD7–CWD9) aránya a Börzsöny és a



**IV.93. ábra:** A fekvő holtfa kategóriák gyakoriságeloszlása (az 5 legnagyobb területfoglalású faállománytípus-csoport függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben

Mátra esetében (az állományok dimenziói miatt tulajdonképpen érthető okokból) a bükkösöknél a legmagasabb. Az Aggteleki-karszton az extrazonális megjelenés, valamint a nagyobb kiterjedésű és kifejezettebben idős-méretes állományok hiánya miatt a bükkösöknél a CWD7–CWD9 kategóriájú pontok aránya a gyertyános-tölgyeseknél megfigyelttel közel azonos.

A fekvő holtfa kategóriák gyakoriságeloszlását az utolsó használat óta eltelt időszak hossza függvényében vizsgálva azt tapasztaltuk, hogy a vastag (8 cm feletti) holtfát nem tartalmazó pontok aránya (a holtfaképződés természetes folyamatával párhuzamosan) 10–15 évvel az utolsó fakitermelés után fokozatosan csökken. Vagyis: egy-másfél évtizeddel az elvégzett erdészeti munkák után már érzékelhető mértékben megjelennek a legalább CWD4–CWD6 besorolást eredményező szituációk. Ugyancsak 10–15 év után – az Aggteleki-karszt kivételével és a másik két tájegységben is kissé ingadozó adatokkal – gyenge növekedést mutatnak a CWD7–CWD9 besorolású pontok is. A 30 évnél régebben nem érintett területek viszont nem adnak kiugró értékeket. Összességében az elemzés a beavatkozások utáni lassú holtfa-képződési folyamatot illusztrálja.

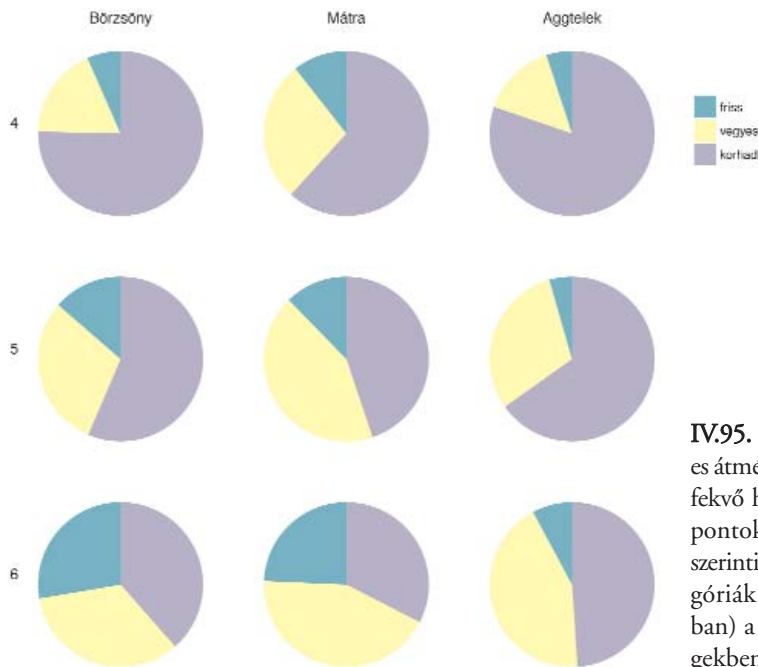
A fekvő vastag holtfa korhadtsági fok szerinti értékelése kapcsán a vékony holtfa (FWD) mellett 8–35 cm átmérő közötti holtfát is tartalmazó pontok tekintetében elsősorban a mátrai mintapontok eltérő mutatóit kell kiemelniünk (IV.94. ábra). Míg a korhadtsági minősítés aránya a Börzsöny és az Aggteleki-karszt esetében 70% körüli, addig a Mátra esetében ez 56% alatt marad, a vegyes korhadtságú faanyagot tartalmazó pontok aránya viszont jelentősen magasabb. Az eltérés oka a tájegységi jellemzéseknél már említett tényező lehet: a Börzsönyben az elmúlt évtizedek természetes bolygatásai, az Aggteleki-karszton pedig a több évtizede háborítatlan erdők jelentős kiterjedése alakítja a korhadtsági fekvő holtfa magasabb arányát, míg a Mátra esetében hasonló, tájegységi szinten meghatározó tényezőt nem tudunk említeni. Mivel az utóbbi néhány év erdővédelmi problémái, illetve fapusztulásai révén jelentősebb fekvő holtfa nem keletkezett, ez a



**IV.94. ábra:** A 8–35 cm-es átmérőjű (CWD 4–6) fekvő holtfát tartalmazó pontok korhadtsági fok szerinti megoszlása a vizsgált tájegységekben

jelenség egyelőre csak az álló holtfánál érezteti a hatását. A CWD4–CWD6 kategóriákra itt bemutatott átlagok mögött egyébként mindhárom tájegységben általában a bükkös és gyertyános faállománytípus-csoportok magasabb (Börzsöny: 30–49%, Mátra: 51–53%, Aggteleki-karszt: 28–36%), míg a gyertyános-kocsánytalan tölgyes, kocsánytalan tölgyes és cseres faállománytípus-csoportok alacsonyabb friss+vegyes fekvő holtfa aránya áll.

Ha a korhadtsági kategóriák megoszlását az egyes tájegységeknél a CWD4–CWD6 kategóriák szerint megbontva is megvizsgáljuk, a fentebb már leírtakhoz illeszkedő képet látunk (IV.95. ábra). Az Aggteleki-karszt és a Börzsöny mintapontjainál a korhadtsági minősítésű pontok aránya ugyanis mindhárom CWD-értéknél meghaladja a mátrai pontoknál tapasztalt arányt. Egységesen mutatkozó jelenség ugyanakkor, hogy a korhadtsági minősítésű minták együttes aránya a CWD4–CWD5 kategóriáknál mindhárom tájegységnél szinte azonos, illetve hogy a CWD4 kategória felől a CWD6 kategória felé haladva mindhárom tájegységben csökken a korhadtsági minősítés részesedése. Utóbbi trend azzal lehet összefüggésben, hogy a nagyobb mennyiségű holtfán belül vélhetően nagyobb valószínűséggel találhatunk nemrégiben talajra került, friss minősítésű törzseket is. Ugyanezt a hatást erősítheti még, hogy a jelentősebb mennyiségű és vastagságú holt faanyagot adó események (pl. széldöntés, jégtörés, vagy egész-

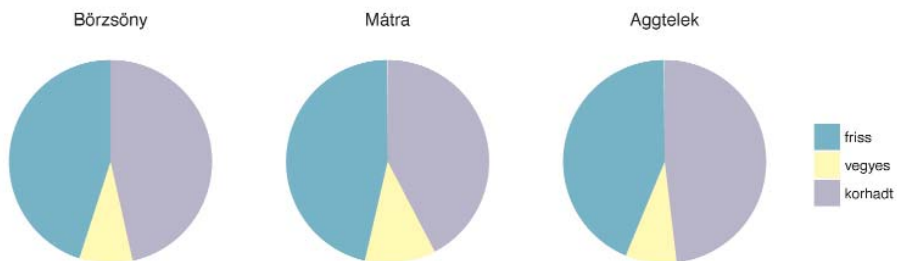


**IV.95. ábra:** A 8–35 cm-es átmérőjű (CWD 4–6) fekvő holtfát tartalmazó pontok korhadtsági fok szerinti megoszlása (kategóriák szerinti bontásban) a vizsgált tájegységekben



ségügyi-erdővédelmi probléma) után nagyobb valószínűséggel termelték össze az erdőgazdálkodók a faanyagot, így az nem tudott helyben korhadttá válni. További fontos momentum, hogy a CWD6 érték mellett a friss minőségű faanyag Börzsöny és Mátra esetében jelentkező magasabb aránya (24–28%) jelentős részben a 2014. évi jégtöréssel állhat összefüggésben. Az Aggteleki-karszt területét ugyanebben az időszakban nem érte jelentősebb természetes bolygatás. A 35 cm átmérő feletti fekvő vastag holtfát is tartalmazó pontok korhadtsági besorolása a három tájegységénél ugyanakkor nem mutat lényegi különbséget. A CWD7–CWD9 minőségű pontok aránya amúgy is mindenhol alacsony, ezen belül pedig a korhadtsági viszonyok közel azonosak (IV.96. ábra).

A vizsgált tájegységek holtfa-ellátottságának hasonlóságait és különbségeit végezve a településekhez viszonyított távolság, az erdőgazdálkodás intenzitása, az erdők egészségi állapota, a gazdálkodással régóta nem érintett erdők aránya és a közelmúltbeli természetes bolygatások mértéke és intenzitása alapján összegezzük. Ez alapján a Börzsöny területén a tájegységi jellemzők alakításában mind az álló, mind a fekvő holtfa vonatkozásában meghatározó szereppel bír a viszonylag intenzív erdőgazdálkodási tevékenység, ezzel részben összefüggésben a településektől vett távolság, valamint az elmúlt 20 évben (legutóbb 2014-ben) bekövetkezett természetes bolygatások. A Mátra esetében a viszonylag intenzív erdőgazdálkodási tevékenység és a településektől vett távolság mellett a mennyiségi és minőségi jellemzők formálásában kimagasló jelentősége van a Dél-Mátrában zajló fapusztulási folyamatnak, mely egyelőre az álló holtfa vonatkozásában jár kimutatható következményekkel. A természetes bolygatások tájegységi szerepe a Börzsönyhöz képest mérsékelt. A fentiekkel szemben az Aggteleki-karszt több tekintetben is eltérő jellemzőkkel bír: az erdőgazdálkodás alacsony intenzitása, a holtfa-viszonyok természetes bolygatásoktól és lakott területekről való függése is gyenge, ellenben a több évtizede nem kezelt erdők magas aránya döntően meghatározza a térség erdeinek holtfával kapcsolatos természetességi mutatóit.

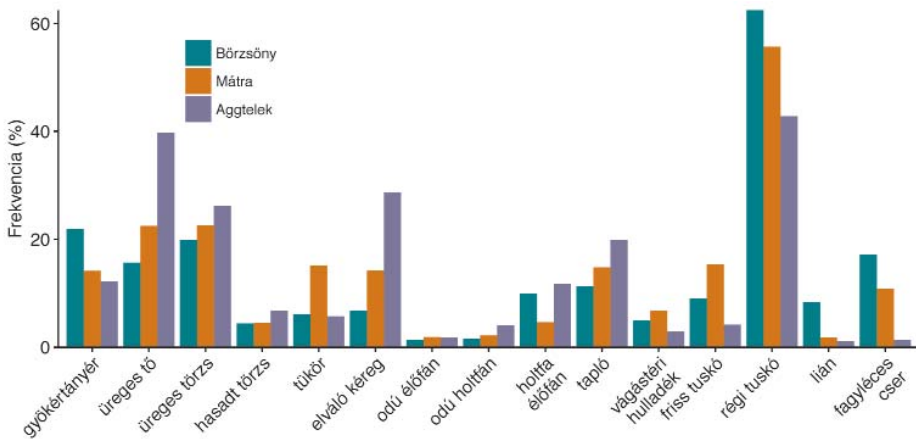


IV.96. ábra: A 35 cm átmérő feletti (CWD 7–9) fekvő holtfát tartalmazó pontok korhadtsági fok szerinti megoszlása a vizsgált tájegységekben

#### IV.4.3.5 A faállományhoz kötődő mikrohabitatok mutatóinak összehasonlítása

A vizsgált tájegységek erdeiben (a felvett mintaterületeken) az egyes mikrohabitatok előfordulási gyakorisága durva nézetben aránylag egybecsengő képet mutat, ugyanakkor kisebb-nagyobb különbségek azért adódnak a Börzsöny, a Mátra és az Aggteleki-karszt erdei között (IV.97. ábra). A különbségek mögött meglátásunk szerint részben a mikrohabitat-ellátottságot befolyásoló általános tájegységi jellemzők, részben az állományok képét, illetve szerkezetét ténylegesen befolyásoló (régebbi, vagy közelmúltbeli) természetes bolygatások és gazdálkodási célú beavatkozások állnak. Utóbbi hatások (vagy azok hiánya) együttesen alakítják ki az erdők mikrohabitatokban való gazdagságát vagy éppen szegénységét, a tájegységi szintű összkép ugyanakkor erősen függ az erdők fafajösszetételétől és korszerkezetétől is, hiszen egyes mikrohabitat-típusok jellemzően egy-egy állománytípushoz, illetve egy-egy erdőfejlődési, faállomány-fejlődési fázishoz kötődnek.

A vizsgált állományokban a gyökértányért tartalmazó mintapontok gyakorisága a Mátra és az Aggteleki-karszt erdeiben közel azonos (14,14%, illetve 12,18%), ellenben a Börzsöny területén jóval magasabb, az említett arányok másfélszerese (21,86%). Utóbbi terület különállása főként az elmúlt két év-tizedben többször is tapasztalt, nagyobb volumenű jégtörésekre/szélöntésekre vezethető vissza, míg a másik két tájegységben a természetes bolygatásokra visszavezethető dőlések csak kisebb foltokban, csekélyebb területen jelentkeztek.



IV.97. ábra: A faállományhoz kötődő mikrohabitatok előfordulásának gyakorisága az egyes tájegységek erdeiben

A dőlésre leginkább hajlamos bükkös állománytípusok területi reprezentáltsága a Mátrában jelentősebb (kb. 40%), mint az Aggteleki-karszt esetében (kb. 13%), így meg kell említenünk, hogy a két tájegység közel azonos gyakorisági adata mögött a különböző intenzitású időjárás anomáliák mellett a termőhelyi és korosztályviszonyok is ott állhatnak (a karsztvidéken a sekély talajokon nemcsak az egyébként magasabb arányú idős bükkösökben van dőlés). A Börzsönyben a bükkös állománytípusok aránya közbeeső érték (kb. 26%), viszont ezen a területen az 1990-es évek közepe óta fellépett többszöri és intenzív bolygatások „biztosítják” a tájegységi szinten kimagasló gyökértányér-gyakoriságot.

Az üreges tő gyakorisága az Aggteleki-karszton mutat kiugró értéket (39,71%), s ez a sarj eredetű, sok helyütt sarjcsokros állományok igen jelentős területfoglalásának a következménye (együttesen a terület kb. 70%-át kitevő molyhos tölgyesek és gyertyános-tölgyesek döntő részben sarj eredetűek). A Mátra közepes gyakoriságértéke (22,49%) szintén a tölgyesekben számottevő mértékben mutatkozó sarjeredet (vö. Dél-Mátra) „hozománya”, de az értékhez nyilván a jelentősebb arányban jelen levő idős bükkösök kikorhadó tövű törzsei is hozzájárulnak. A Börzsönyben az üreges tövű törzset tartalmazó mintaterületek aránya viszonylag alacsony, a másik két értéknek kb. fele, illetve kétharmada (15,66%), s ez leginkább talán a fiatal (1–40 éves) és középkorú (41–80 éves) erdők másik két tájegységhez viszonyított magas arányával indokolható.

Az üreges törzs gyakoriságértékek a három tájegységben hozzávetőlegesen kiegyenlítettek. A kissé magasabb gyakoriságok az Aggteleki-karszton (26,17%) és a Mátrában (22,53%) jelentkeznek, míg a Börzsöny adatai némileg elmaradók (19,86%). A részben tényleges üregekkel, részben palást menti sérülések jelenlétével leírható kategória alacsonyabb börzsönyi reprezentáltsága talán a fiatal és középkorú erdők kissé magasabb arányával, valamint a gyenge álló holtfa adatokkal támasztható alá. A magasabb aggteleki és mátrai értékek ugyanakkor leginkább az idősebb, kioldvasodó törzseket is tartalmazó, régóta nem kezelt erdők területfoglalásával (Aggteleki-karszt), illetve a sérülésekre érzékeny bükk magas területarányával (Mátra) indokolhatók.

A hasadt törzset tartalmazó minták száma mindenhol alacsony, 10% alatti. A legmagasabb érték (6,78%) meglepetésre az Aggteleki-karsztnál adódik, ami annyiban nem teljesíti be az előzetes várakozásokat, hogy a legmagasabb értéket az elmúlt két évtized természetes bolygatásai és a részben visszamaradt sérült törzsek nyomán a Börzsönyben vártuk volna (utóbbi tájegység értéke ugyanakkor csak 4,41%, ami még a 4,53%-os mátrai adatnál is alacsonyabb). A vártnál alacsonyabb börzsönyi adatot magyarázhatja, hogy a természetes bolygatások hatására elsősorban tövestől-gyökértányérostól történő fakidőlések (lásd

fent), illetve enyhébb részleges koronatörések fordultak elő, míg a hasadt törzset eredményező törzstörések viszonylag ritkák voltak.

A friss kéregsérülések (tükrör) gyakorisága a Börzsönyben és az Aggteleki-karszton alacsony és közel azonos (6,16%, illetve 5,73%), ellenben a Mátra területén kimagasló értéket (15,16%) kaptunk. Utóbbi adat valószínűleg a mechanikai sérülésekre rendkívül érzékeny bükk magas területi arányával magyarázható (a felmért területen a bükkös faállományú mintapontok aránya kb. 40%), hozzávéve ehhez még azt is, hogy az elmúlt időszak intenzív fakitermelési (jelentős részben véghasználati) munkái döntő részben a Mátra bükkösök uralta magasabb régióiban történtek.

Az elváló kéreg gyakorisága az Aggteleki-karszton a legmagasabb (28,71%), ami elsősorban a gazdálkodással régebb óta nem érintett erdők jelentős területi arányával, részben a fakitermelési munkákkal érintett állományokban mozaikosan elhelyezkedő (beavatkozással szintén nem érintett), véderdő jellegű állományfoltokkal magyarázható. A Mátra második helye (14,19%) részben szintén a véderdők miatt adódhat, de a kapott értékhez az idős bükkösök magas területaránya és a dél-mátrai részekben utóbbi években tapasztalt tölgypusztulási hullám is biztosan hozzájárul. A Börzsöny utolsó helyezése (6,82%) ugyanakkor érdekes momentum, mert a korábbi természetes bolygatások és a nem kifejezetten erőltetett egészségügyi termelések miatt előzetesen magasabb értéket vártunk volna. Az elváló kéreg alacsony tájegységi gyakoriságát ugyanakkor a fiatal (1–40 éves) és középkorú (41–80 éves) erdők másik két tájegységhez viszonyított magas aránya, valamint az álló holtfa 9–20 cm-es és 21–50 cm-es átmérettartományában egyaránt megfigyelhető gyenge mutatói is okozhatják.

Az élőfán és holtfán elhelyezkedő faodvak gyakorisága mindhárom tájegységben rendkívül alacsony, a 3%-os gyakorisági küszöböt az Aggteleki-karszt kivételével (odú holtfán: 4,05%) sehol sem éri el. Az alacsony értékeket – ahogy már utaltunk rá – nyilván a megtalálás nehézségei is befolyásolhatják, de összességében mégis az a látélet, hogy a vizsgált tájegységek állományjaiból látványosan hiányoznak a másodlagos odúlakók, illetve a denevérek szempontjából kiemelt fontosságú faodvak!

A „holtfa élőfán” kategória gyakorisága mindenhol 15% alatt marad. A három tájegység közül a Mátra esetében a legalacsonyabb (4,64%), míg a másik két területnél ennek duplájáról (Börzsöny: 9,87%), vagy majdnem háromszorosáról (Aggteleki-karszt: 11,77%) van szó. A nem túl jelentős különbségek a rendelkezésre álló háttéradatokból egyértelműen és részletesebben nem interpretálhatóak.

A mintaterületeken tapasztalt tapló-gyakoriság értéke a három tájegységben kissé széthúzódó, de hozzávetőlegesen kiegyenlített. Az Aggteleki-karszt legmagasabb értékét (19,89%) a régóta nem háborgatott, holtfában gazdag állományok jelentősebb kiterjedése indokolhatja. A kissé alacsonyabb mátrai érték (14,79%) a sérülés esetén taplósodásra hajlamos bükk (illetve az idős bükkösök) magas területi arányából fakadhat, míg a Börzsöny előzetes elvárásoktól is elmaradó értéke (11,36%) mögött a fiatal és középkorú erdők aránya, valamint az álló holtfa adatok húzódnak meg.

A vágástéri hulladék gyakorisági értékei összességében alacsonyak. A tájegységek közül a Mátra áll az élen (6,71%), ami a másik két területhez viszonyítva elsősorban a vizsgált területen végzett jelentősebb mértékű (főként bükkösöket érintő) véghasználati fakitermelésekkel (jórészt fokozatos felújítóvágások) magyarázható. A Börzsöny alacsonyabb értéke (a mikrohabitat gyakorisága itt 4,92%) csak részben magyarázható az átalakító üzemmódú területek jelentősebb arányával (vágástéri hulladékként értelmezhető gallykupacok elvileg a szálalóvágások során is keletkeznek), az Aggteleki karszt esetében ugyanakkor az alacsony gyakorisági érték (2,88%) egyértelműen a mérsékelt intenzitású fakitermelési tevékenységgel támasztható alá (a korosztályviszonyok és a termőhelyek sajátosságai miatt a karsztvidéken például alig vannak vágásterületek).

Ugyancsak az intenzívebb fakitermelési munkák indokolhatják a friss tuskók kiugró mátrai gyakoriságát (15,29%), ami a börzsönyi adatnak (9,09%) majdnem duplája, az aggteleki értéknek (4,18%) pedig majdnem négyszerese. Utóbbi adat kapcsán ide kívánczoló megjegyzés, hogy az Aggteleki-karszt erősen lemaradó gyakorisági értéke a területen évtizedek óta visszafogott, kifejezetten mérsékelt ütemben és intenzitással folyó erdőgazdálkodására vezethető vissza. A visszafogott volumenű gazdálkodás ugyanakkor a gyenge termőhelyi adottságokból, a molyhos tölgyesek (kb. 15%), valamint a jórészt köves-kőtörmeléken talajú gyertyános-tölgyesek (az elegyetlen gyertyánosokkal együtt kb. 58%) rendkívül magas területfoglalási arányából fakad.

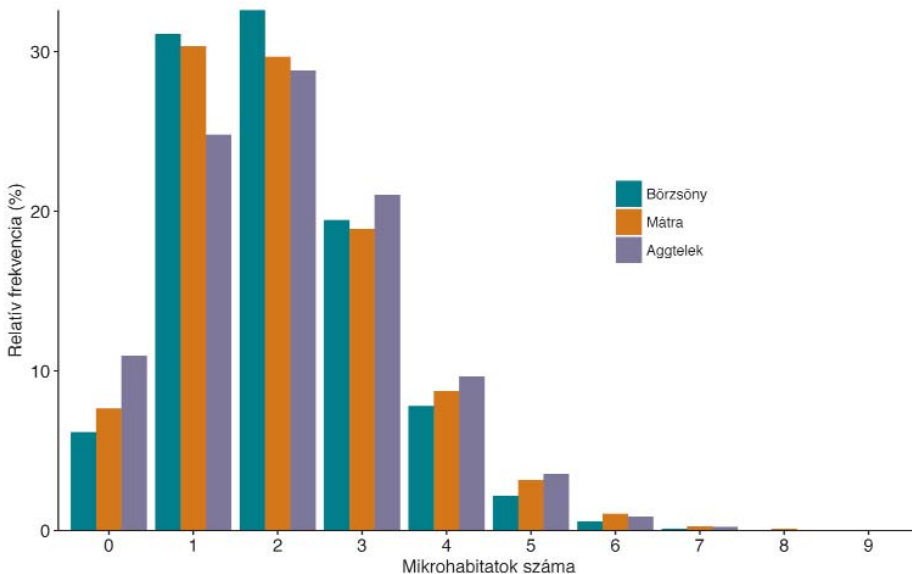
Az összes mikrohabitat közül a régi tuskó fordul elő – mindegyik tájegységben – a leggyakrabban: a gyakoriság értéke a Börzsönyben a legmagasabb (62,46%), majd ezt követi a Mátra (55,69%) és végül az Aggteleki-karszt erősen elmaradó értéke (42,80%). Utóbbi adat természetesen megint csak az elmúlt évtizedek (gyenge termőhelyi és fatermési sajátosságokra visszavezethető) mérsékelt intenzitású erdőgazdálkodásának a következménye. Megítéléséhez további szempont lehet ugyanakkor még az is, hogy az elmúlt évtizedekben végzett (napjainkra elvileg korhadt tuskót produkáló) fakitermelések (jórészt nevelővágások) a termőhely gyengése miatt döntően olyan állományokban történ(het)tek,

ahol a kivágott fák tuskói a protokoll szerinti 20 cm-es minimum-átmérőt nem, vagy nem feltétlenül érték el.

A lián vonatkozásában a Börzsöny területén kaptuk a legmagasabb értéket (8,41%), míg a másik két tájegységénél 2% alatti gyakoriságok mutatkoznak. A magasabb börzsönyi érték az elmúlt időszak természetes bolygatásaival, az átalakító üzemmód keretében nyitott nagy számú (a Királyréti Erdészet területén több ezer darabra tehető) mesterséges lékkel, valamint a hegylábi akácok jelenlétével függhet össze, liánt (szinte minden esetben: erdei iszalagot) elsősorban az említett szituációkban, illetve állományokban találhatunk.

Végezetül röviden utalunk meglehetősen széles skálán mozgó fagyléces cser adatokra (Börzsöny: 17,19%, Mátra: 10,43%, Aggteleki-karszt: 1,38%). A fagyléces cser valójában nem mikrohabitat, csak praktikus okokból itt rögzített állományjellemző. Gyakorisáértéke a fafaj tájegységi területfoglalásától, illetve a saját termőhelyen kívüli jelenlét (vö. korábbi mesterséges erdőősítések és pótlások bükkös és gyertyános-tölgyes klímájú termőhelyeken) mértékétől függ – utóbbi jelenség az, aminek vizsgálata érdekében végül is felvételre került.

A tájegységi szintű összevetéshez további adalékokkal szolgál a mikrohabitatok össz-darabszámának tájegységek szerinti gyakoriságeloszlása (IV.98. ábra). Itt az elemzés finoman kidomborítja a Börzsöny erdeinek kismértékű



**IV.98. ábra:** A faállományhoz kötődő mikrohabitatok előfordulásának gyakorisága az egyes tájegységek erdeiben

elmaradását a másik két térség adataitól. A mikrohabitatok nélküli pontok száma ugyan az Aggteleki-karszton a legmagasabb (10,96%), a gyakoriságérték-maximum pedig a Mátra esetében kisebb fajszámnál van, mint a Börzsöny esetében, mégis (igaz, nagyon kis különbséggel) az előbbi két tájegység van talán kedvezőbb pozícióban. A 4 vagy annál több mikrohabitatot tartalmazó mintapontok aránya az Aggteleki-karszton ugyanis 14,37%, a Mátránál 13,41%, míg a Börzsöny esetében ez csak 10,65%.

A mikrohabitatok bemutatott gyakoriságeloszlását – ahogyan arra részletekben már utaltunk – az Aggteleki-karszt esetében elsősorban a jelentősebb volumenű természetes bolygatások hiánya (vö. bolygatásokra visszavezethető mikrohabitatok mérsékelt jelenléte), a kedvezőtlen termőhelyi viszonyok, illetve ebből levezethetően az erdőgazdálkodás mérsékelt intenzitása (vö. erdőgazdálkodási tevékenységtől függő mikrohabitatok – látványosan: friss tuskó, régi tuskó – alacsony gyakorisága), a sarjeredetű erdők magas aránya (vö. üreges tő kiugró gyakorisága) és a régóta nem háborgatott – jórészt 70–110 év közötti – állományok magas aránya (vö. háborítatlan erdőkhöz kötődő, természetes körülmények között keletkező mikrohabitatok: üreges tő, hasadt törzs, elváló kéreg, tapló, üreges törzs, holtfa élőfán) befolyásolja.

A Mátra esetében a háttérben a közelmúltbeli természetes bolygatások (vö. bolygatásokra visszavezethető mikrohabitatok: gyökértányér, hasadt törzs), az idős bükkösök mintapontokon belüli magas reprezentáltsága (vö. méretesebb, korosabb állományokhoz kötődő, jórészt xilofil mikrohabitatok: üreges tő, hasadt törzs, elváló kéreg, tapló, üreges törzs) és az erdőgazdálkodás intenzívebb jellege (vö. erdőgazdálkodási tevékenységtől függő mikrohabitatok: vágástéri hulladék, friss tuskó, tükör) határozza meg.

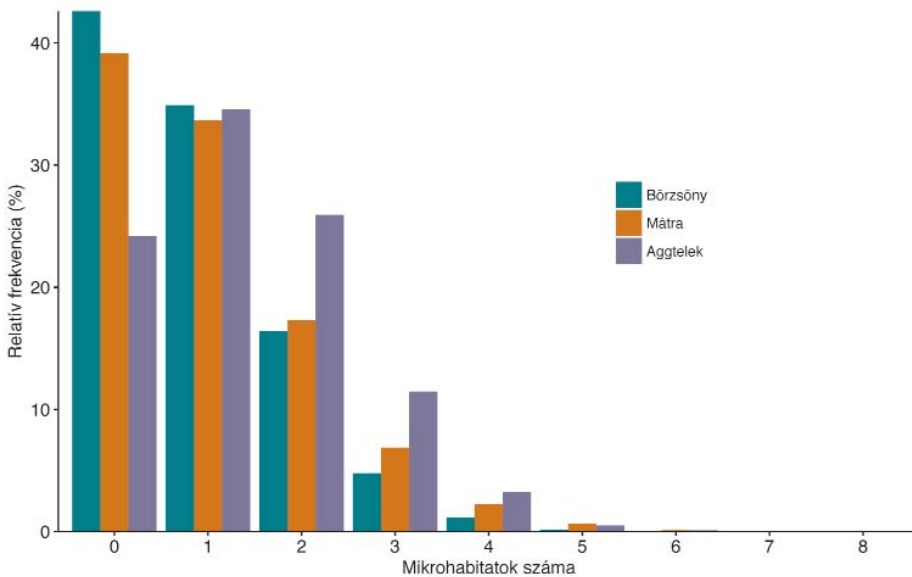
A Börzsöny erdeinek kismértékben lemaradó mikrohabitat-ellátottsága elsősorban a fiatal (1–40 éves) és középkorú (41–80 éves) állományok másik két tájegységhez képest magasabb területarányából, valamint az álló holtfa 9–20 cm-es és 21–50 cm-es átmérőtartományában egyaránt megfigyelhető gyenge tájegységi értékeiből következik. Természetföldrajzi jellemzői és az erdőgazdálkodás intenzitása tekintetében a tájegység adatai elsősorban a mátrai adatokkal vehetők össze, s a végeredmény kialakulásában a korosztályviszonyok különbözősége mellett nyilván szerepe van a bükkösök alacsonyabb (Börzsöny: kb. 26%, Mátra: kb. 40%), illetve a cserések magasabb (Börzsöny: kb. 17%, Mátra: kb. 8%) mintapontokon belüli részesedésének is. A közelmúltbeli intenzív bolygatások hatásai a mikrohabitat-ellátottság mértékét elvileg felfelé kell, hogy tolják (vö. bolygatásokra visszavezethető mikrohabitatok: gyökértányér, hasadt törzs), ugyanakkor a fiatal és középkorú állományok túlsúlya (kb. 60%) a méretesebb,



korosabb állományokhoz kötődő, jórészt xilofil mikrohabitatok magasabb gyakoriságának gátat szabnak. Emellett a viszonylag intenzív erdőgazdálkodási tevékenység miatt a háborítatlan erdőkhöz kötődő, természetes körülmények között keletkező mikrohabitatok (üreges tő, hasadt törzs, elváló kéreg, tapló, üreges törzs) szerepe is mérsékelt marad.

Ha a fenti elemzést szűkítve csak a xilofil (holtfához kötődő) élőlény-csoportok szempontjából kiemelkedő fontosságú mikrohabitatok (gyökértányér, üreges tő, hasadt törzs, tükör, elváló kéreg, odú élőfán, odú holtfán, üreges törzs, holtfa élőfán) gyakoriságeloszlását vizsgáljuk (IV.99. ábra), szinte teljesen azonos képet kapunk, de az Aggteleki-karszt kedvezőbb helyzete talán még jobban látszik. Mindezek alapján kijelenthető, hogy a vizsgált tájegységek mikrohabitat-ellátottságának aktuális helyzetét alapvetően a xilofil mikrohabitatok jelenléte határozza meg (kieső, nem xilofil mikrohabitatként kezelt típusok: tapló, vágástéri hulladék, friss tuskó, régi tuskó, lián, fagyléces cser).

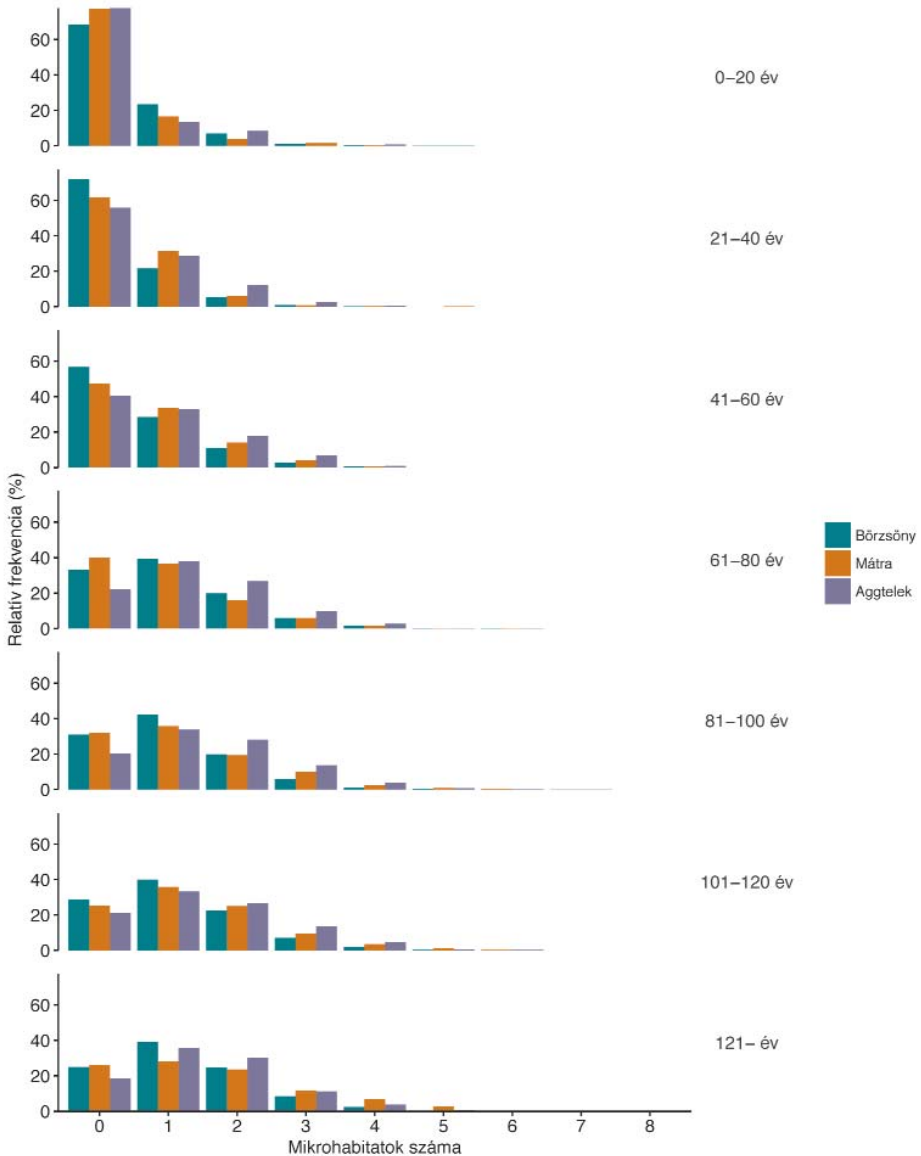
A xilofil mikrohabitat nélküli mintapontok aránya 42,60%-os értékkel a Börzsönyben a legmagasabb, a Mátrában ezzel szemben csak 39,18%-os, az Aggteleki-karszton pedig csak 24,22%-os értéket tapasztaltunk. Az így kapott sorrend merőben más, mint az összes mikrohabitat alapján kalkulált érték, s a számadatok összevetéséből kikövetkeztethető, hogy a mikrohabitatok nélküli



IV.99. ábra: A faállományhoz kötődő xilofil mikrohabitatok számának gyakoriságeloszlása az egyes tájegységek erdeiben



pontok Aggteleki-karszton tapasztalt legmagasabb relatív gyakorisága (10,96%) nagyrészt (mint korábban már utaltunk rá) a gazdálkodásból levezethető mikrohabitatok (vágástéri hulladék, friss tuskó, régi tuskó) jelentősebb hiányával magyarázható!



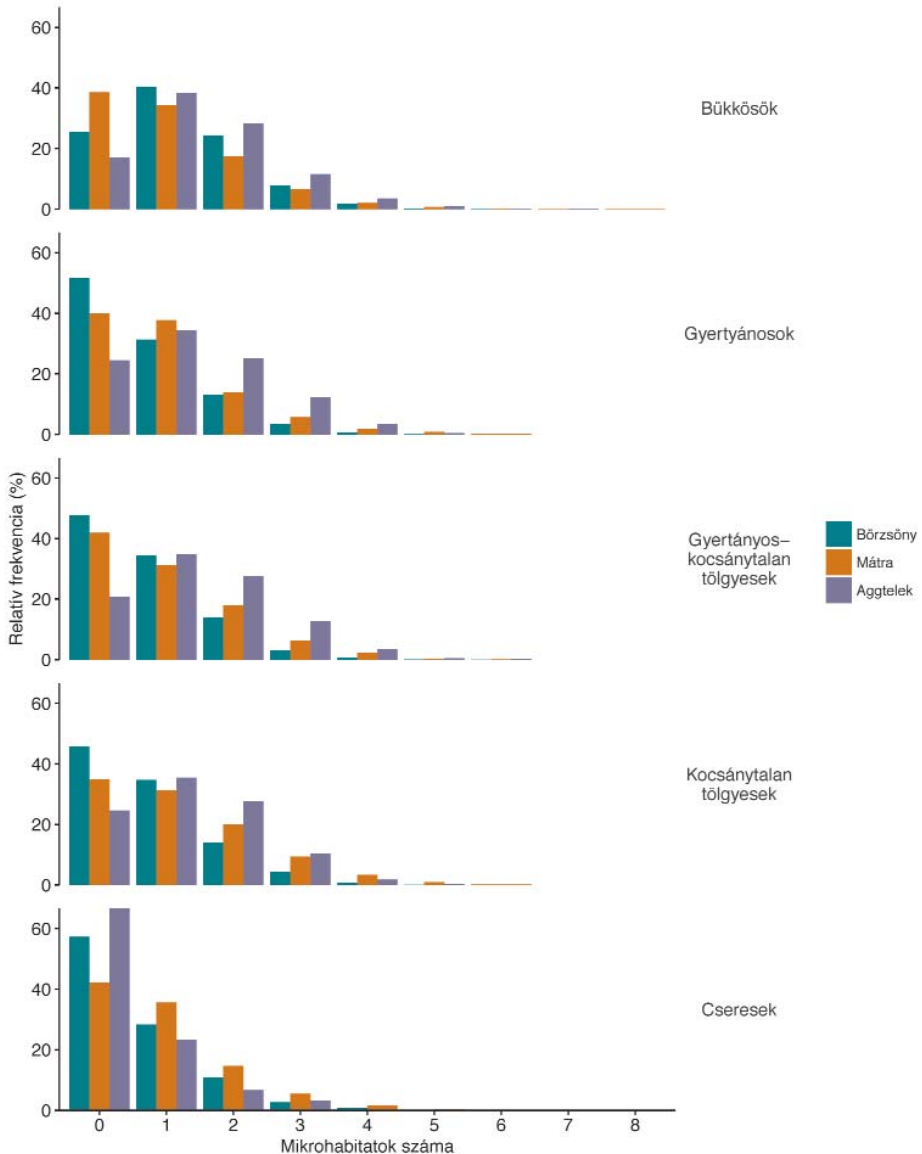
**IV.100. ábra:** A faállományhoz kötődő xilofil mikrohabitatok számának gyakoriságeloszlása (állománykor függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben

Az elemzésből látszik, hogy a legnagyobb relatív gyakorisággal jelen levő xilofil mikrohabitat-szám a Börzsöny és a Mátra esetében a 0, míg az Aggteleki-karszton ez az érték 1. Ezen felül megfogalmazható, hogy a pontonkénti 2–3–4 db xilofil mikrohabitat relatív gyakorisága az Aggteleki-karsztnál rendre magasabb a Mátrához és a Börzsönyhöz képest. Az Aggteleki-karszt erdei – elsősorban a sarjeredetű erdők és a régóta nem háborgatott, jórészt 70–110 év közötti állományok magas arányával magyarázhatóan – tehát a xilofil mikrohabitatok tekintetében is a leggazdagabbak, majd a Mátra erdei következnek, s a sort a már ismertett okok miatt a Börzsöny erdei zárják.

A tájegységi szintű összevetés során a xilofil mikrohabitatok gyakoriságeloszlásának alakulását részletesebben, háttérváltozók függvényében is érdemes áttekintenünk. A mintavételi pontokhoz rendelt állománykor alapján (*IV.100. ábra*) például megállapítható, hogy a xilofil mikrohabitatok nélküli pontok 60 éves állománykor alatt (nyilvánvalóan a vágásos erdőgazdálkodás következtében) mindhárom tájegységben 40%-nál magasabb gyakoriságértéket adnak, az egyes tájegységek között lényeges különbségek nincsenek). Ezt követően (60 éves állománykor felett) az 1 és 2 xilofil mikrohabitatú pontok addig alacsonyabb gyakoriságértékei stabilan a 20–40%-os tartományba emelkednek: 60–140 éves állománykor között a Börzsöny és a Mátra esetében a maximumok 0–1 xilofil mikrohabitat-számnál mutatkoznak, míg az Aggteleki-karszt esetében végig 1-hez esnek a gyakoriság-maximumok. Ugyancsak elmondható, hogy 60–140 év között a 2 vagy annál több xilofil mikrohabitatú pontok gyakorisága végig az Aggteleki-karszt esetén a legmagasabb. A kifejezetten idős, 140 év feletti állományok esetében a Mátra a Börzsölynél kedvezőbb képet mutat (a gyakoriság-maximum például 2 xilofil mikrohabitatúhoz esik), az Aggteleki-karszt adatai (vö. 1 xilofil mikrohabitatúhoz mutató kiugró gyakoriságérték) e helyütt azonban érdemben nem értékelhetők, mivel a 140 évnél idősebb állományok aránya a tájegységben a másik két hegységhez képest is elenyésző, mindössze 0,08%-os. Ettől függetlenül az elemzésből egyrészt sejlik az állománykor mikrohabitat-számot alakító hatása, másrészt itt is igazolást nyer a xilofil mikrohabitat-szám alapján korábban már felállított Aggteleki-karszt, Mátra, Börzsöny sorrend.

Ha a xilofil mikrohabitatok gyakoriságeloszlását az 5 legnagyobb területfoglalású faállománytípus-csoport (bükkösök, gyertyánosok, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, kocsánytalan tölgyesek, cseresek) szerint vizsgáljuk (*IV.101. ábra*), jól látható, hogy a xilofil mikrohabitatok nélküli pontok gyakorisága mindhárom tájegységnél a bükkösök esetében a legalacsonyabb, a cseresek esetében pedig a legmagasabb. Ez a kép lényegében azt mutatja, hogy a xilofil

mikrohabitatok száma erősen függ az egyes állománytípusok zonális erdők rendszerében való elhelyezkedésétől, illetve az egyes állományok peremterületektől, településektől (másféleképpen: az intenzívebb kultúrhatásokkal érintett térségektől) vett távolságától. A gyertyánosok ennek megfelelően mindhárom tájegység-



**IV.101. ábra:** A faállományhoz kötődő xilofil mikrohabitatok számának gyakoriságeloszlása (az 5 legnagyobb területfoglalású faállománytípus-csoport függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben

ben a bükkösökhöz közeli képet mutatnak, míg a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és kocsánytalan tölgyesek mindenhol közbülső helyet foglalnak el. A xilofil mikrohabitatok gyakoriságának maximuma a Börzsöny és a Mátra esetében (kivéve az erősen bolygatott, relatíve sok xilofil mikrohabitatokkal rendelkező börzsönyi bükkösök értékét) mindegyik állománytípusnál 0-ra esik, az Aggteleki-karszt azonban itt is külön utat jár be: az elenyésző területtel megjelenő csereseket leszámítva a maximumok mindenhol 1-nél mutatkoznak. Ezen felül a 2 vagy annál több xilofil mikrohabitatokkal rendelkező pontok gyakorisága mindegyik faállománytípus esetén az Aggteleki-karszton a legmagasabb.

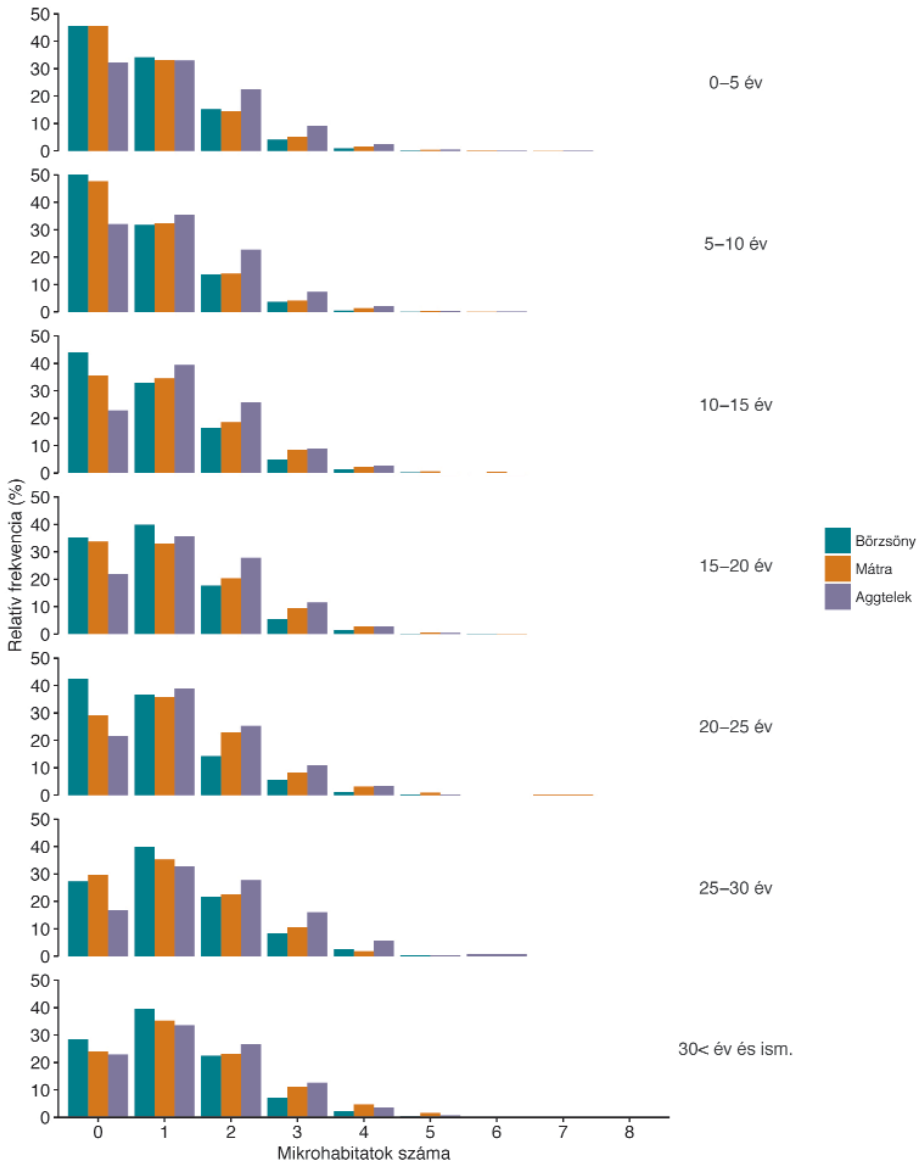
A xilofil mikrohabitatok gyakoriságeloszlását az utolsó használat óta eltelt időszak hossza is befolyásolja (*IV.102. ábra*). Mindhárom területen érvényesül az az előre feltételezett trend, hogy az utolsó fahasználat óta eltelt idő növekedésével a legnagyobb gyakoriságérték a 0 xilofil mikrohabitatról áttevődik a minimum 1-re. A tájegységek mikrohabitat-ellátottságában látható különbségekről eddig leírtak ebben az esetben is láthatók. Külön értelmezést talán csak a legrégebben (több mint 30 év óta) nem háborgatott mintapontokon tapasztalt eloszlások igényelnek. E kategóriában még mindig nagyon magas a 0 xilofil mikrohabitatot tartalmazó pontok aránya. A jelenség hátterében az állhat, hogy az ilyen állományok között kiemelkedő aránya van a kedvezőtlen termőhelyen álló molyhos tölgyes és cseres állományoknak, amelyek – mint feljebb láthattuk – általában kevesebb xilofil mikrohabitatot tartalmaznak. Az Aggteleki-karszt relatíve magasabb gyakoriságértékei a 2–3 xilofil mikrohabitatot tartalmazó minta-pontok esetén ugyanakkor azzal állhatnak összefüggésben, hogy az egyébként xilofil mikrohabitat-képzésre alkalmasabb bükkösök, gyertyánosok között jelentős arányban fordulnak elő fahasználatokkal régóta nem érintett erdők.

#### IV.4.3.6. Az újulat és a vadhatás mutatóinak összehasonlítása

Az alacsony és magas újulat borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlása a három tájegységben nagyon hasonló összképet ad (*IV.103. ábra*). Mindhárom tájegységben, alacsony és magas újulat esetén is nagyon magas a 0–1%-os újulatborítással rendelkező, azaz lényegében újulat nélküli mintapontok aránya. Alacsony újulat vonatkozásában a mintapontok 46–55%-án vettünk fel 1% alatti értékeket, míg magas újulat esetében 60–84% közé esett az újulat nélküli pontok aránya.

A gyakoriságértékek alacsony és magas újulat esetében is Börzsöny, Mátra és Aggteleki-karszt sorrendben mutattak emelkedő tendenciát, vagyis az újulat jelenléte tekintetében a Börzsöny mutatja a legkedvezőbb helyzetet (alacsony újulat hiány: 46,73%, magas újulat hiány: 60,56%), az Aggteleki-karszt

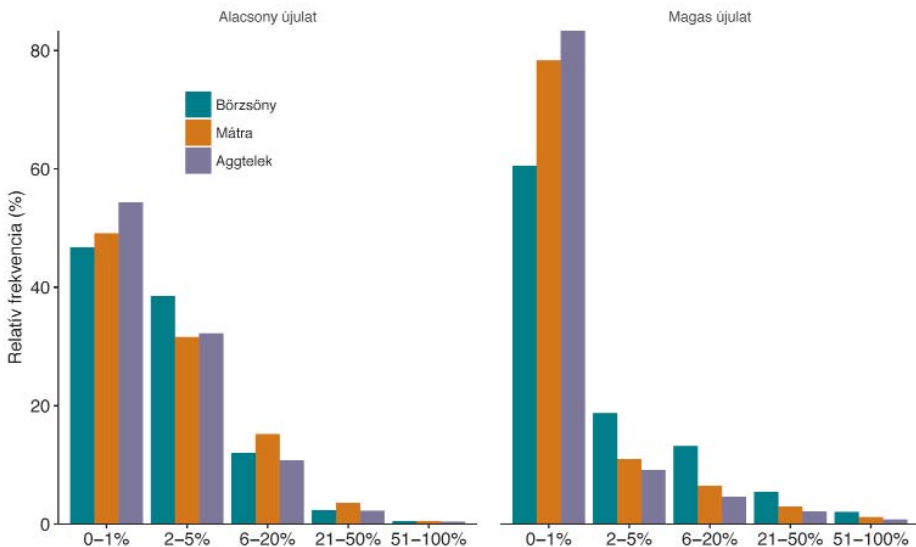
pedig a legkedvezőtlenebb pozíciót (alacsony újulat hiány: 54,33%, magas újulat hiány: 83,38%). Ezen felül megfogalmazható az is, hogy az egyes borítási kategóriák gyakorisága – ahogyan az előzetesen sejthető volt – általában az alacsony



**IV.102. ábra:** A faállományhoz kötődő xilofil mikrohabitatok számának gyakoriságeloszlása (az utolsó használat óta eltelt időszak hosszában) a vizsgált tájegységek erdeiben

újulatnál ad magasabb értékeket. Ez alól kivételt csak a Börzsöny képez, ahol az adatsor eltérő viselkedése mögött részben a hegység zonális erdeinek aránya, részben az aránylag tűrhető mértékű vadhatás állhat. A magas újulat kifejlődésére inkább alkalmas fényviszonyokkal rendelkező, hegylábi tölgyes övbe eső állományok itt ugyanis jóval nagyobb részesedéssel rendelkeznek, mint például a Mátra esetében, s a nagyvad erdődinamikai folyamatokra kifejtett hatása is csekélyebb mértékű, mint a Mátra, vagy éppen az Aggteleki-karszt esetében.

Az alacsony és magas újulat borításértékeinek alakulását a vágásos erdőgazdálkodás során nevelt és fenntartott erdők alapvetően meghatározzák. A hagyományos vágásos erdőgazdálkodási rendszer erdei ugyanis rendszerint magas záródásúak, fényben szegények, így az állományok zömében nagyobb mennyiségű újulat csak az erősebb makktermést követően jelenik meg, megmaradása ugyanakkor – különösen a fényigényes tölgyeknél – esetleges. Az újulat megmaradásához és növekedéséhez, a magas újulat kritériumainak megfelelő magasság eléréséhez tehát kedvező fényviszonyok kellene és további alapfeltétel az újulat növekedését akadályozó tényezők hiánya is. Az újulat megtelepedéséhez és megmaradásához szükséges kedvezőbb fényviszonyok a kifejezetten ilyen céllal végzett felújítóvágások, szálalóvágás és szálalás mellett természetes bolygatások (dőlések, lékesedés stb.) révén is létrejöhetnek, illetve elvileg szabad teret kaphatnak

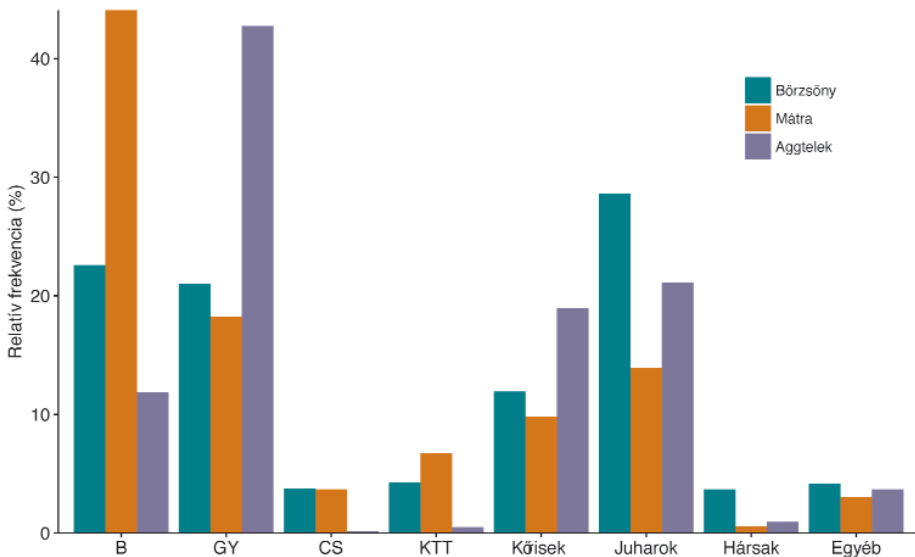


**IV.103. ábra:** Az alacsony és magas újulat borítási kategóriák gyakoriságeloszlásának összehasonlítása a vizsgált tájegységek erdeiben

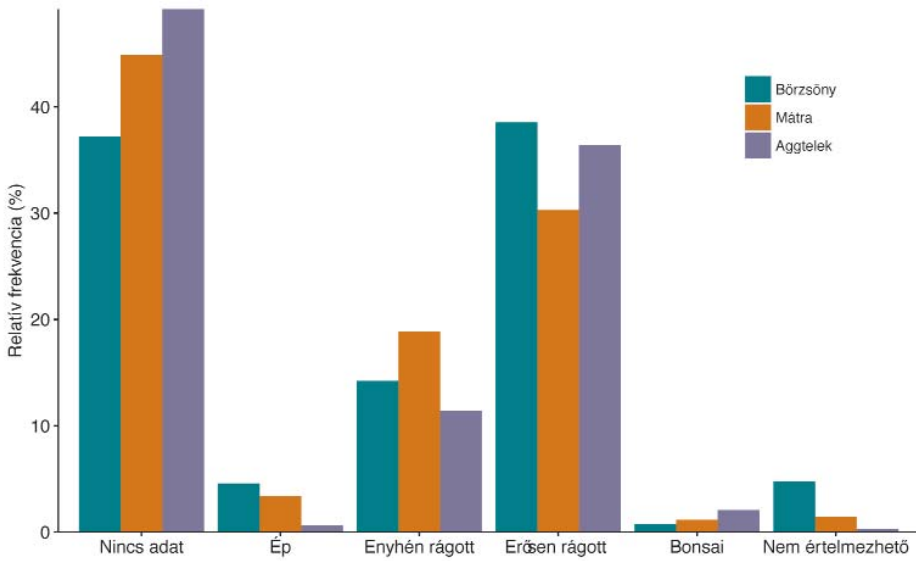
az erdődinamikai folyamatok a termőhelyi okok miatt lazább záródású, véderdő jellegű állományokban is. Mindezt alapjaiban blokkolhatja viszont az erős vadhatás, s ezt a három mintaterület erdeiben is – igaz, változó mértékben – meg tapasztalhattuk.

Azonos vadlétszám mellett a vadhatás mértéke részben fafajfüggő is, így elemzésünk kiterjedt arra is, hogy az egyes tájegységekben a domináns újulatfajok gyakorisága hogyan alakul. Az alacsony és/vagy magas újulat 5%-nál magasabb borítása esetén rögzített domináns újulatfajok a három tájegységben a felvételezett mintapontok eltérő hányadát érintik (Börzsöny: 29,50%, Mátra: 25,69%, Aggteleki-karszt: 18,29%), de érdemben összevethetők. Az elemzésből jól látható (IV.104. ábra), hogy a Börzsöny esetében a bükk (22,59%), a gyertyán (21,01%) és a kőrisek (11,93%), a Mátra esetében a bükk (44,08%) és a gyertyán (18,22%), míg az Aggteleki-karszt esetében a gyertyán (42,75%), a kőrisek (18,96%) és a juharok (21,11%) határozzák meg a domináns újulatfajok körét (fokozott fényigénye miatt a kocsánytalan tölgy és a cser mindhárom tájegységben csekély, 7% alatti értéket ad).

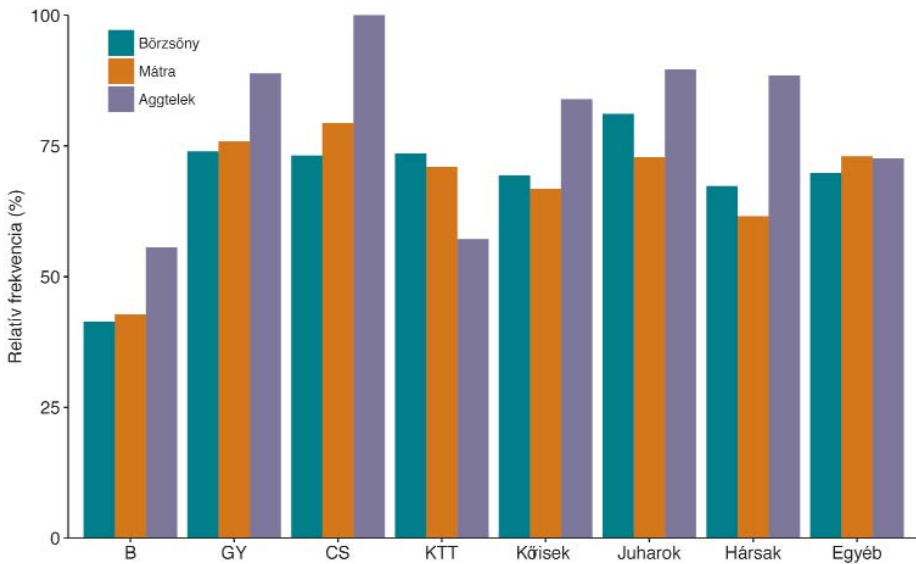
Az adott állományviszonyok között regisztrált rágottság mértéke alkalmasnak bizonyult a realizálódott vadhatás leképezésére. Csekély (0–1 %) újulatborítottság esetén a rágottság felvételére nem került sor, így a mintapontok



IV.104. ábra: A domináns újulatfajok gyakoriságának összehasonlítása a vizsgált tájegységek erdeiben



**IV.105. ábra:** Az újulat-rágottsági kategóriák gyakoriságeloszlásának összehasonlítása a vizsgált tájegységek erdeiben



**IV.106. ábra:** Az intenzíven rágott minősítés („erősen rágott” + „bonsai, csutak” kategóriák) aránya az egyes fafajok domináns újulatában a vizsgált tájegységek erdeiben



37–50%-án (a Börzsöny és a Mátra esetében a pontok több mint harmadán, az Aggteleki-karszt esetében közel felén) rágottságra vonatkozó adatokkal nem rendelkezünk (IV.105. ábra). Mindhárom tájegységben az „erősen rágott” kategória lett viszont a leggyakoribb minősítés (Börzsöny: 38,54%. Mátra: 30,28%, Aggteleki-karszt: 36,37%). Összességében a rágottsági kategóriák gyakoriságából az rajzolódott ki, hogy arányaiban a Börzsönyben van a legtöbb helyen (62,83%) értelmezhető újulát, az „erősen rágott” kategória gyakorisága pedig a Mátrában a legalacsonyabb (30,28%). Az Aggteleki-karszt több vonatkozásban is a sor végén áll – itt a legalacsonyabb (50,81%) az értelmezhető újulát aránya, itt a legkedvezőtlenebb a rágottsági kategóriák megoszlása –, így vadhatás tekintetében ez a tájegység van jelenleg a legkedvezőtlenebb helyzetben.

Az intenzíven rágott újulát („erősen rágott” + „bonsai, csutak” kategóriák) arányának fafajfüggősége a három tájegységben közel hasonlóan alakul (IV.106. ábra). Szembeötlő eredmény, hogy – az előzetes ismereteknek megfelelően – mindenhol a bükk domináns újulata esetében a legalacsonyabb az „erősen rágott” minősítés aránya (Börzsöny: 41,44%, Mátra: 42,71%, Aggteleki-karszt: 55,58%). Legmagasabb, 80%-ot közelítő, vagy azt meghaladó gyakorisági értékek mutatkoznak a gyertyán, a cser és a juharok esetében, a közepes (70% körüli) rágottsági gyakoriságot mutató csoportba pedig a kőrisek, hársak, egyéb fafajok és a kocsánytalan tölgy tartoznak. A rágottsági statisztikákat tekintve legkedvezőtlenebb pozícióban levő Aggteleki-karszt esetében láthatjuk, hogy a gyertyán, a kőrisek, juharok és hársak esetében kiugróan magas az intenzíven rágott újulát aránya, s ezen fafajok közül több a domináns újulátfa gyakoriságánál is előkelő helyet birtokol.

#### IV.4.3.7. Az adventív fajok előfordulásainak összehasonlítása

A faállományban felvett adatok alapján az adventív fafajokkal érintett pontok aránya mindhárom vizsgált tájegységben kissé 10% fölé esik (Börzsöny: 13,17%, Mátra: 14,26%, Aggteleki-karszt: 10,61%). Ezek az értékek minden esetben közelítőleg kétszeresen magasabbak, mint az Országos Erdőállomány Adattár (OEA) szerinti arányok (Börzsöny: 7,49%, Mátra: 6,64%, Aggteleki-karszt: 5,70%). A két felmérés adatfelvételi-módszertani különbségei alapján mindez persze nem meglepő, de azért erősen vélelmezhető, hogy a projektterületen végzett erdőállapot-felmérés számos új, az OEA lapjain nem rögzített előfordulást kutatott fel. Megjegyzendő, hogy az adventív fafajok részesedésében az OEA és az erdőállapot-felmérés szerint is a fenyőfajok (vörösfenyő, lucfenyő, feketefenyő, erdeifenyő) és az akác bírnak meghatározó szereppel.

A faállomány-adatokat vizsgálva a vörösfenyő (*Larix decidua*) a Börzsönyben (2,58%) és a Mátrában (3,91%) közel azonos gyakorisággal van jelen, míg az Aggteleki-karszton – ahol a termőhelyi viszonyok a faj kultiválásának kevésbé kedveztek – a faj aránya kissé elmarad (1,00%). A lucfenyő (*Picea abies*) a Mátra (4,93%) és az Aggteleki-karszt (3,15%) esetében áll az élen, a Börzsönyben ennek a fajnak az alkalmazása mérsékeltebb volt (0,90%). A feketefenyő (*Pinus nigra*) egyedeit arányaiban az Aggteleki-karszton (3,08%) és a Mátrában (2,87%) találtuk meg a legtöbb helyen: mindkét területen a kopárosodó, nehezen záródó erdőtakaróval rendelkező területek (gerincek, ormok, déli lejtők) erdősitésénél ültették ezt a fajt. A Börzsönyben ezzel szemben csekélyebb szerephez jutott (0,67%), főként talán azért, mert a hegység déli térségében nem végeztek olyan mértékű kopárfásítást, mint a másik két tájegység esetében. Az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) adatai komolyabb mértékű tájegységi különbségeket nem mutatnak (Börzsöny: 1,32%, Mátra: 2,14%, Aggteleki-karszt: 2,49%), a faj egyik területen sem jutott nagyobb szerephez a korábbi fenyvesítések során.

A faállományban a fenyők mellett meghatározó súllyal rendelkező akác (*Robinia pseudoacacia*) helyzete a három tájegységben eléggé különböző. Legnagyobb gyakorisággal a Börzsölynél vettük fel (8,01%), aminek az az elsődleges oka, hogy ennél a hegységnél a teljes hegylábi – jórészt átalakított, másodlagos erdőkkel tarkított – erdőterület beleesett a vizsgált területbe. A Mátrában ezzel szemben a projektterület csak néhány helyen (északi hegyláb: Parád és Recsk környéke, déli hegyláb: Mátrafüred és Markaz–Domoszló–Kisnána térsége) futott ki az akáccal erőteljesebben fertőzött peremterületekre, így a felvett adatokból számított gyakoriságérték is mérsékeltebb (2,97). A legalacsonyabb gyakoriság – a Mátrához hasonló okok miatt – az Aggteleki-karszton mutatkozik (1,21%), a projektterületen belül itt lényegében csak Bódvaszilás környékén találunk akácot.

A nem agresszíven terjeszkedő adventív fajok közül még egy fajt emelnénk ki, amely az egyik mintaterületünkön, az Aggteleki-karszton ér el nagyobb gyakoriságot (1,58%) a faállomány-adatok között. Ez a faj a közönséges dió (*Juglans regia*), mely települések irányából (Bódvaszilás, Szögliget), illetve külterületi helyzetű művelt és felhagyott gyümölcsösökből (Derenk, Bódvaszilás) terjeszkedik a zárt erőtömb belseje felé.

Az agresszíven terjeszkedő fajok közül – a már ismertetett akácon túl – szerencsére alig akad nagyobb gyakoriságot mutató, igazán problémás faj. A bálványfa (*Ailanthus altissima*) a Mátra és az Aggteleki-karszt esetében csak nagyon szórványos jelenlétet mutat, a Börzsönyben tapasztalt helyzet (0,22%)

viszont fokozottabb figyelmet érdemel, mivel a hegység déli részén viszonylag sokfelé megtaláljuk a fafajt, és látványos terjeszkedésének is szemtanúi lehetünk. A vöröstölgy (*Quercus rubra*) gyakorisága mindenhol 1% alatt marad, s komolyabb mértékű terjeszkedése sem tapasztalható. A zöld juhar (*Acer negundo*) és amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) tájegységenként adódó néhány adata érdemi gazdálkodási vagy természetvédelmi problémát nem vet fel, az egyébként inkább homokvidékeken terjeszkedő kései meggynek (*Padus serotina*) pedig nincs is plotból, vagy szakaszról regisztrált jelenléte, a fafaj egyetlen előfordulása a Börzsöny keleti pereméről, a projekt végén végzett terepi ellenőrzések során került elő.

A szubplotból és azon kívül felvett újulatainak tekintetében általános tapasztalat (IV.48. táblázat), hogy az adventív fajok általában csak csekély számú és arányú lokalitásban észlelhetők, illetve a fajok többsége (vö. fenyőfajok) csak egészen csekély mértékű felújulást és terjeszkedést mutatnak. Magasabb tájegységi értékeket csak a lucfenyőnél (Mátra: 1,48%), illetve a közönséges diónál (Aggteleki-karszt: 3,01%) tapasztaltunk, illetve az akác az egyetlen fafaj, amely mindhárom tájegységben a faállományban rögzített gyakorisági értékekkel összemérhető arányban fordul elő és egyben agresszív terjedést is mutat (Börzsöny: 6,65%, Mátra: 2,82%, Aggteleki-karszt: 1,09%). Ezen felül a Börzsöny vonatkozásában még a bálványfa emelhető ki, hiszen a 0,37%-os előfordulási gyakoriság a tájegységben már 100 feletti lokalitást jelent, s mindez egy-két évtizeden belül a fafaj jelentősebb expanzióját vetíti előre.

Mint fentebb említettük, az általában agresszíven viselkedő adventív fajok közül a három tájegységben csak az akác mutat nagyobb volumenű, generálisan mutatózó – tulajdonképpen közismert jelenségként értékelhető – terjeszkedést. A protokollban alkalmazott megközelítés miatt az agresszív fajok adatait 4 vonatkoztatási egységre (szakasz, faállomány, plot, szubplot) gyűjtöttük, s ez alapján számos részterületen látványosan kirajzolódik a fafaj expanziója. A szisztematikus hálóban felvett faállomány-adatok között ugyanis szórtan, vagy kisebb-nagyobb foltokban sokfelé megfigyelhetők a szakasz-adatok, vagy a plotból és szubplotból felvett újulatainak. Ahol most elszórt újulatainak mutatkoznak, ott – különösen természetes bolygatások, vagy az állományban végzett fakitermelési munkák esetén – reális forgatókönyv, hogy megfelelő kontroll nélkül az akác egyedek 5–10 éven belül a faállományba kerülnek, s megerősödve a további terjeszkedés bázisául szolgálnak. A helyzet szemléltetésére egy mátrai térség adatait mutatjuk be (IV.74. térkép), kiemelve, hogy az egyes tájegységek peremterületein szinte bárhol lehetne hasonló kivágatokat készíteni.

**IV.48. táblázat:** A fontosabb adventív fajok és az agresszíven terjedő fajok jelenléti aránya (az Országos Erdőállomány Adattár, illetve az erdőállapot-felmérés faállomány-, és újulatai alapján) a vizsgált tájegységek erdeiben

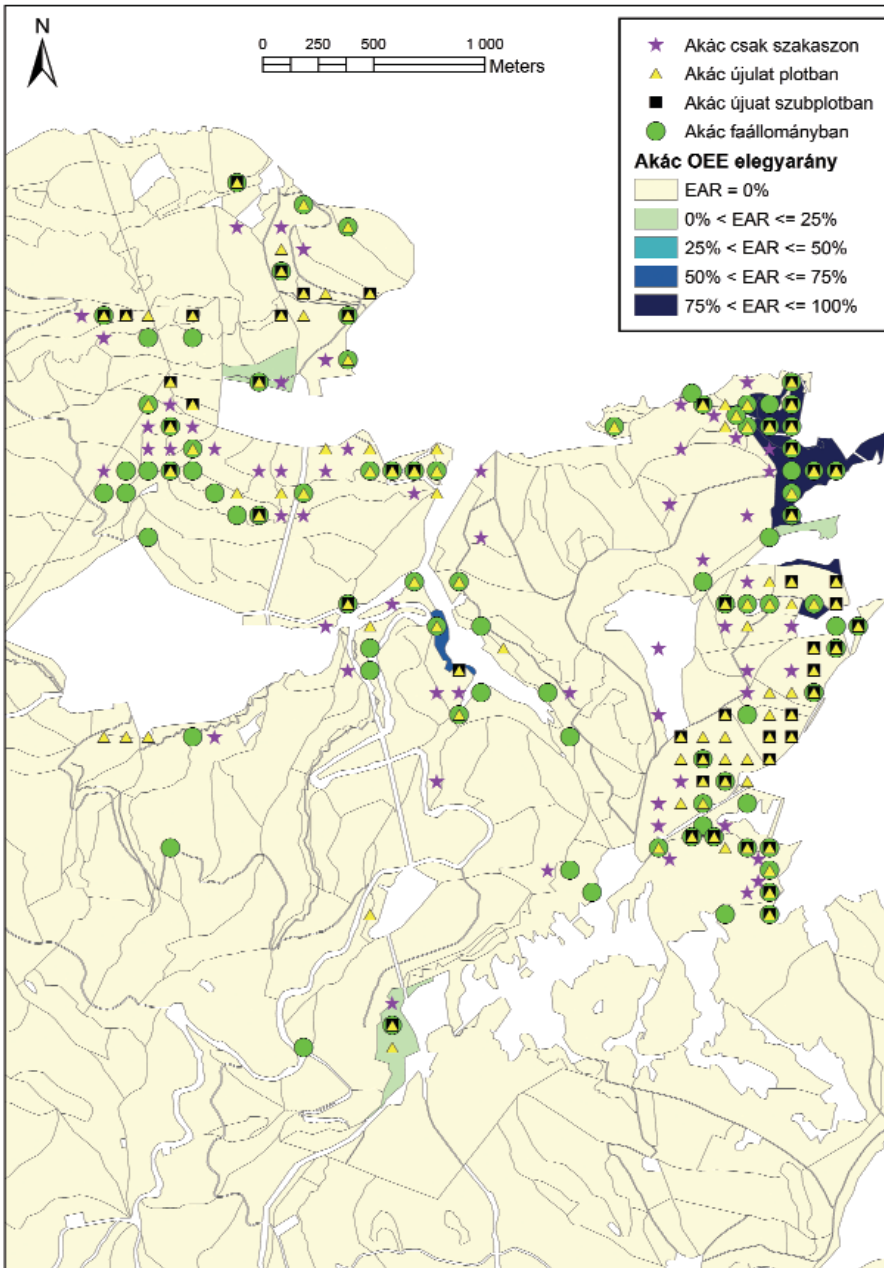
Adventív fajok	Börzsöny			Mátra			Aggteleki-karszt		
	OEA	Faáll.	Újulat	OEA	Faáll.	Újulat	OEA	Faáll.	Újulat
Zöld juhar ( <i>Acer negundo</i> )	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	0,01	0,22	0,37	0,00	0,01	0,02	0,00	0,01	0,04
Amerikai kőris ( <i>Fraxinus pennsylvanica</i> )	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,04
Közönséges dió ( <i>Juglans regia</i> )	0,10	0,49	0,47	0,00	0,05	0,24	0,01	1,58	3,01
Vörösfenyő ( <i>Larix decidua</i> )	0,39	2,58	0,03	0,85	3,91	0,09	0,19	1,00	0,01
Kései meggy ( <i>Padus serotina</i> )	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lucfenyő ( <i>Picea abies</i> )	0,25	0,90	0,05	2,96	4,93	1,48	2,07	3,15	0,80
Feketefenyő ( <i>Pinus nigra</i> )	0,22	0,67	0,01	1,46	2,87	0,05	1,29	3,08	0,05
Erdeifenyő ( <i>Pinus sylvestris</i> )	0,71	1,32	0,05	0,68	2,14	0,24	1,28	2,49	0,18
Vöröstölgy ( <i>Quercus rubra</i> )	0,13	0,66	0,41	0,07	0,73	0,52	0,03	0,25	0,24
Akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	5,62	8,01	6,65	0,47	2,97	2,82	0,64	1,21	1,09
<b>Adventív fajokkal érintett pontok aránya összesen:</b>	---	<b>13,17</b>	<b>7,68</b>	---	<b>14,26</b>	<b>5,12</b>	---	<b>10,61</b>	<b>4,87</b>

Az agresszíven terjedő adventív fajok csak szakaszon felvett előfordulásainak aránya mindhárom tájegységben magas, 20–65% közötti értéket ad (IV.49. táblázat). Különösen az akácra vonatkozóan a Börzsönyben felvett, közel 4500 lokalitásra (plot+szakasz) számított arány (24,38%) beszédes, de (a lokalitások számától függetlenül) a többi fajnál és tájegységnél tapasztalt, nem egyszer 35–40 % fölé kúszó arány is elég robusztus eredményt mutat. Összességében a vizsgálatosor – már korábban is említett – tanulsága, hogy az agresszíven előforduló fajok tájegységi gyakorisága és mintázata csak plot-alapú felméréssel nem írható le eléggé pontosan. Az eredmények emellett arra is utalnak, hogy az agresszíven terjedő adventív fajok protokollban alkalmazott szakaszfelvétele az erdőállapot-leíró módszertan rendkívül hasznos, operatív megoldása!

**IV.49. táblázat:** Az agresszíven terjedő adventív fajok csak szakaszon felvett adatainak aránya a vizsgált tájegységek erdeiben

Agresszíven terjedő adventív fajok	Börzsöny %	Mátra %	Aggteleki-karszt %
Zöld juhar ( <i>Acer negundo</i> )	44,44	0,00	---
Bálványfa ( <i>Ailanthus altissima</i> )	54,19	63,64	42,86
Amerikai kőris ( <i>Fraxinus pennsylvanica</i> )	50,00	---	28,57
Kései meggy ( <i>Prunus serotina</i> )	---	---	---
Vöröstölgy ( <i>Quercus rubra</i> )	33,42	36,79	27,27
Akác ( <i>Robinia pseudoacacia</i> )	24,38	35,20	28,63

Adventív cserjefajok a vizsgált tájegységekben gyakorlatilag nem fordulnak elő, a felmérések során csak szórványos adatok kerültek elő. Érdekesképpen kiemelhető a mátrai Jámbor Vilmos Arborétum területén több ponton felbukkanó japán gyöngyvessző (*Spiraea japonica*), valamint az Aggteleki-karszt egyes sziklás területeiről (Derenk), renkhagyó termőhelyi viszonyok mellett felvett kinincs (*Amorpha fruticosa*).



IV.74. térkép: Az akác (*Robinia pseudoacacia*) térbeli mintázata Parásdsasvár–Parád térségében (a szakaszon, a faállományban, továbbá a plotban és szubplotban felvett adatok elkülönítésével)

A három tájegységben összesen 11 adventív lágyszárú jelenlétét észleltük. Közülük lényegében három olyan faj akad (IV.50. táblázat), amely egy-egy tájegységben, vagy mindenhol átlépi az 1%-os gyakorisági küszöböt. Ezek a fajok – domináns helyzetben – esetenként a vizsgált területek erdeinek aljnövényzetét is jelentősen átformálják, s komoly természetvédelmi problémákat jelentenek, vagy vetítenek előre.

A három gyakoribb faj közül a kanadai betyárkóró (*Conyza canadensis*) és az egynyári seprence (*Erigeron annuus*) elsősorban a nemrégiben természetes bolygatással, vagy fakitermelési munkákkal érintett, záródáshiányos (üdebb vagy szárazabb) állományokban, illetve vágásterületeken került szem elé. A Börzsöny és a Mátra területén – részben a korábbi jégtöréseknek-szældöntéseknek, részben az intenzívebb erdőgazdálkodásnak köszönhetően – az Aggteleki-karszthoz képest viszonylag gyakoribbak (IV.50. táblázat), egyenként a mintapontok 1–5%-án fordulnak elő.

Az említett két fajjal szemben a kisvirágú nebáncsvirág (*Impatiens parviflora*) a természetes bolygatásokkal vagy fakitermelésekkel nem, vagy kevésbé érintett állományokban is szerephez juthat. Különösen nagy gyakorisággal fordul elő a Börzsönyben (8,96%) és a Mátrában (10,27%), s mindkét tájegységben vannak olyan térségek is, ahol a felszáraz-üde erdőkben kifejezetten tömegesen, szinte „tengert” alkotva lép fel. Az Aggteleki-karszton a gyakoriság mérsékelt (0,36%), itt viszont érdekességképpen az emelhető ki, hogy a növényfaj az Aggteleki Nemzeti Park legbelső, határ menti (jelentős részben fokozottan védett) területeire a szomszédos szlovákiai területek felől – lényegében egy gazdálkodással alig érintett, alig bolygatott, de erősen vadjárt erdőtümbön keresztül – tör be és terjed.

A Börzsöny és a Mátra adventív lágyszárúakkal való fertőzöttsége összességében a karsztvidéknél jóval erőteljesebb, az előbbi két tájegység 15%-ot meghaladó értékével szemben a karsztvidék esetében csak 3% körüli arányt kaptunk (IV.50. táblázat). Ebben a természetes bolygatások megtelepedési fel-szint biztosító szerepe mellett nyilvánvalóan az intenzívebb erdőgazdálkodásnak, és az egyéb zavaró hatásoknak (pl. települések, turizmus) is lényeges szerepe lehet. A vadhatás mindhárom tájegységben elég erős (legjobb helyzetben talán a Börzsöny lehet), így szerepe az eredmények alakulásában vélhetően kisebb, mint a fentebb már említett tényezőké.



**IV.50. táblázat:** A fontosabb adventív lágyszárú növények és az adventív lágyszárúakkal fertőzött pontok gyakorisága a vizsgált tájegységekben (viszonyítási alap minden adatnál az adott tájegységben felvett pontok halmaza)

Adventív lágyszárúak	Börzsöny %	Mátra %	Aggteleki-karszt %
Kanadai betyárkóró ( <i>Conyza canadensis</i> )	2,66	1,25	0,40
Egynyári seprence ( <i>Erigeron annuus</i> )	6,79	4,80	2,14
Kisvirágú nebáncsvirág ( <i>Impatiens parviflora</i> )	8,96	10,27	0,36
<b>Adventív lágyszárúakkal érintett pontok aránya:</b>	<b>15,48</b>	<b>15,12</b>	<b>3,10</b>

#### IV.5 AZ ERDŐÁLLAPOT-FELMÉRÉS EREDMÉNYEINEK FELHASZNÁLÁSI LEHETŐSÉGEI

A megelőző fejezetekben terjedelmi okok, továbbá a terepi felmérések és az adatminőség-ellenőrzés lezárása óta eltelt egészen rövid időszak miatt csak a legfontosabb, legalapvetőbb kimutatások, statisztikák és értékelések közreadására nyílt lehetőségünk. A rendelkezésre álló adatbázis azonban számtalan további elemzéshez, értékeléshez biztosít lehetőséget, hiszen a felvett változók és változócsoporthoz egy része teljesen kimaradt a mostani áttekintésünkből, s a különböző háttérváltozóktól való függések vizsgálata is csak részben valósult meg. Emellett a gyakorlati hasznosítás erős szándéka is dolgozik bennünk, a terepen gyűjtött adatokat szeretnénk a hazai erdők biológiai alapokra (is) helyezett fenntartásához az érintett szervezetek – elsősorban az erdőgazdaságok és nemzeti park igazgatóságok – számára elérhetővé tenni. A projekt a Natura 2000 területeket érintő középhegységi erdők állapotleíró jellemzőinek feltárása mellett kezdetektől fogva középpontba helyezte a természetes folyamatokra alapozott erdőgazdálkodás, valamint a kifejezetten természetvédelmi célú erdőkezelési munkák támogatását, ennek megvalósításához a konkrét alkalmazási területek és módok kidolgozása azonban még előttünk áll. Záró alfejezetünkben mindezekről a kérdésekről szeretnénk rövid áttekintést adni azzal, hogy mind a további adatfeldolgozás, mind a gyakorlati alkalmazás lehetőségeit tekintve számos itt nem említett témakör felmerülhet még.



#### IV.5.1 További adatelemzési lehetőségek

Az erdőállapot-leíró módszertan (STANDOVÁR és mtsai 2015, 2016) alapján a terepi adatfelvételi munkánk több tucat változót, illetve változócsoporthoz érintett. Mostani feldolgozásunkban – idő- és területi korlátok miatt – többükre nem térhettünk ki. A vizsgált tájegységek jellemzői, terepi tapasztalataink, az eddig feltárt összefüggések, valamint az adatbázisban rejlő elemzési lehetőségek figyelembe vételével a következőkben néhány kézenfekvő, jelen tudásunk szerint reális és releváns, további kutatási és adatelemzési lehetőségeket sorolunk fel.

A IV. 1-4 alfejezetekben bemutatott eredmények, elemzések az agresszíven terjedő idegenhonos fajok jelenlétén kívül nem hasznosították a **minta-vételi szakaszon** rögzített változókat. Ezek közül érdekes eredményekkel kecsegtet a természetes bolygatások (korona- vagy törzstörés, egész fa/törzs dőlése, tűz, biotikus hatások) szakaszon felvett adatainak értékelése, azok egyéb adatforrásokkal (légifotók, űrfotók) való összevetése. Az elemzések további területe lehet ezen kívül a természetes bolygatások términtázati elemzése, különös tekintettel a vizsgált tájegységekben (elsősorban a Börzsöny és a Mátra területén) korábban és 2014-ben bekövetkezett széldöntésekre és jégtereésekre.

Érdekesnek ígérkező vizsgálatok végezhetőek a szakaszon felvett kiugró méretű (élő és elhalt) törzsek términtázata, a regisztrált törzsek állományszerkezetben betöltött szerepe kapcsán. Itt fókuszálhatunk többek között a kiugró méretű törzsek jelenléte és a korábbi, illetve jelenlegi erdőgazdálkodási gyakorlat közötti összefüggések nyomozására. A kiugró méretű törzsek és a plot-adatokból származó, 50 cm átmérő feletti frakcióba sorolt törzsek mintázatában mutatkozó összefüggések feltárása, továbbá a kiugró méretű törzsek rögzítésével nyert plusz információk áttekintése, értékelése szintén fontos kiegészítés lehet az eddigi elemzésekhez.

Hasonlóképp informatív lehet a **felújulási területeken** rögzített adatok célzott elemzése, ami jó kiegészítést adhatja egyebek között a bemutatott vadhatás-elemzésnek, hiszen az életképes újulat hiányának rögzítése esetén adatot gyűjtöttünk a potenciális gátló tényezőkről, így a vágásnövényzet túlzott felszaporodása mellett a vadfajok intenzív jelenlétére utaló nyomokról is. Ezt egészítheti ki a mintavételi pontokon hántáskárra vonatkozóan gyűjtött információ.

Az erdők **lágyszárú növényzetéről** gyűjtött adatok közül eddig csak az idegenhonos fajokra vonatkozó adatokat közöltük. A borításviszonyok jellemzése, a domináns lágyszárúak szerepének, valamint az élőhelyjelző funkciójuk miatt rögzített lágyszárúak előfordulási adatainak tájegységi szintű értékelése

mind kiegészítheti az eddigi elemzéseket. Az erdők gyepszint-bolygatottságának tájegységi szintű leírása az őshonos nitrofil és bolygatásjelző fajok jelenléte és borításviszonyai alapján lehetőséget ad mind a természetes bolygatások, mind az erdőkezelés hatásainak elemzésére, illetve a vadfajok hatásaival és az idegenhonos fajok terjedésével kapcsolatos összefüggések tanulmányozására is.

A termőhelyi tényezők közül az erdők talajának bolygatottságára, illetve a felszín kövességére vonatkozó adatok elemzése adhat térben finom felbontású állapotjellemezést, ami segíthet a faállományban leírt mintázatok értelmezésben.

#### IV.5.2 Az eredmények gyakorlati felhasználásának lehetőségei

A projekt alapvető célkitűzése az erdőállapot-felmérés során felvett adatok és az ezekből származtatott eredmények gyakorlati élet felé való közvetítése, továbbítása. Az erdőgazdálkodás és a természetvédelem egyaránt sajátos, egyedi szempontrendszerrel és adminisztrációs keretekkel rendelkező ágazat, ezért a lehetséges alkalmazási területeket ezek figyelembe vételével igyekeztünk megfogalmazni. A röviden felvillantott témakörök az erdők fenntartásának erősebb biológiai alapokra helyezését, a természetes folyamatokra alapozott, lehetőség szerint folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás támogatását, az erdők meglévő értékeinek és diverzitási jellemzőinek megtartását-fokozását, a hosszú távú erdészeti tervezés és a napi szintű erdőgazdálkodási feladatok segítségét, valamint a speciális természetvédelmi feladatok (Natura 2000, erdőrezervátumok) támogatását szolgálják.

#### **Véderdők lehatárolása, a korábbi véderdő-kijelölések ellenőrzése**

Az erdőgazdálkodással érintett erdőtümbökön belül az erdők távlati kezelése, illetve hasznosítása szempontjából alapvető feladat a gazdálkodásra termőhelyi okok miatt alkalmatlan (meredek, sekély talajú, erózióra érzékeny) területek elkülönítése. Ezekben az ún. véderdőkben erdészeti beavatkozások csak a tartós erdőborítás biztosítása érdekében indokoltak, az ilyen jellegű állományok fenntartása – a külső zavaró tényezők (leginkább az inváziós fenyegetettség és a fokozott vadhatás) elhárítása mellett – alapesetben a természetes dinamikai folyamatokra támaszkodva biztosítandó. A véderdő besorolású területek lehatárolásához a protokoll szerint rögzített adatok közül a felszíni kövesség mértékére, valamint a jellemző kőméretre vonatkozó adatot látjuk alkalmasnak, s ezt egészítheti ki a digitális felületmodellről nyert átlagos lejtőszög értéke.

### **Az adventív fafajok visszaszorításának tervezése**

IV.4 alfejezetben bemutattuk az adventív fafajok elterjedésére vonatkozó differenciált – szakaszon, plotban, szubplotban rögzített – adataink erősségeit. A projektben felvett adatok tehát egyrészt alkalmasak az előfordulási helyszínnek mintavételi sűrűségtől függően 1,0 vagy 0,5 hektáros pontosságú kijelölésére, a tájegységi súlypontok meghatározására, s arra is, hogy az adatokra alapozva a nem őshonos fafajok (elsősorban az agresszíven terjeszkedő adventívek) kontrollálása, vagy visszaszorítása érdekében tervezési munkák, illetve aktív beavatkozások történjenek.

### **Fajösszetételükben vagy szerkezetükben kiemelkedő jellemzőkkel rendelkező erdők lehatárolása**

Az erdőállapot-felmérés és -értékelés az erdők aktuális állapotáról részletes látellellettel szolgál, s ebből minden esetben kiderül, hogy hol vannak a vizsgált tájegységben a biológiai-ökológiai szempontból leginkább kedvezőtlen adottságú, illetve leggazdagabb térségek. Mivel az erdők fenntartása, illetve az erdőkben végzett gazdálkodás során – különösen, hogy esetünkben védett és Natura 2000 területekről van szó – alapvető elvárás a meglévő változatosság megőrzése. A mindennapi tevékenységek tervezéséhez és koordinálásához nagy segítséget jelent, ha megfogalmazzuk, melyek az erdőterületeink legváltozatosabb, legértékesebb részei, ahol a faji és szerkezeti diverzitás megtartása érdekében különösen nagy gonddal kell egy-egy beavatkozást megtervezni és kivitelezni. E szempontok megfogalmazásában és az adott kritériumoknak megfelelő részterületek lehatárolásában fontos szerepe lehet az erdőfelmérés során kiépült adatbázisnak.

### **A nem vágásos erdőkezelésre leginkább alkalmas erdők kijelölése**

A faállomány faji összetételéről és átmérőeloszlásáról egyaránt információt szolgáltató adatbázis potenciálisan alkalmas azon állományok, állományrészek beazonosítására, amelyek az átmérőosztályok szerinti eloszlást tekintve már eleve viszonylag közel vannak a száraló szerkezetű erdőkhöz, illetve amelyek legkönynyebben, a legkisebb mértékű beavatkozásokkal elmozdíthatók a több átmérőosztályt (és korosztályt) tartalmazó, változatos szerkezetű erdők irányába.

### **A körzeti erdőtervezési munkák támogatása**

A 10 éves ciklusokra készülő körzeti erdőtervek alapjaiban határozzák meg egy-egy erdőterületen a természetvédelmi elvárásokat és az erdőgazdálkodás kereteit. Az érintett erdőgazdálkodó számára az erdőtervi sarokszámok a hasznosítás, a

gazdálkodás mozgásterét rögzítik, ugyanakkor védett természeti területeken és Natura 2000 területeken az erdőterv a természetvédelmi kezelési irányelvek érvényesítésének és részletesebb dokumentálásának is terepe. Mindezek miatt kulcsfontosságú tehát, hogy az erdőtervezési munkák során valamennyi olyan szempont megfogalmazásra, beépítésre és integrálásra kerüljön, ami egy-egy területen az erdők védelmével, továbbá mennyiségi és minőségi értelemben is fenntartható, tartamos használatával összefügg. Az erdőállapot-felmérés adataiból az erdőtervezési munkákhoz – mint már a fentebb ismertetett témakörökből is kitűnik – sokféle jellegű támogatás adható, s ehhez lényeges megemlíteni, hogy a felmérés 100×100 méteres, vagy 70,71×70,71 méteres mintavételi hálója alapján az adatok az erdőrészlet-léptéknek tökéletesen megfeleltethetők, illetve az 1–2 mintapont/ha adatsűrűség az erdőrészleteken belüli térbeli változatosság megjelenítésére is alkalmas.

### **Élőhelytérképek szerkesztése, Natura 2000 élőhelytípusok elhatárolása**

Terepi felmérési munkánk során az egyes mintavételi helyszíneken nem rögzítettünk élőhelytípusokat, vagyis a felmért területekre nyers adatként sem az ÁNÉR-2011 szerinti (BÖLÖNI és mtsai 2011), sem a Natura 2000 erdős élőhelytípusok (HARASZTHY 2014) nem állnak rendelkezésre. Felvettünk viszont számtalan olyan változót, amelynek segítségével az élőhelytípusok generálhatók. Natura 2000 területek szempontjából a Natura 2000 élőhelytípusok szerinti besorolásnak (és erre alapozott későbbi értékelésnek) van inkább relevanciája. E feladat igazi szakmai kihívást jelent, s egyben hozzájárulhat Natura 2000 élőhelytípusok azonosításában, értelmezésében jelentkező nehézségek tisztázásához is.

### **Egyes Natura 2000 élőhelytípusok aktuális állapotának értékelése**

Az erdőállapot-leíró rendszer sokrétű adatai kifejezetten alkalmasak arra, hogy egy meghatározott szempontrendszer alapján leválogatott mintapontok halmazára részletes elemzéseket és értékeléseket készítsünk. Amennyiben a mintapontok egy halmazát egy Natura 2000 élőhelytípushoz tartozó területek adják, úgy tájegységi szinten sokrétű jellemzés készíthető a közösségi jelentőségű élőhelytípusok aktuális helyzetéről. Mivel a három projektterületből kettő (Börzsöny, Aggteleki-karszt) teljes területtel, a harmadik tájegység (Mátra) pedig részterülettel természetmegőrzési terület is, kézenfekvő megoldás, hogy az erdős élőhelytípusok állapotjellemzőit – akár az alapállapot dokumentálására, akár jelentéstételhez, akár egy monitoring-folyamat megalapozásához – a projektben felvett adatok alapján foglaljuk össze.

### **Erdőrezervátumok állapotleírása**

A projekterület három tájegységében felmérésünk összesen 6 erdőrezervátumot érintett. Ezekben az erdőrezervátumokban az 1990-es évek elejétől (néhol korábbi időponttól) több helyen folytak ugyan történeti és (transzekt menti, vagy szabályos térbeli hálózathoz igazodó) erdődinamikai kutatások, de az egyes rezervátumok területének kutatottsága meglehetősen különböző volt, illetve volt olyan erdőrezervátum is (Aggteleki-karszt: Nagy-oldal), ahol a kijelölést követő, erdő-részlet szerinti szemlélésen kívül lényegében semmilyen állapotleíró, vagy dinamikai kutatás nem történt. A protokoll szerint felvett adatokkal egy-egy erdőrezervátum alapállapot jellemzése jó hatékonysággal megtehető, amire egy kísérletet már tettünk is a Pogány–Rózsás Erdőrezervátum esetében.

### **Természetvédelmi igazgatási munkák támogatása**

Végezetül megemlíthetjük, hogy az erdőállapot-felmérés által szolgáltatott adatok a természetvédelmi igazgatási munkákban is jelentős segítséget nyújthatnak. Az erdőgazdálkodás és a természetvédelem között évtizedes súrlódási felület a természetvédelmi szempontok alapján elrendelt és foganatosított korlátozások kérdése, és sok esetben az információhiány, vagy a közös hivatkozási alap meglétének hiánya is hozzájárult a két ágazat közötti konfliktusok állandósulásához. A projekt által gyűjtött adatok – míg érvényességüket nem veszítik – elvi szinten alkalmasak lehetnek egy olyanfajta egyeztetési folyamat előmozdítására, ahol a párbeszédben gazdálkodói és természetvédelmi kezelői szerepkörrel megjelenő felek között nem a terepi tények, hanem az azok alapján meghozandó döntések képezik majd a szakmai viták tárgyát. S amennyiben a projekt adatai ezekben a kérdésekben legalább részben hasznosulnak, a szektorközi együttműködéshez munkánk már sikeresen hozzájárult.

## IV.4 A VIZSGÁLT TÁJEGYSÉGEK ERDEINEK ÖSSZEHASONLÍTÓ ÁLLAPOT-ÉRTÉKELÉSE

### IV.4.1 A tájegységek általános összevetése

Az Északi-középhegységnek a projekt keretében vizsgált három tájegysége közül a Börzsöny és a Mátra természetföldrajzi jellemzőket tekintve számos hasonlóságot mutat, ugyanakkor az Aggteleki-karszt több tekintetben is más karakterű terület. A földrajzi adottságok, az erdőövek elhelyezkedése, az elmúlt években bekövetkezett természetes bolygatások, a területhasználati intenzitás és a természetvédelmi jellemzők tekintetében megfogalmazható legfontosabb ismérveket a *IV.40.* táblázatban vetjük össze.

**IV.40. táblázat:** A vizsgált tájegységek fontosabb jellemzőinek összevetése

Jellemzők	Börzsöny	Mátra	Aggteleki-karszt
Tszf. magasság	150–939 m	150–1014 m	200–605 m
Geológiai felépítés	vulkanikus kőzetek	vulkanikus kőzetek	mészkö és dolomit
Domborzat	tömbös hegység, mélyen bevágódott völgyek, éles gerincek	tömbös hegység, mélyen bevágódott völgyek, éles gerincek	kasztfennsíkok, meredek lejtők, szűk völgyek
Talajok	közethatású talajok és barna erdőtalajok	közethatású talajok és barna erdőtalajok	rendzinák (kevés barna erdőtalaj)
Erdőövek	± szabályos erdőövek (CS-T, GY-T, B)	± szabályos erdőövek (CS-T, GY-T, B)	GY-T erdőtakaró, északi oldalakon B, déli oldalakon MOT
Természetes bolygatások az elmúlt 1–2 évtizedben	nagyon erős, nagy területeken érintő bolygatások	közepes mértékű, foltos bolygatások	csekély mértékű, szórványos bolygatások
Az erdőgazdálkodás intenzitása	viszonylag intenzív	viszonylag intenzív	mérsékelt, extenzív
Felszíni turisztikai igénybevétel	intenzív	intenzív	mérsékelt
Természetvédelmi besorolás	nemzeti park	tájvédelmi körzet	nemzeti park
Védettségek kezdete	1978 (TK)	1986	1978 (TK)

## IRODALOMJEGYZÉK

- 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.
- DANSZKY, I. (szerk.) (1963): Magyarország erdőgazdasági tájainak erdőfelújítási, erdőtelepítési irányelvei és eljárásai V. Északi-középhegység erdőgazdasági tájcsoport. – Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest, 817 pp. + 1 térkép + XXXII.
- HALÁSZ, G. (szerk.) (2006): Magyarország erdészeti tájai. – Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest, pp. 154 + 1 térkép.
- HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. – Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, 955 pp.
- KARÁTSON, D. (2000): A Mátra. In: Karátson D. (szerk.): Magyarország földje. (Pannon Enciklopédia) – Kertek 2000 Kiadó, Budapest, pp. 331-332.
- KARÁTSON, D. (2014): Tűzből született hegyvilág - Időutazás a földtani múltban. In: Bartha, D. - Nagy, L. és Oroszi, S. (szerk.): Vadregényes erdőtáj a Börzsöny. – Ipoly Erdő Zrt., Balassagyarmat, pp. 15-40.
- LESS, Gy. (1998): Földtani felépítés. In: Baross G. (szerk.): Az Aggteleki Nemzeti Park. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 26-66.
- NAGY, J. (2007): A Börzsöny hegység edényes flórája. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 378 pp.
- NAGY, L. (2014): Hóviharoktól a zivatarokig - a Börzsönyi klíma. In: Bartha, D., Nagy, L. és Oroszi, S. (szerk.): Vadregényes erdőtáj a Börzsöny. – Ipoly Erdő Zrt., Balassagyarmat, pp. 97-109.
- RUFF, J. és STANDOVÁR, T. (2014): A természetesség jegyében, mégis gazdaságosan – folyamatos erdőborítás üzemi léptékben. In: Bartha, D., Nagy, L. és Oroszi, S. (szerk.): Vadregényes erdőtáj a Börzsöny. – Ipoly Erdő Zrt., Balassagyarmat, pp. 579-591.
- STANDOVÁR, T. (2014): Örökségünk - A táj- és erdőhasználat nyomai a Börzsönyben, az ökológus szemével. In: Bartha, D., Nagy, L. és Oroszi, S. (szerk.): Vadregényes erdőtáj a Börzsöny. – Ipoly Erdő Zrt., Balassagyarmat, pp. 543-555.
- ÚJVÁROSY, (1998): Földrajzi helyzet, éghajlati viszonyok. In: Baross G. (szerk.): Az Aggteleki Nemzeti Park. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 22-25.
- ZÁMBÓ, L. (1998): Talajtakaró. In: Baross G. (szerk.): Az Aggteleki Nemzeti Park. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 97-117.
- ZÓLYOMI, B. (1942): A középdunai flóraválasztó és a dolomitjelenség. – Botanikai Közlemények 39: 209-231.

## MÁSODIK RÉSZ

A Börzsöny erdőállapot felmérésekkel egyidejűen végzett  
madártani és szaproxilofág bogártani felmérésekből származó  
zoológiai adatok elemzése

Analyses of zoological data (birds and xylophagous beetles) collected  
simultaneously with forest state mapping

Szerkesztette: Bán Miklós



## A BÖRZSÖNY ERDŐÁLLAPOT FELMÉRÉSEKkel EGYIDEJŰEN VÉGZETT MADÁRTANI ÉS SZAPROXILOFÁG BOGÁRTANI FELMÉRÉSEKBŐL SZÁRMAZÓ ZOOLOGIAI ADATOK ELEMZÉSEI

### Összefoglaló

Az erdőlakó madárfajok elterjedése és az erdők szerkezete közti összefüggéseket régóta vizsgálják, mindazonáltal terepi és statisztikai standardizált eljárások alkalmazása csak nagyon kevés tanulmányból ismert. A Börzsönyben tett madár-előfordulási és erdőszerkezeti paraméterek komplex összehasonlításával egy erre vonatkozó adatfelvételezési és statisztikai módszertan kidolgozását tűztük ki célul tanulmányunkban.

Két egymást követő évben 2015-ben és 2016-ban a Börzsönyben összesen 1 250 ponton, mintegy 1 000 hektáros területen zajlott azonos helyeken és azonos módon a madártani felmérés. Az adatgyűjtés során az erdőlakó madárfajok előfordulásairól és gyakoriságáról gyűjtöttünk adatokat a tavasz folyamán két alkalommal.

A Random Forest (Véletlen Erdő) módszer segítségével becsültük a madarak relatív fészkelési valószínűségi értékeit a háttérparaméterek (erőszerkezeti és erdőállapot változók) függvényében. Véletlen Erdő megközelítéssel becsültük. Az elemzett 65 madárfajból 46 esetén volt a modell illesztés jóslata értelmezhető és elfogadható. Ezen fajok között több közösségi jelentőségű madárfaj is szerepelt: fehérhátú harkály, közép fakopáncs, fekete harkály, hamvas küllő, örvös légykapó, kis légykapó és töviszúró gébics. Ennek eredményei alapján a modell-illesztés a következő fajok esetében volt sikeres: őzszapó, rövidkarmú fakusz, meggyvágó, kék galamb, fehérhátú fakopáncs, nagy fakopáncs, közép fakopáncs, citromsármány, örvös légykapó, kis légykapó, szajkó, töviszúró gébics, fenyves cinege, szécinege, fácán, csilpcsalpfüzike, sárgafejű királyka, seregély, barátposzáta, kis poszáta, ökörszem. Ezen fajok között több közösségi jelentőségű madárfaj is szerepelt: fehérhátú harkály, közép fakopáncs, fekete harkály, hamvas küllő, örvös légykapó, kis légykapó és töviszúró gébics.

Általánosságban elmondható, hogy a madár-előfordulási adatok esetén gyakran nem találtunk összefüggést az erdőállapot változókkal, aminek az oka a gyűjtési módszerben kereshető. A felmérők az egyes pontokon minden ott költő madarat észleltek, tapasztalataink szerint azonban sok madárfaj jóval gyakoribb mint amilyen gyakoriságban ezzel a módszertannal meg lehet figyelnie ezért a hiány adatok túlzóak, ami egyes változók összefüggéseit gyengíti a madarak előfordulási adataival, egyes esetekben akár az összefüggések irányát is megváltoztathatja. Összességében a gyenge összefüggések eltűnésére számíthatunk, aminek mértéke függ az adott faj megfigyelési hibájának mértékétől. A rejtett életmódot folytató

vagy a megfigyelések időpontjában kevésbé jól megfigyelhető madárfajok esetében a becslés során jelentősebb torzításra számíthatunk.

A madarak mellett négy közösségi jelentőségű holtfához kötődő bogárfajt vizsgáltunk: nagy szarvasbogár, havasi cincér, nagy hőscincér, skarlátbogár, a csupán jelenlét adatokat igénylő MaxEnt módszer segítségével, annak érdekében, hogy azonosítsuk az elterjedésüket leginkább befolyásoló tényezőket. A háttérváltozók, egy nagy felbontású erdő felmérésből származnak, amely során több mint kilencszáz változót rögzítettek a felmérők. A változó szelekció során kétféle megközelítést alkalmaztunk: (1) automatizált módszer, amely során a szelekcionál csupán statisztikai szempontokat vettünk figyelembe, illetve (2) manuális módszer, amely során figyelembe vettük a fajokról rendelkezésre álló ismereteket. A kiválasztott változók alapján elterjedés modelleket készítettünk és prediktáltuk a fajok potenciális elterjedését. A skarlátbogár kivételével mindkét módszer esetében tapasztalatainknak megfelelő, valóságosnak tűnő becsléseket kaptunk, azonban meg kell jegyeznünk, hogy a manuális változószelekció esetében biológiai szempontból sokkal könnyebben magyarázható összefüggéseket találtunk, amelyek esetében az általánosíthatóság sokkal inkább valószínű. Az elterjedés modellek segítségével becsülhető az adott faj elterjedése abban az esetben is ha a környezeti viszonyok, az élőhelyek állapota megváltozik. A jelenlegi és a változás utáni elterjedések alapján pedig becsülhetővé válik, hogy az adott hatás hogyan befolyásolja a vizsgált faj élőhelyeit (pl. klímaváltozás, erdészeti beavatkozások stb.)

A kutatás tapasztalatai alapján elmondható, hogy a részletes adatgyűjtés ellenére nem sikerült annyi összefüggést feltárni, mint amennyi várható lenne a befektetett energia alapján. Ennek az okát abban látjuk, hogy az általános adatgyűjtési módszerek az egyes fajok speciális igényeit nem veszik figyelembe. Véleményünk szerint a madarak és bogarak esetén is sokkal jobb eredményeket lehet elérni ha 5-10 gondosan kiválasztott fajjal dolgoznak csak az adatgyűjtők. Ebben az esetben viszont részletesebb és az adott faj igényeit pontosabban figyelembe vevő módszereket használnak.

## Summary

Although relationships between distribution areas of forest-dwelling birds and forest structure have long been investigated, standardized field surveys in combination with robust statistical approaches have rarely been applied. Here we aim to develop a robust statistical methodology using standardized field data collected in Börzsöny, by analysing associations between bird distribution data and structural parameters of forests.

Bird surveys in Börzsöny cover 50 clusters in total, thus amounting to 1.250 survey plots representing 1.000 hectares in total. Field surveys were conducted using the same plots and methodology both in 2015 and 2016 recording distribution and frequency during breeding season.

Relative breeding probabilities of forest birds as a function of environmental parameters were estimated using Random Forest approach. As a result, model fitting was possible for the following species: Pheasant, Stock Dove, Greater Spotted Woodpecker, Middle Spotted Woodpecker, White-backed Woodpecker, Red-backed Shrike, Starling, Jay, Collared Flycatcher, Red-breasted Flycatcher, Blackcap, Lesser Whitethroat, Chiff-chaff, Goldcrest, Great Tit, Long-tailed Tit, Coal Tit, Short-toed Treecreeper, Hawfinch and Yellowhammer.

In general, we did not find relationships between bird data and forest parameters, probably as a result survey methodology. Although surveyors recorded all bird species probably nesting in each survey plots, real frequencies are larger than observed values, resulting in the overrepresentation of absence data which provide weaker relationships with forest parameters and might change the direction of some relationships. Therefore we expect the disappearance of weak relationships, the degree of which depends on the variance of species-specific detectability, resulting in larger degrees of bias in more secretive species.

In addition to birds, four dead-wood associated beetles (*Lucanus cervus*, *Rosalia alpina*, *Cerambyx cerdo*, *Cucujus cinnaberinus*) which are protected under the EU Habitats Directives have been analysed using presence-only MaxEnt approach to identify variables influencing their distribution. The variable set was retrieved from a high resolution forest monitoring study where more than 900 variables have been recorded. For variable selection, we used two different approaches: (1) an automated procedure where the selection is based exclusively on statistical values and (2) a manually driven calculations which includes biological knowledge on the given species. Based on the selected variables, we constructed distribution models and predicted the potential distribution of the species. With the exception of *C. cinnaberinus*, the predictions of the models are found to be realistic for the present distribution and habitat suitability for the studied species using both methods. Although the manual approach provided better interpretative and generalisable variables in biological point of view.

The species distribution models allow us to predict the potential effect of the changing environment (e.g. climate change, forest management) on the target species. Generally, we conclude that detailed data collection does not necessarily provide as many results as expected based on the amount of work invested in. Further, we are convinced that too general methodologies which do not consider species-specific requirements provide less robust patterns, while better results can be obtained if the investigation focus on a few but carefully selected species.

## ELŐSZÓ A ZOOLOGIAI ELEMZÉSEKHEZ

Mindkét elemzés során elterjedési modelleket készítettünk. A fajok elterjedési modelljei (Species Distribution Model, rövidítve: SDM) a fajok elterjedési pontjai és a pontok környezeti, illetve térbeli jellemzői közti kapcsolatot keresik (FRANKLIN és MILLER 2009, ELITH és mtsai 2011). Ezt a megközelítést széles körben használják biogeográfiai, konzervációs és ökológiai vizsgálatokban (ELITH és LEATHWICK 2009). Az elmúlt három évtizedben jelentős fejlődést mutatott a fajok elterjedésének modellezése, s ennek eredményeképpen számos módszer áll rendelkezésünkre. Ezen módszertani megközelítések között a legfontosabb különbség az, hogy milyen adatokkal dolgoznak. Azokban az esetekben, amikor a fajok adatait szisztematikusan gyűjtötték (például protokollal meghatározott biológiai felméréseknél, ahol adott felmérési pontok halmazát mérték fel, és minden ponton ismert a fajok jelenléte/hiánya, illetve abundanciája), ezeket az adatokat a legtöbb ökológus számára ismert regressziós problémaként kezelik, mint amilyenek az általánosított lineáris vagy additív modellek, a regressziós fák halmazai, a véletlen erdők vagy a regressziós fák.

A legtöbb régióban a szisztematikusan gyűjtött biológiai felmérési adatok azonban csak szórványosan érhetőek el vagy nagyon limitált a lefedettségük. A fajok rekordjai a herbárium és múzeumi gyűjteményekben csak jelenlét adatok formájában vannak meg. Ezen adatbázisoknak, melyek közösségek vagy magánszemélyek által gyűjtött adatsorokat tartalmaznak, jó része több mint 100 éves, ennél fogva óriási jelentőségű forrásai a fajok előfordulási adatainak. Az ilyen források kihasználásának maximalizálását célzó törekvések a csak jelenlét-adatokon alapuló SDM-modellezés számos válfajának kidolgozását segítették elő (PHILLIPS és mtsai 2006; PHILLIPS és DUDÍK, 2008).

Az analízisek során számos olyan evidenciának számító összefüggést mutattunk be, amelyek felvethetik a kérdést, hogy mi az értelme az ilyen típusú modellezésnek. Az elterjedés modellek segítségével nem csak a jelenlegi állapotok alapján lehet prediktálni a faj elterjedését. A modell segítségével megváltozott környezetben is lehetséges az élőhelyek alkalmasságának becslése, így megfelelő háttérváltozók segítségével becsülhető a potenciális elterjedés pl. más időszokban is. A jelenlegi és a változás utáni elterjedések alapján pedig becsülhetővé válik, hogy az adott hatás hogyan befolyásolja a vizsgált faj élőhelyeit. Ennek a legismertebb alkalmazása a klímaváltozás hatásának becslése, ez azonban legtöbbször csupán klimatikus háttérváltozók alapján történik. A Börzsönyben végzett erdőfelméréshez hasonló adatok páratlan lehetőséget nyújtanak arra,

hogyan becsülhessük az erdőállapot és erdőkezelés hatását az ott élő élőlényekre. Az ilyen típusú vizsgálatok természetesen akkor a leghatékonyabbak, ha a különböző élőlénycsoportok adatrögzítése azonos mintavételi területeken történik.

A statisztikai elemzések során számos nehezen kezelhető problémát okozott a terepi adatgyűjtések minőségi és mennyiségi heterogenitása. Habár mindkét vizsgált állat csoport esetén kiváló terepi szakemberek végezték a felmérést, az összegyűjtött adatok elemzése során mindkét esetben több-kevesebb bizonytalanságba vagy nem kezelhető statisztikai problémába ütköztünk. A nem kezelhető esetekben ki kellett hagynunk a problémás adatokat, a bizonytalanságok esetén pedig gyengébb prediktív erejű módszereket kellett alkalmaznunk. Ezek összességében mindkét elemzett csoportnál jelentős információvesztést okoztak. Szerintünk a bizonyíték alapú (STEWART és mtsai 2005, SVANCARA mtsai 2005, MCCAULEY 2006) természetvédelmi kezelések megvalósításához hatékonyabb lenne, ha gondosan kiválasztott célfajok vizsgálatát terveznék széles körű általános felmérések helyett. Ugyan csábító a nagy léptékű ökológiai vizsgálatok során általános és részletes adatgyűjtést tervezni, de ez valójában nem hoz annyi eredményt, mint a befektetett energia alapján várható lenne. Ennek az az oka, hogy az általános módszerek az egyes fajok speciális igényeit nem veszik figyelembe, és fajonként különböző fajta és mértékű hibával terhelik a gyűjtött adatokat. Esetünkben például a fokozottan védett és Natura 2000 jelölő fajok előfordulásának elemzése és előrejelzése kiemelten fontosak lettek volna, de az általános módszerek pont az ebbe a csoportba eső ritkább előfordulású fajok adatgyűjtésének minőségét és mennyiségét rontották le. Madarak és bogarak esetén is sokkal jobb eredményeket lehetett volna elérni, ha 5–10 gondosan kiválasztott fajjal dolgoznak az adatgyűjtők, Ebben az esetben viszont részletesebb és az adott faj igényeit pontosabban figyelembe vevő módszereket használnak.

## II. MADARAK ELTERJEDÉSÉNEK MODELLEZÉSE A BÖRZSÖNY ERDŐÁLLAPOT VÁLTOZÓINAK FÜGGVÉNYÉBEN

BÁN MIKLÓS<sup>1</sup>, BARTA ZOLTÁN<sup>1</sup>, NAGY GERGŐ GÁBOR<sup>2</sup>, VÉGVÁRI ZSOLT<sup>3</sup>

<sup>1</sup> *Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék,  
MTA-DE Lendület Viselkedéskökológiai Kutatócsoport*

<sup>2</sup> *Budapesti Corvinus Egyetem*

<sup>3</sup> *Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság – Debreceni Egyetem,  
Természetvédelmi Zoológiai Kihelyezett Tanszék*

### BEVEZETÉS

A madarak kialakulásuk óta kapcsolódnak erdős társulásokhoz (SERENO és CHENGGANG 1992) és diverzifikálódásuk során a más szárazföldi gerincesekénél jelentősen szélesebb körű élőhely-választási és táplálkozási stratégiával jellemezhetőek (NAISH 2014). Földtörténeti időszakok skáláján mérve a madarak szoros kapcsoltsági rendszert alakítottak ki élőhelyeikkel, zsákmányállataikkal, és olyan magas fokon szervezett kapcsolatok is létrejöttek, mint amilyenek például a virág- pollinátor rendszerek. Mivel a madarak túlnyomó többsége feltűnő és viszonylag könnyen vizsgálható, az erdei ökoszisztémák legintenzívebben vizsgált taxonjai közé tartoznak (ŞEKERCIOĞLU 2006).

Annak ellenére, hogy a madarakat viszonylag könnyű megfigyelni, napjainkban is rendszeresen fedeznek fel új madárfajokat, elsősorban neotropikus és délkelet-ázsiai esőerdőkben (JENKINS és mtsai 2013; LOHMAN és mtsai 2010). Jelenleg 10.300–10.546 madárfajt ismerünk a Földön, melyek száma taxonómiai megközelítések szerint, illetve az új fajok felfedezése és egyesek kihalása miatt változik (NEWTON 2003; SODHI és mtsai 2011). Az erdőknek a madarak szempontjából betöltött fontosságát nem lehet eléggé hangsúlyozni: a jelenleg ismert madárfajoknak mintegy 75%-a erdőkben él, és a madarak többségének az elsődleges élőhelyét erdők adják (ŞEKERCIOĞLU és mtsai 2004).

Az erdők nyújtják a madarak számára a teljes életciklusukhoz szükséges legfontosabb forrásokat, táplálékot és a fészkelőhelyt. A madarak az erdei táplálékhálózatok különböző szintjein fordulnak elő, betölthetik az elsődleges fogyasztó, a ragadozó, a mindenevő és a lebontó (dögevőként) szintek szerepeit egyaránt. Mivel a madarak állandó testhőmérsékletű állatok, kalóriaigényük magasabb, mint a hasonló méretű változó testhőmérsékletű fajoké, így a táplálékigényeik is magasabbak, és érzékenyebbek az erdei élelem források változásaira.

Elsődleges fogyasztóként a madarak nektárból, termésekből, magvakból és vegetatív szövetekből (gyökerek, hajtások és levelek) nyerik a számukra szükséges tápanyagokat. A növények vegetatív részeit fogyasztó madárfajok táplálékukat más forrásból, például fehérjékkal egészítik ki (KARASOV 1990; LÓPEZ-CALLEJA és BOZINOVIC 1999). Az erdők nagy mennyiségű levél-biomasszát termelnek azonban a madarak többsége számára nem jelentenek táplálékforrást, nem képesek hasznosítani a növényi cellulózt és a levelekben gyakran felhalmozódó vegyületeket (LÓPEZ-CALLEJA és BOZINOVIC 1999).

A lombhullató erdőkben a termések (pl. makkok és diók) számos, a tyúk-alakúak, varjúfélék, harkályfélék és cinegefélék közé tartozó madárfaj számára jelentenek fontos lipid- és keményítőforrást. Azon fajok számára, amelyek a téli hónapokban elrejtve tárolják a magvakat, a diótermések kulcsfontosságú táplálékforrást jelentenek. Az északi félteke túlevelű erdeiben a toboztermés mennyisége számos olyan madárfaj állomány nagyságát befolyásolja jelentősen, amelyek a fenyőfajok magvaival táplálkoznak (PETTY és mtsai 1995).

A gyümölcssevés viszonylag gyakori az erdei madárfajok között: a világ madárfajai közül hét fajból átlagosan egy gyümölcssevő (ŞEKERCIOĞLU és mtsai 2004), valamint 23 családnál a tápláléknak legalább a felét gyümölcsök alkotják. Számos gyümölcssevő fajnál a gyümölcsök elérhetőségétől függően, szezonálisan változik a gyümölcs aránya a táplálékban (JORDANO 2000). Emellett kis léptékben a gyümölcsök térben és időben eltérően hozzáférhetők és jellemzően térben és időben aggregálódnak: a mérsékelt övi erdőkben pl. a gyümölcsök nagyobb sűrűségben vannak jelen tisztásoknál (JORDANO 2000).

A gerincteleneket fogyasztó madarakat gyakran azonosítják rovarevőként, habár a rovarevő fajokként ismert madarak tápláléka más gerincteleneket is tartalmaz, mint például pókokat vagy csigákat (POULIN és mtsai 1994). A rovarevőket tipikusan légi és teresztris/erdei rovarevőkre lehet bontani, melyek közül a teresztris fajok túlnyomó többségben vannak, a madarak legnagyobb táplálkozási guildjét alkotják (KISSLING és mtsai 2012). A mérsékelt övi erdőkben a hernyók alkotják a fiókák etetésére használt tápanyagok egyik legfontosabb összetevőjét. Nem meglepő tehát, hogy a madarak szaporodási ideje számos fajnál



korrelál az erdei lepkefajok hernyóinak legnagyobb egyedsűrűségével (MARTIN 1987). Más, a talajon gerinctelenekre vadászó rovarevő fajoknak a szaporodási sikere szempontjából az avarban előforduló gerinctelenek fontosak, melyek elérhetőségét elsősorban a mikroklíma határozza meg (JOHNSTON és HOLBERTON 2009). Az erdőben számos ragadozómadár faj is él, elsősorban sólymok, sasok és baglyok, ezek közül számos faj természetvédelmi szempontból jelentős.

Az erdők a madarak számára táplálékforrásaik mellett fészkelőhelyeik miatt is rendkívül fontosak. A fészkek az erdők minden szintjében előfordulnak: a talajtól a cserjeszinten keresztül a koronaszintig. Az erdő szerkezete, mint például a korona nyitottsága befolyásolhatja az erdei madárfajok szaporodási sikerét. Számos erdei faj számára a koronaszint záródásának növekedésével általában nő a költési siker (BAKERMANS és mtsai 2012).

Az odúköltő fajok a fák vagy magasabb növényegyedek kiüregesedett részeiben fészkelnek. Elsődleges odúköltőknek nevezzük azokat a fajokat, melyek maguk vájják odúikat, ide elsősorban a harkályok tartoznak. Másodlagos odúköltőknek azokat a fajokat nevezzük, melyek ez elsődleges odúköltők odúit használják vagy természetesen kialakult üregekben költenek; ide taxonómiai szűk skálán mozgó fajok tartoznak. Másodlagos odúköltők közé tartoznak egyes récefajok, sólymok, baglyok, sarlósfecskék, légykapók, cinegék és számos más faj. Könnyen belátható, hogy a holtfa (faegyedek és ágak) mennyisége limitálja mind az elsődleges, mind a másodlagos odúköltők állomány nagyságát (KROLL és mtsai 2012; NEWTON 1994).

Minden nagyobb vonulási útvonalon megfigyelhető, hogy az erdők számos vonuló madárfaj számára megállóhelyet jelentenek (KIRBY és mtsai 2008), ahol a vonuló erdei madarak rovarokkal vagy termésekkel táplálkozva feltöltik zsírtartalékaikat, hogy nem erdősült területeken át tudjanak haladni (MOORE és KERLINGER 1987).

Fiziológiailag extrém hatásokkal járó hőmérsékleti értékek esetén az erdők a túlélési esélyt növelő menedékeket is biztosítanak egyes madárfajok számára. Télen például a kisebb énekesmadár-fajok szél ellen védett élőhelyet keresve erdőbe húzódnak, aminek következtében testhőmérsékletük fenntartásához kevesebb energiára van szükségük (WOLF és WALSBERG 1996; WOLF és mtsai 1996). Hősokkot okozó hőmérsékleti értékek esetén viszont az erdők hideg menedéket nyújthatnak sok faj számára (SEAVY 2006). Odúköltő fajoknál, fészkelési időben, a koronaszint záródottsága befolyásolja a fiókák fejlődési ütemét és így hatással van a szaporodási sikerre.

Az erdők szerkezete befolyásolja a madárközösségek összetettségét is, például a változatos lombkorona magasság, és erdőszinteztettség miatt a táplál-



kozóhelyek száma növekszik, aminek hatására nő a kiaknázható niche-ek száma (MACARTHUR és mtsai 1966).

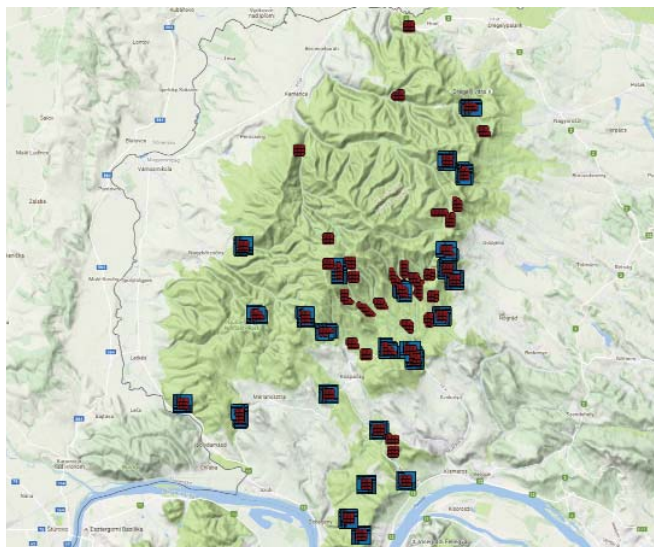
Erdőlakó madárfajaink jelentős része fészkelési és/vagy táplálkozási szokásai miatt szorosan kötődik az erdő bizonyos speciális szerkezeti elemeihez. Olyan szerkezeti elemekről beszélünk, mint például a fekvő- és álló holtfák mennyiségi eloszlása, a cserjeszint megléte/hiánya vagy éppen a különböző törzsátmérőjű, ezáltal változatos erdőrészetek jelenléte. Hazánkban elsősorban az olyan odúlakú fajok tartoznak ide, mint a harkályok (*Picidae*), a kis- és örvös légykapó (*Ficedula parva*, *F. albicollis*), illetve a cinegék (*Parus* spp.), de a fatörzsön vagy kérgen táplálkozó fajok is ide sorolandók (hegyi- és rövidkarmú fakusz (*Certhia familiaris*, *C. brachydactyla*)). Mindezek mellett a cserje- és lombkoronaszintben további, hazánkban még gyakori vagy közepesen gyakori fajok élnek (sisegő füzike (*Phylloscopus sibilatrix*), léprigó (*Turdus viscivorus*), stb.), az erdőszegélyekben pedig a Madárvédelmi Irányelvben felsorolt (Közösségi jelentőségű faj (Natura 2000 jelölő faj)) karvalyposzáta (*Sylvia nisoria*) és tövisszúró gébics (*Lanius collurio*) található meg életfeltételeit. A vágásos erdőgazdálkodás a homogén erdőszerkezet miatt sok esetben hátrányosan érinti a hazai erdőlakó madárfajokat. A folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás esetén az állandó zavarás miatt nem képesek megtelepedni sem ragadozó madárfajaink, sem a zavarást kevésbé tűrő fajok mint például a fekete gólya (*Ciconia nigra*). A holt fa hiánya kedvezőtlen az olyan természetvédelmi szempontból jelentős faj megtelepedése szempontjából, mint a fehérhátú fakopáncs (*Dendrocopos leucotos*), a cserjeszint irtása pedig a fészkelő, búvó és táplálkozóhelyek számának csökkenése miatt az ebben a szintben fészkelő madárfajok (például füzikék és poszták) állományait veti vissza.

## II.1 MÓDSZERTAN

### II.1.1 Madártani adatok gyűjtése

A területek kijelölése korlátozott véletlen módon történt. Az erdészeti adattár és a légi felvételek alapján igyekeztünk kizárni a vágásterületeket és a fiatalosokat, azonban ez nem minden esetben sikerült. Fontos kiemelni, hogy a viszonylag jól ismert központi részek mellett a kevésbé járt és feltárt peremterületek kijelölésére is törekedtünk (*I. ábra*). Mivel a madártani felmérések a kora hajnali órákban kezdődtek, ezért kulcsfontosságú volt a kijelöléseknél, hogy a kezdő és végpontok viszonylag könnyen megközelíthetőek legyenek, azaz legyen a közelükben személy-

autóval járható erdészeti út. A felmérési csomagokat (kvadrátokat) az erdőfelmérési hálózattal való egyezés miatt elsősorban a Diósjenői és Királyréti Erdészet területén tudtuk kijelölni, ezekre a részekre megközelítőleg 15-15, míg a Kemencei és Nagymarosi Erdészethez csekély számú, 5-5 csomag esett.



1. ábra: Klaszterek elhelyezkedése a Börzsöny területén - 2015 piros, 2016 kék (alaptérkép: Google)

Az alaphálót az erdőfelmérések során alkalmazott 100 méteres hálózat adta, mindig az ezen található pontok képezték a madárfelmérések kijelölt pontjait is. A pontok megközelítőleg 50 méter sugarú körzetében történtek a felmérések mintegy 0,8 hektáron. A felmérések alapegységeit 25 pontból álló klaszterek képezték különböző elrendezésekben, összesen körülbelül 20 hektár területen (2. ábra). Az egész Börzsöny területén 50 db klasztert kijelöltünk ki, vagyis 1 250 pontból álló 1 000 hektárról gyűjtöttünk adatokat. A felmérések 2015-ben és 2016-ban azonos helyeken és azonos módon történtek, azonban 2016-ban nem végeztünk minden 2015-ös ponton megfigyelést. A felmért fajok és használt rövidítései az 1. táblázatban láthatóak.

## II.1.2 Felmérési módszer

A madártani felméréseket tapasztalt terepi megfigyelők végezték. Az erdőlakó madárfajok elterjedéséről és gyakoriságáról gyűjtöttek adatokat a tavasz folyamán két alkalommal. Először április 12 és május 31 között, majd június 1 és július 15 között. Ugyanazon klaszterben a két felmérés között legalább hét nap telt el,

**1. táblázat:** Felmért és elemzett madárfajok nevei, tudományos nevei és használt rövidítése

Latin név	Magyar név	Használt rövidítés
<i>Accipiter gentilis</i>	héja	ACCGEN
<i>Accipiter nisus</i>	karvaly	ACCNIS
<i>Aegithalos caudatus</i>	őszapó	AEGCAU
<i>Anas platyrhynchos</i>	tőkés réce	ANAPLA
<i>Anthus trivialis</i>	erdei pityer	ANTTRI
<i>Apus apus</i>	sarlósfecské	APUAPU
<i>Buteo buteo</i>	egerészölyv	BUTBUT
<i>Carduelis carduelis</i>	tengelic	CARCAR
<i>Carduelis spinus</i>	csíz	CARSPI
<i>Certhia brachydactyla</i>	rövidkarmú fakusz	CERBRA
<i>Certhia familiaris</i>	hegyi fakusz	CERFAM
<i>Ciconia nigra</i>	fekete gólya	CICNIG
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	meggyvágó	COCCOC
<i>Columba oenas</i>	kék galamb	COLOEN
<i>Columba palumbus</i>	örvös galamb	COLPAL
<i>Corvus corax</i>	holló	CORRAX
<i>Cuculus canorus</i>	kakukk	CUCCAN
<i>Dendrocopos leucotos</i>	fehérhátú fakopáncs	DENLEU
<i>Dendrocopos major</i>	nagy fakopáncs	DENMAJ
<i>Dendrocopos medius</i>	közép fakopáncs	DENMED
<i>Dendrocopos minor</i>	kis fakopáncs	DENMIN
<i>Dendrocopos syriacus</i>	balkáni fakopáncs	DENSYR
<i>Dryocopus martius</i>	fekete harkály	DRYMAR
<i>Emberiza citrinella</i>	citromsármány	EMBCIT
<i>Erithacus rubecula</i>	vörösbegy	ERIRUB
<i>Ficedula albicollis</i>	örvös légykapó	FICALB
<i>Ficedula parva</i>	kis légykapó	FICPAR
<i>Fringilla coelebs</i>	erdei pinty	FRICOE
<i>Garrulus glandarius</i>	szajkó	GARGLA
<i>Jynx torquilla</i>	nyaktekerics	JYNTOR
<i>Lanius collurio</i>	tövisszúró gébics	LANCOL
<i>Luscinia megarhynchos</i>	fülemüle	LUSMEG
<i>Motacilla alba</i>	barázdabillegető	MOTALB
<i>Motacilla cinerea</i>	hegyi billegető	MOTCIN
<i>Muscicapa striata</i>	szürke légykapó	MUSSTR

<i>Oriolus oriolus</i>	sárgarigó	ORIORI
<i>Otus scops</i>	füleskuvik	OTUSCO
<i>Parus ater</i>	fenyvescinege	PARATE
<i>Parus caeruleus</i>	kék cinege	PARCAE
<i>Parus major</i>	széncinege	PARMAJ
<i>Parus montanus</i>	kormosfejű cinege	PARMON
<i>Parus palustris</i>	barátcinege	PARPAL
<i>Passer montanus</i>	mezei veréb	PASMON
<i>Pernis apivorus</i>	darázsölyv	PERAPI
<i>Phasianus colchicus</i>	fácán	PHACOL
<i>Phylloscopus collybita</i>	csilpcsálpfűzike	PHYCOL
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	sisegő fűzike	PHYSIB
<i>Phylloscopus trochilus</i>	fitiszfűzike	PHYTRO
<i>Picus canus</i>	hamvas küllő	PICCAN
<i>Picus viridis</i>	zöld küllő	PICVIR
<i>Prunella modularis</i>	erdei szürkebegy	PRUMOD
<i>Regulus ignicapillus</i>	tüzesfejű királyka	REGIGN
<i>Regulus regulus</i>	sárgafejű királyka	REGREG
<i>Scolopax rusticola</i>	erdei szalonka	SCORUS
<i>Sitta europaea</i>	csuszka	SITEUR
<i>Streptopelia turtur</i>	vadgerle	STRTUR
<i>Strix aluco</i>	macskabagoly	STRALU
<i>Strix uralensis</i>	uráli bagoly	STRURA
<i>Sturnus vulgaris</i>	seregély	STUVUL
<i>Sylvia atricapilla</i>	barátposzáta	SYLATR
<i>Sylvia communis</i>	mezei poszáta	SYLCOM
<i>Sylvia curruca</i>	kis poszáta	SYLCUR
<i>Troglodytes troglodytes</i>	ökörzem	TROTRO
<i>Turdus merula</i>	fekete rigó	TURMER
<i>Turdus philomelos</i>	énekes rigó	TURPHI
<i>Turdus viscivorus</i>	léprigó	TURVIS
<i>Upupa epops</i>	búbosbanka	UPUEPO



**2.ábra:** Néhány klaszter elrendeződése a Börzsöny központi területén - 2015 piros, 2016 kék (alaptérkép: Google)

valamint a második felmérést az elsőhöz képest fordított irányban végezték. Az év során ez az időszak az, amikor az erdei madárfajok zömének nászidőszaki aktivitása (ének, nászrepülés, párosodás) a legintenzívebb, valamint júniustól már biztosan megállapítható a fajok többségének költési valószínűsége. A felmérési napokat úgy választották meg, hogy a megfigyelések napján ne essen az eső és a szélsébség kisebb legyen, mint 20 km/h.

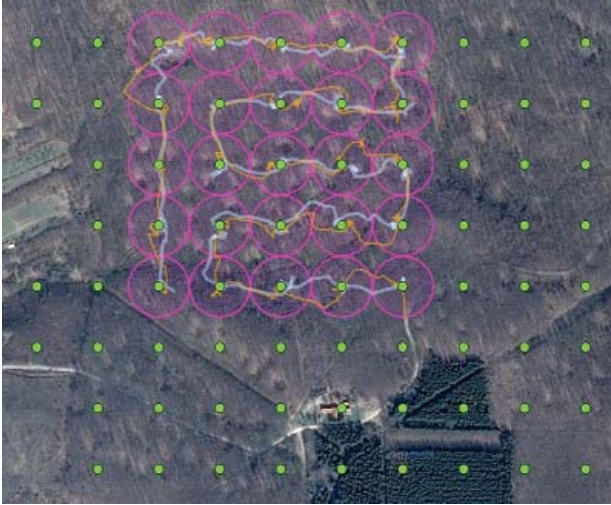
A terepi megfigyelések során az egyes pontokat az erdőfelmérések alkalmával is használt Garmin GPS Map 64 típusú készülékkel határozták meg. Ezeken a pontokon reggel 5:00–11:00 óra között feljegyezték az 50 méter sugarú körben 5 perc időtartam alatt látott és hallott fajokat. Alapvetően a revíreket és nem a példányszámokat jegyezték fel. Kiemelten ügyeltek arra, hogy a szomszédos pontokból áthallatszó madarakat (kivéve a harkályokat) mindig csak egy ponthoz jegyezzék fel. A madarak detektálásához különböző típusú kézi távcsöveket használtak. Az egyes számlálási pontokon nemcsak az ott fészkelő, hanem a területet táplálkozásra használó egyéb madárfajokat is feljegyezték, az átrepülő fajokat azonban nem vették figyelembe. A mintavételezésbe ritka esetben az 5 perccel a számlálási idő előtt és után észlelt fajokat is beleszámították, mert bizonyos fajok egyedei felriadtak és a megfigyelők közeledtére elhagyták vagy nem érték el a számlálási pontot. Ez a gyakorlat különösen a közepes és nagy testű fajok, úgymint a harkályok, az uráli bagoly (*Strix uralensis*) vagy a macskabagoly

(*S. aluco*) esetében volt megfigyelhető. Minden egyes fajhoz megadták a legnagyobb fészkelési valószínűség kódját is az alábbiak szerint:

- X Megfigyelt egyedek, melyek valószínűleg nem fészkelnek a bejárt területen, vagy a felmérés eleve nem költési időszakban történt
- A Lehetséges fészkelés
- A1 A faj megfigyelése költési időben, lehetséges fészkelőhelyen
- A2 Éneklő hím(ek) vagy fészkelésre utaló hang, költési időben
- B Valószínű fészkelés
- B1 Pár megfigyelése költési időszakban, lehetséges fészkelőhelyen
- B2 Állandó territórium tételezhető fel territóriális viselkedés (ének stb.) alapján legalább két különböző megfigyelési napon, ugyanazon a helyen
- B3 Udvarlás és pózolás, vagy pázrás
- B4 Izgatott viselkedés vagy adultak (ivarérett madarak) vészjelzése
- B5 Kotlófoltos adult (kézben tartott madarat vizsgálva)
- B6 Fészkepítés
- C Biztos fészkelés
- C1 Elterelő vagy sérülést tettető viselkedés
- C2 Használt fészkek vagy tojánhéj (a felmérési időszakból származó) megtalálása
- C3 Frissen kirepült fiatal (fészeklakóknál) vagy pelyhes fióka (fészekhagyóknál)
- C4 Adult madár fészkelési helyet keres fel vagy repül le róla, lakott fészkekre utaló körülmények között (beleértve magasan lévő fészkeket és odvakat, melyeknek belseje nem látható), vagy kotló adult látható
- C5 Űrüléket vagy fiókáknak táplálékot szállító adult
- C6 Tojásos fészkealj
- C7 A fészkekben fiókákat látni vagy hallani

Az énekesmadarak esetében nem (vagy csak nagyon ritkán) merült fel olyan probléma, hogy adott egyed egyik pontból a másikba átment volna, ugyanakkor a harkályoknál ez tipikus volt. Mivel a vizsgálat egyik legfőbb célja az élőhelypreferencia megállapítása volt, ezért ha egy adott egyed több ponton is megjelent például táplálkozás céljából, úgy mindenhová felvették. Különösen gyakori volt ez az esemény a fentebb már ismertetett fajok egy részénél, mint a kék galamb, fekete harkály, közép fakopáncs, fehérhátú fakopáncs és kis fakopáncs. Megjegyzendő ugyanakkor, hogy még itt sem lehetett sok esetben eldönteni, hogy egyazon egyed ment-e át egy másik pontra, vagy új egyed jelent meg. A bejárási útvonalra mutat be példát a 3. ábra.





**3. ábra:** Bejárési útvonal egy klaszter esetében (zöld pont lila körrel: felmérési pont az 50 méter sugarú körrel; világoskék vonal: első bejárás; narancssárga vonal: második bejárás; alaptérkép: Google Earth)

### II.1.3 Statisztikai elemzések

Mivel vizsgálatunkban a madarak előfordulási adatait szisztematikus eredményeket adó protokoll alapján vettük fel, az ezekből képzett jelenlét/hiány adatok elemzésére az egyik legkézenfekvőbb elemzési megközelítést a véletlen erdő szolgáltatja. Az elemzések során a két év adatait bináris adatként összevontuk úgy, hogy minden egyes megfigyeléspontra az adott pont bármilyen költési skála szerinti értékét 1-nek vettük, a hiányadatot 0-nak. Első próbálkozásra sokkal szigorúbb, csak biztos költéseket figyelembe vevő ( $B1<$ ) módon számoltunk, ami csak kevés fajra adott bármiféle eredményt. Az adattípusok összevonását az a feltételezésünk indokolja, hogy a költési adatok terepi megfigyelése alul becslés a valós költési adatokhoz képest.

A véletlen erdő (Random Forest, rövidítve: RF) -eljárás mindössze két évtizede vált jelentős adatelemző eszközzé az ökológiában (BOULESTEIX és mtsi. 2012). Az RF módszertana két problémátípus megoldását célozza: (i) irányított géptanulási problémához hozzon létre predikciós szabályokat és (ii) a változókat rendezze sorrendbe a választ prediktáló képességük alapján. Ez utóbbit az úgynevezett változók fontossági mértékének (VFM) figyelembevételével teszi, melyet az RF-algoritmus automatikusan kiszámol minden változóra. Pontosabban az RF VFM-ről kimutatták, hogy sikeresen azonosítja az interakcióban ható változókat, azaz az olyan változókat, melyek a választ csak egy vagy több válto-

zóval való interakcióban prediktálják. Megfelelő validálás után az eredményként kapott predikciós szabályt használni lehet például alkalmazott ökológiai problémákban (KÖNIG és mtsai 2008). Ezen két feladattípus tekintetében (predikció és prediktor-értékelés), az RF olyan funkciókkal rendelkezik, amelyek ökoinformaticai alkalmazásokban rendkívül vonzóvá teszik. Kezeln tudja a magas dimenziójú változókat és még erősen korreláló változók esetén is alkalmazható. Algoritmusai nem meghatározott sztochasztikus modellen alapszik, valamint képes a válasz és a prediktorok közötti nemlineáris kapcsolatok figyelembevételére is. Alkalmazásához nincs szükség arra, hogy a felhasználó az adatokat leíró modellt alkosson. Tekintve a jelenkori változatos adatszerkezeteket, ezek a jellemzők az RF-et rendkívül rugalmas módon kezelhetővé teszik.

Az RF nagy számú döntési fa aggregációján alapuló klasszifikációs és regressziós eljárás. Pontosabban, az RF olyan fák együttese, amelyek képzési adatokból jönnek létre, és amelyek az eljáráson belül kerülnek validálásra az adott változókra alapuló, jövőbeli megfigyelések prediktálásával. Az RF-nek számos válfaja ismert, melyek a következő jellemzőkben térnek el: (1) az egyes döntési fák generálásának módja, (2) a megváltoztatott adathalmaz generálásának módja, aminek alapján az egyes fák képződnek, (3) az egyes fák predikcióinak aggregálási módja, mely a konszenzusos predikció létrehozásához szükséges.

Esetünkben az RF alkalmazása következőképpen történt. A madárfelmérési adatok és a környezeti háttéradatokat tároló adatbázisok behívása után a szomszédos pontok magassági adatai alapján kiszámítottuk a felmérési pontokhoz tartozó lejtőszöget. Majd a cserjékre, fákra, lágyszárúakra vonatkozó adatbázisok átkódolása következett, melynek során a beolvasott változókat szükség esetén numerikusból rendezett faktorokká vagy jelenlét/hiány- adatokká alakítottuk. A lágyszárúak esetében a numerikus változókat rendezett faktorokká alakítottuk, majd pedig fajszámot és diverzitási indexeket számítottunk. Ezután a háttérváltozókat tartalmazó adatbázisokat egy adatbázissá alakítottuk (*Függelék 1. táblázat*). A madárfelmérési adatbázist a koordináták alapján koordináta-transzformáció után azonosítottuk a háttérváltozó adatbázisával, majd minden madárfelmérési pont és a hozzá legközelebb eső háttérváltozó-felmérési pont között kiszámítottuk a távolságot. Azokat a madárfelmérési pontokat, melyeknek közelébe nem esett háttérváltozó-adatpont, kihagytuk a további elemzésekből. Utána a madáradatokat jelenlét/hiány adatokká konvertáltuk, majd összeillesztettük a madárfajok előfordulási adatait és az erdőfelmérési adatokból kialakított háttérváltozókat tartalmazó adatbázist. Ezután töröltük azokat a változókat, melyeknek közel zéró volt a varianciája, majd pedig aggregáltuk az adatbázist a "Bird\_Clu" mintavételi azonosító segítségével (az egy klaszterbe tartozó minta-



vételi pontok adatait átlagoltuk, és a további analízisek során ezeket az átlagokat használtuk. Ahol két értékű faktor változó volt (pl. jelen van, nincs jelen) ott arányt számítottunk, pl. 76%-ban jelen van. A több értékű faktor változókat kihagytuk ebből az analízisből).

A madarak fészkelését a következőképpen prediktáltuk a mintavételi pontokon. Mivel adatbázisunk mind numerikus, mind faktor-változókat tartalmazott, nem használhattuk a „randomForest” csomag által adott RF-algoritmust, mivel ez a folytonos változók és többszintű faktorok irányába torzított eredményeket ad. Emiatt a „party” csomag (HOTHORN és mtsai 2011) „cforest” függvénye által nyújtott feltételes következtetésű erdőt használtuk. Mivel ez a megközelítés egyetlen fajra sem tudott stabil módon fészkelési predikciókat alkotni, a mintavételi pontok klaszterein folytattuk az elemzéseket. Ennek során a következőképpen illesztettünk alapérték-modelleket minden madárfajra. Elsőnek RF-modellt illesztettünk minden madárfajra, az összes háttérváltozót felhasználva. Minden fajra 100 alkalommal futtattuk ezeket a modelleket annak érdekében, hogy megbecsülhessük az illesztések stabilitásának fokát. Továbbá 100 alkalommal illesztettük az RF-modellt egy olyan adatbázisra, melyben a fészkelést adó változót véletlen módon permutáltuk. A modelleknek ez a második készlete azon nullhipotézishez számítja a variancia magyarázott értékeinek null-eloszlását, melyben feltételezzük, hogy nincs kapcsolat a fészkelési változó és a háttérváltozók között. A magyarázott variancia-értékek eloszlása azt mutatja, hogy a modell-illesztés a következő 21 faj esetében volt sikeres: *őszapó, rövidkarmú fakusz, meggyvágó, kék galamb, fehérhátú fakopáncs, nagy fakopáncs, közép fakopáncs, citromsármány, örvös légykapó, kis légykapó, szajkó, töviszúró gébics, fenyves cinege, szécinege, fácán, csilpcsalpfüzike, sárgafejű királyka, seregély, barát-poszáta, kis poszáta, ökörszem.*

Ezek után a változószelekciót, melynek célja az, hogy kizárjuk azon háttérváltozókat, melyek nem járulnak hozzá a modellek magyarázó erejéhez (ezt a magyarázott variancia arányával mérjük), a következőképpen hajtottuk végre minden fajra. Elsőnek az alapérték-modellekből kiválogattuk a szignifikánsan ható változókat, ahol egy változót akkor tekintettünk szignifikánsnak, ha a hozzá tartozó átlagos fontossági érték (az alapérték-modell futási ismétléseinek átlagaként értelmezve) nagyobb, mint az adott illesztési sorozat legalacsonyabb (negatív értéket felvevő) értékének abszolút értéke. Ezt a döntést azzal indokoljuk, hogy a negatív fontosság azt jelenti, hogy az adott változó eltávolítása növeli a illesztés pontosságát. Ami azt mutatja, hogy az adott változónak csak véletlen hatása van a függő változóra. Így a változók fontossági értéke minimumának abszolút értéke a véletlen hatások felső értékének tekinthető. A következő

lépésben beágyazott RF-modelleket építettünk, s ebben az első  $k$  változót  $k=1$ -től a szignifikáns változóknak az előbbieken meghatározott számáig szerepeltettük. Ezen modellek eredményei alapján azokat a prediktorokat tartottuk meg, melyek a variancia legnagyobb mértékét magyarázták (GENUER és mtsai 2010), és a továbbiakban azt vizsgáltuk, hogy ezek milyen hatást gyakorolnak a madarak fészkelési elterjedésére. Ennél a predikciók készítéséhez az előzőekben leírt módon kiválasztott háttérváltozókat vettük és lépésenként RF-modelleket építettünk, kezdve minden fajnál a legfontosabb változóval. Ennek eredményeként minden madárfajnál nőtt a modell-illesztések hatékonysága (azaz minden fajnál az új illesztett modell a variancia szignifikánsan nagyobb hányadát magyarázta, mint a permutált modell), aminek eredményeképpen az alábbi 46 faj esetében kapunk sikeres modellillesztést: *őszapó, egerészölyv, tengelic, rövidkarmú fakusz, hegyi fakusz, meggyvágó, kék galamb, örvös galamb, kakukk, fehérhátú fakopáncs, nagy fakopáncs, közép fakopáncs, kis fakopáncs, fekete harkály, citromsármány, vörösbegy, örvös légykapó, kis légykapó, erdei pinty, szajkó, nyaktekercs, tövisszűrő gébics, fülemüle, hegyi billegető, szürke légykapó, sárgarigó, fenyves cinege, kék cinege, széncinege, fácán, csilpcsalpfüzike, sisegő füzike, fitiszfüzike, hamvas küllő, zöld küllő, sárgafejű királyka, csuszka, macs-kabagoly, vadgerle, seregély, barátposzáta, kis poszáta, ökörszem, feketerigó, énekes rigó, léprigó.*

Minden növényfajoz hozzárendeltük a madarak szempontjából relevánsnak tűnő TB- (relatív hőigény), WB- (relatív talajvíz, illetve talajnedvesség), és LB-értékeket (relatív fényigény) (BORHIDI, 1995). Végül ezeken a kilenc fokú skálákon meghatározott értékek átlagával számoltunk. Ezen értékek átlagolása általánosan elterjedt módszer a növényökológiában. A témában különösen érdekes az elmúlt években végzett tesztek eredményének diszkussziója a Journal of Vegetation Science-ben: WILDI (2016), ZELENÝ és SCHAFFERS (2012).

A szignifikáns mértékben magyarázó változók tekintetében viszont jelentős különbség mutatkozott a fajok között (4. ábra).

A madártani adatok elemzését az R statisztikai programkörnyezetben végeztük (R Development Core Team 2016), melynél a RandomForest-vizsgálatokat a „randomForest” (LIAW és WIENER 2002), a „mvtnorm” (GENZ és mtsi. 2008), a „modeltools” (Hothorn és mtsi. 2008), a „strucchange” (Zeileis és mtsai 2001), a „zoo” (ZEILEIS és GROTHENDIECK 2005) specifikus csomagok segítségével hajtottuk végre. A térinformatikai műveleteket a „maptools” (LEWIN-KOH és mtsai 2007), a „spatstat” (BADDELEY és TURNER 2005), a „raster” (HIJMANS és VAN ETTEN 2014) és a „rgdal” (BIVAND és mtsai 2014) specifikus csomagok segítségével hajtottuk végre.



2. táblázat. Madárfajok előfordulási adatai. A vastagon szedett fajok esetében volt sikeres az RF modell illesztése.

Magyar név	2015-ös revírek száma	2016-os megfi- gyelések	Magyar név	2015-ös revírek száma	2016-os megfi- gyelések
erdei pinty	1 376	395	<b>nyaktekerccs</b>	17	7
vörösbegy	1 039	210	<b>sárgafejű királyka</b>	16	0
széncinege	931	223	<b>zöld küllő</b>	13	6
barátposzáta	816	266	<b>léprigó</b>	13	4
fekete rigó	669	183	<b>hamvas küllő*</b>	12	4
csilpcsalpfüzike	554	210	<b>hegyi billegető</b>	9	2
örvös légykapó*	445	146	<b>fitiszfüzike</b>	8	2
kék cinege	445	92	holló	7	2
nagy fakopáncs	433	96	erdei szürkebegy	7	4
csuszka	393	28	<b>tövisszúró gébics*</b>	5	4
énekes rigó	391	150	<b>fülemüle</b>	5	3
citromsármány	334	101	<b>fácán</b>	5	7
meggyvágó	265	97	tüzesfejű királyka	5	1
ökörsem	264	44	<b>kis poszáta</b>	5	2
közép fakopáncs*	153	20	<b>tengelic</b>	4	3
seregély	143	88	<b>macskabagoly</b>	4	0
sisegő füzike	142	42	karvaly	3	3
barátcinege	132	37	mezei poszáta	3	0
szajkó	115	41	sarlósfecske	2	0
hegyi fakusz	106	18	uráli bagoly	2	0
kék galamb	87	17	héja	1	1
rövidkarmú fakusz	79	28	tőkés réce	1	0
örvös galamb	75	30	erdei pityer	1	0
fekete harkály*	72	9	csíz	1	3
fenyvescinege	64	2	fekete gólya	1	0
fehérhátú fakopáncs*	48	12	balkáni fakopáncs	1	0
kis fakopáncs	46	7	barázdabillegető	1	0
őszapó	41	14	füleskuvik	1	0
kakukk	33	10	kormosfejű cinege	1	0
sárgarigó	24	4	mezei veréb	1	0
vadgerle	24	6	darázsölyv	1	0
kis légykapó*	22	0	erdei szalonka	1	0
egerészölyv	21	6	búbosbanka	1	0
szürke légykapó	19	2			

\* 275/2004. (X. 8.) Korm. rendelet 1. A) számú melléklet: Közösségi jelentőségű madárfajok.

**Fehérhátú fakopáncs** (*Dendrocopos leucotos*)

Fokozottan védett, Natura 2000 jelölő faj. Elterjedési területe az eurázsiai mérsékelt öv és szubboreális erdőzóna tekintélyes részét lefedi, illetve északon Norvégia déli részétől, nyugaton pedig a Cseh-erdőtől és az Alpok délkeleti régióitól keleti irányba egészen Japánig húzódik. Hazai elterjedési területe közelítőleg egybeesik a nagyobb kiterjedésű bükkösökével. Az Északi-középhegységben legnagyobb költőállományai a következő térségekben találhatóak: Börzsöny, Karancs és Medves, Mátra, Bükk, Putnoki-dombság, Heves-Borsodi-dombság, Zempléni-hegység, Aggteleki-karszt. Emellett előfordul a Pilisben, a Visegrádi-hegységben, a Gerecsében, a Bakonyban, illetve a Zalai-dombságban és a Kőszegi-hegységben. A fehérhátú fakopáncs a mérsékelt övi és szubboreális üde, nedves lombhullató erdők és lombelegyes fenyvesek specialistája, ugyanis olyan erdőkben foglal revírt, melyekben nagyobb mennyiségben található holtfa. Ennek az az oka, hogy odúját kizárólag holt vagy elhaló ágrészbe vagy törzsbe ácsolja, illetve táplálékbázisának nagy része is ehhez az élőhelytípushoz kötött. Hazai élőhelyei így a zömében egykorú és vágásos szerkezetű, általában 60 évnél idősebb, bükk-domináns erdőállományok, melyek természet szerű, jelentős mennyiségű holtfával jellemezhetőek. A fészkelődő elhelyezkedésére jellemző adatok: gyakran elpusztult, vékony törzsű fán található, jellemzően egy oldalág, hajtás vagy tapló alatt, bárhol a 3,7–12,2 méter közötti magasságban. Kedvelt fafajok: rezgő nyár, éger, nyír, luc.

Táplálékát elsősorban szaproxilofág rovarok és lárváik, illetve fák kérgén élő gerinctelenek alkotják (SZEKERES 2014).

Hazai állomány nagysága 250–760 párra tehető és stabilnak mondható (MME 2016a)

**Közép fakopáncs** (*Dendrocopos medius*)

Elterjedési területe magában foglalja Közép- és Kelet-Európát, szigetszerűen a Pireneusi-félszigetet és Skandináviát, illetve keleti irányban pedig a Fekete-tengerig terjed. Hazánkban elsősorban a középhegységekben és a Duna ártereiinek fészkelője, illetve a dunántúli erdőszűlt élőhelyek túlnyomó többségén is fészkel. Fészkelésre főként az öreg lomberdőket kedveli, de megtelepszik ártéri erdők idősebb, őshonos állományában is, illetve nagyobb parkokban is.

Fészkelődőjét elsősorban belülről korhadó fába ácsolja, mivel csőre gyengébb a többi hazai fakopáncséhoz képest. Bár táplálkozásra használt élőhelyei átfednek a nagy fakopáncsével, fészkeléskor nagyobb valószínűséggel folytat táplálékkereső tevékenységet a lombkoronaszintben, így fiókáik számára túlnyomó

többségben lombfogyasztó hernyókat zsákmányol. Hazai fészkelő-állománya 7 000–16 000 párra tehető, ami mérsékelt növekedést mutat (MME 2016b).

### **Fekete harkály** (*Dryocopus martius*)

Közösségi jelentőségű faj. Európa nagy részén és Ázsiában is előfordul. Korábban főként a középhegységi és dombvidéki idős bükkerdők jellegzetes fészkelője volt, de az elmúlt évtizedekben megtelepedett alföldi tölgyesekben, ártéri erdőkben, idősebb nyarasokban és parkokban (MME NB 2008). Kemény- és puhafákat egyaránt választ költőhelyül, de a belülről korhadt fákban gyakrabban váj odút. A fekete harkály fészkelőodvai általában 6 méternél magasabban helyezkednek el, vastag törzsű fákon, de néha az is előfordul, hogy 10 méterre vannak a földfelszíntől. Kedvelt fafajok: luc, egyéb fenyőfélék, bükk, nyár.

Lárvákkal és rovarokkal táplálkozik: csőrével ütögeti a korhadt fák kérgét táplálék után kutatva, majd a megtalált zsákmányt kivési.

Hazai fészkelő-állománya 9 400–13 000 párra tehető, ami mérsékelt növekedést mutat (MME 2016c).

### **Örvös légykapó** (*Ficedula albicollis*)

Közösségi jelentőségű, Közép- és Kelet-Európában elterjedt faj, nálunk főleg domb- és hegyvidéki erdőkben költ. Kisebb, izolált állományai megtalálhatóak a Balkán-félszigeten, Franciaországban és Gotlandon is. Középhegységi bükk- és gyertyános-tölgyes erdeinkben gyakori fészkelő. Az Alföldön elsősorban öreg tölgyesekben telepszik meg (MME NB 2008).

Eredetileg természetes odvakban költ, de szívesen elfogadja a B- típusú mesterséges odút is, melyben fészekanyagként fűszálakat használ. Csaknem mindig leshelyéről vadászik a repülő rovarokra, a földön pedig pókokat, hernyókat és poloskákat keresgél. Korhadt fák odvaiba készíti fészket, de megtelepszik mesterséges madár odúkban is. Gyakran megfigyelték, hogy a széncinegével kompetíciót folytat a fészkelőhelyekért. Fűszálakból, levelekből és mohából építi fészket (TÖRÖK 2000a).

Hazai fészkelő-állománya 70 000–145 000 párra tehető és mérsékelt növekedést mutat (MME 2016d).

### **Kis légykapó** (*Ficedula parva*)

Fokozottan védett, Közösségi jelentőségű, Eurázsiai elterjedésű faj, hazánkban főleg a bükkösök madara, szegényes cserjeszintű patak völgyekben fészkel. Csak kevés helyen költ, főleg középhegységeink mély szurdokvölgyeiben telepszik meg.

A kis légykapó gyakran a lombkorona sűrűjében vadászik, elsősorban repülő rovarokat zsákmányol, és csak időnként jön le a talajszint közelébe egyéb rovarokért vagy pókokért. Csésze formájú fészket előszeretettel építi természetes üregekbe, mely a faágak letörése következtében alakul ki. Fészekanyagának mohát, leveleket, finom növényi szálakat használ, a fészek belsejét szőrszálakkal béleli.

Rovarokkal táplálkozik, vonuláskor a bodza bogyóit is fogyasztja.

Hazai fészkelő-állománya 60–150 párra tehető és csökkenést mutat (MME 2016e).

### **Tövisszúró gébics** (*Lanius collurio*)

A Pireneusi-félsziget déli része, illetve a Skandináv-félsziget és a Brit-szigetek északi részének kivételével Európában mindenütt költ. Magyarországon a közép-hegységek zárt erdeinek kivételével mindenütt fészkel. Hazánkban jellemzően a domboldalak galagonyásaiban, árterületeken, bokorcsoportokban, illetve gyümölcsösökben telepszik meg.

Hazai fészkelő-állománya 56 000–65 000 párra tehető, ami és mérsékelt csökkenést mutat (MME 2016f).

### **Hamvas küllő** (*Picus canus*)

Közösségi jelentőségű, Palearktikus elterjedésű faj, melynek költőterülete Európa középső régióitól Japánig terjed. Magyarországon a közép-hegységek és a dombvidéki erdők fészkelője, bár alföldi területeken is megtelepszik, ha megfelelő táplálékbázist biztosító, fészkelési szokásait kielégítő erdőt talál. Így rendszeres fészkelőfaj az Északi- és Dunántúli-közép-hegységben, illetve az Alpokalja erdősegeiben, illetve az Őrségben, a Mecsekben és a Dél-Dunántúlon. Az alföldi régiókban főként ártéri erdőkben költ, de megtalálható a Duna-Tisza közének idős faállományaiában is. A tisztásokkal és széles nyiladékokkal szeldelt, középkorú és idős lomelegyes és, hegy- és dombvidéki erdőket kedveli, és előnyben részesíti az elszórtan kiszáradt fákat is tartalmazó, nyíltabb, gazdag aljnövényzetű, elegyes állományokat. Odúköltő faj: a költőüreget 1,5–1,8 m-es magasságban, korhadat belsejű fatörzsekbe vési.

Táplálékbázisát elsősorban a korhadó fatörzsekben és a fakéreg alatt élő rovarok, illetve azok bábjai és lárvái alkotják. A talajon is zsákmányol, hangyákra és bábjaikra, bogarakra és azok lárváira vadászik.

Magyarországi állománya 2 000–3 000 párra tehető, ami stabilnak vagy enyhén növekedőnek mutatkozik (MME 2016g). A hazai állományt elsősorban az idős erdők fogyatkozása, illetve a tarvágások veszélyeztetik (KALOTÁS 2014).



## II.2 EREDMÉNYEK

A 2015-ben április 11. és július 1. között 57 napon át 4 megfigyelő gyűjtött adatokat. 50 klaszter 1 250 pontján összesen 9 959 madárfaj előfordulási adatot rögzítettek. Ebben az évben 67 madárfaj került elő. 2016-ban április 12. és május 20. között 22 napon át 2 megfigyelő gyűjtött adatokat. A felmérések az előző évvel megegyező pontokon történtek. Ebben az évben 53 madárfaj került elő. A 2. táblázatban a 2015-ös év szerinti csökkenő előfordulási sorrendben találhatóak az egyes fajok, többnyire revírek meghatározásával, kivéve a harkályféléket, melyeknél minden előfordulást külön rögzítettünk (függetlenül attól, hogy ugyanazon madár átment-e egy másik pontba vagy sem).

### II.2.1 Madártani adatok statisztikai elemzései

A megfigyelt 67 fajból 65-re tudtunk RF-elemzést végezni. Az elemzett 65 fajból 46 esetén volt értelmezhető és elfogadható a modell-illesztés predikciója. Az alábbiakban az egyes háttérváltozóknak azon madárfajok fészkelésére gyakorolt hatását mutatjuk be, amelyek esetében szignifikáns volt a kapcsolat (5-84. ábrák).

#### Tengerszint feletti magasság (5. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
zöld küllő	negatív	erősen nemlineáris
fekete harkály	negatív	erősen nemlineáris
nagy fakopáncs	negatív	enyhén nemlineáris
fülemüle	negatív	erősen nemlineáris
feketerigó	negatív	erősen nemlineáris
sisegő füzike	pozitív	erősen nemlineáris
sárgafejű királyka	pozitív	erősen nemlineáris
őszapó	negatív	erősen nemlineáris
fenyvescinege	pozitív	enyhén nemlineáris
kék cinege	negatív	erősen nemlineáris
széncinege	negatív	erősen nemlineáris
rövidkarmú fakusz	negatív	erősen nemlineáris
sárgarigó	negatív	erősen nemlineáris
szajkó	negatív	nagy meredekségű lineáris



**Záródás mértéke (6. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fácán	negatív	erősen nemlineáris
vadgerle	negatív	erősen nemlineáris
nyaktekerics	negatív	enyhén nemlineáris
zöld küllő	negatív	enyhén nemlineáris
kis fakopáncs	negatív	enyhén nemlineáris
kis poszáta	negatív	erősen nemlineáris
csilpcsalpfüzike	negatív	erősen nemlineáris
őszapó	negatív	erősen nemlineáris
rövidkarmú fakusz	negatív	erősen nemlineáris
tövisszúró gébics	negatív	enyhén nemlineáris
seregély	negatív	erősen nemlineáris
citromsármány	negatív	enyhén nemlineáris

**9-20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája (7. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nyaktekerics	negatív	erősen nemlineáris
kis fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
feketerigó	pozitív	erősen nemlineáris
léprigó	negatív	erősen nemlineáris
kis poszáta	negatív	erősen nemlineáris
barátposzáta	negatív	erősen nemlineáris
csuszka	negatív	erősen nemlineáris
hegyi fakusz	negatív	enyhén nemlineáris
seregély	negatív	erősen nemlineáris
erdei pinty	negatív	erősen nemlineáris

**36-50 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája (8. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kék galamb	pozitív	alacsony meredekségű lineáris
nagy fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
feketerigó	negatív	erősen nemlineáris
barátposzáta	negatív	erősen nemlineáris
csuszka	pozitív	erősen nemlineáris
szajkó	negatív	erősen nemlineáris
erdei pinty	negatív	erősen nemlineáris
meggyvágó	negatív	erősen nemlineáris

**8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája (9. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
közép fakopáncs	pozitív	erősen nemlineáris
fehérhátú harkály	negatív	erősen nemlineáris
ökörszem	negatív	erősen nemlineáris
kis légykapó	negatív	erősen nemlineáris
örvös légykapó	negatív	erősen nemlineáris
kék cinege	pozitív	erősen nemlineáris
csuszka	pozitív	erősen nemlineáris
seregély	pozitív	erősen nemlineáris

**Mezei juhar dominanciája (10. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
közép fakopáncs	pozitív	erősen nemlineáris
fehérhátú harkály	negatív	erősen nemlineáris
ökörszem	negatív	erősen nemlineáris
fülemüle	pozitív	erősen nemlineáris
kis légykapó	negatív	erősen nemlineáris
örvös légykapó	negatív	erősen nemlineáris
fenyvescinege	negatív	erősen nemlineáris
kék cinege	pozitív	erősen nemlineáris

**21-35 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája (11. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fekete harkály	pozitív	erősen nemlineáris
nagy fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
ökörsem	pozitív	erősen nemlineáris
kis légykapó	pozitív	erősen nemlineáris
örvös légykapó	pozitív	erősen nemlineáris
csuszka	negatív	erősen nemlineáris
meggyvágó	negatív	erősen nemlineáris

**36-50 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája (12. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kakukk	pozitív	erősen nemlineáris
fekete harkály	pozitív	enyhén nemlineáris
ökörsem	negatív	erősen nemlineáris
vörösbegy	negatív	nagy meredekségű lineáris
fitiszfűzike	pozitív	erősen nemlineáris
csuszka	pozitív	erősen nemlineáris
szajkó	negatív	nagy meredekségű lineáris

**Bükk dominanciája (13. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kék galamb	pozitív	erősen nemlineáris
nagy fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
fehérhátú harkály	pozitív	alacsony meredekségű lineáris
ökörsem	pozitív	erősen nemlineáris
kis légykapó	pozitív	erősen nemlineáris
örvös légykapó	pozitív	erősen nemlineáris
meggyvágó	negatív	erősen nemlineáris

### Lágyszárú növények borítása (14. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
zöld küllő	pozitív	erősen nemlineáris
ökörsem	negatív	erősen nemlineáris
feketerigó	pozitív	erősen nemlineáris
őszapó	pozitív	erősen nemlineáris
rövidkarmú fakusz	pozitív	erősen nemlineáris
seregély	pozitív	erősen nemlineáris
citromsármány	pozitív	nagy meredekségű lineáris

### 50 cm feletti törzsátmérő-tartományú fák dominanciája (15. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kék galamb	pozitív	enyhén nemlineáris
örvös galamb	negatív	erősen nemlineáris
nagy fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
hegyi billegető	pozitív	erősen nemlineáris
örvös légykapó	pozitív	enyhén nemlineáris
csuszka	pozitív	erősen nemlineáris
meggyvágó	negatív	erősen nemlineáris

### Bükkszás dominanciája (16. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nagy fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
kis fakopáncs	pozitív	erősen nemlineáris
kék cinege	negatív	erősen nemlineáris
széncinege	negatív	erősen nemlineáris
sárgarigó	negatív	erősen nemlineáris
seregély	negatív	erősen nemlineáris

**Csertölgy dominanciája** (17. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nagy fakopáncs	pozitív	erősen nemlineáris
fehérhátú harkály	negatív	erősen nemlineáris
fenyvescinege	negatív	erősen nemlineáris
kék cinege	pozitív	enyhén nemlineáris
széncinege	pozitív	erősen nemlineáris
szajkó	pozitív	enyhén nemlineáris

**Fénytelen galaj dominanciája** (18. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fácán	pozitív	erősen nemlineáris
vörösbegy	negatív	erősen nemlineáris
kis poszáta	pozitív	erősen nemlineáris
tövisszúró gébics	pozitív	erősen nemlineáris
szajkó	negatív	erősen nemlineáris
citromsármány	pozitív	alacsony meredekségű lineáris

**Földrajzi szélesség** (19. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nagy fakopáncs	negatív	enyhén nemlineáris
hegyi billegető	pozitív	erősen nemlineáris
örvös légykapó	pozitív	erősen nemlineáris
széncinege	negatív	erősen nemlineáris
hegyi fakusz	pozitív	erősen nemlineáris
szajkó	negatív	erősen nemlineáris
sárgarigó	negatív	erősen nemlineáris

### Magas újulat dominanciája (20. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
zöld küllő	pozitív	erősen nemlineáris
közép fakopáncs	pozitív	alacsony meredekségű lineáris
énekes rigó	pozitív	erősen nemlineáris
csilpcsalpfüzike	pozitív	enyhén nemlineáris
őszapó	pozitív	enyhén nemlineáris

### Nitrofil fajok borítása (21. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kakukk	negatív	erősen nemlineáris
macskabagoly	pozitív	erősen nemlineáris
zöld küllő	pozitív	erősen nemlineáris
énekes rigó	negatív	erősen nemlineáris
hegyi fakusz	pozitív	enyhén nemlineáris

### Pszudospeciesek fajszáma (22. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fácán	negatív	erősen nemlineáris
hegyi billegető	pozitív	erősen nemlineáris
ökörzem	pozitív	nagy meredekségű lineáris
őszapó	pozitív	erősen nemlineáris
tövisszúró gébics	negatív	erősen nemlineáris

### 36-50 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája (23. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nagy fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
csuszka	pozitív	erősen nemlineáris
rövidkarmú fakusz	pozitív	erősen nemlineáris
seregély	pozitív	erősen nemlineáris

**8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű bükk dominanciája (24. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kék galamb	pozitív	enyhén nemlineáris
nagy fakopáncs	negatív	alacsony meredekségű lineáris
sárgafejű királyka	pozitív	erősen nemlineáris
széncinege	negatív	erősen nemlineáris

**9-20 cm-es átmérőjű holtfa dominanciája (25. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
macskabagoly	negatív	erősen nemlineáris
kis fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
csilpcsalpfüzike	negatív	erősen nemlineáris
seregély	negatív	erősen nemlineáris

**9-20 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája (26. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nyaktekerccs	negatív	erősen nemlineáris
barátposzáta	negatív	enyhén nemlineáris
fenyvescinege	negatív	erősen nemlineáris
seregély	negatív	erősen nemlineáris

**Cserjeborítás (27. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
egerészölyv	negatív	erősen nemlineáris
csilpcsalpfüzike	pozitív	erősen nemlineáris
őszapó	pozitív	alacsony meredekségű lineáris
citromsármány	pozitív	enyhén nemlineáris

### Fafajok diverzitása (28. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fehérhátú harkály	negatív	alacsony meredekségű lineáris
fülemüle	pozitív	erősen nemlineáris
kis légykapó	negatív	erősen nemlineáris
örvös légykapó	negatív	erősen nemlineáris

### Földrajzi hosszúság (29. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
örvös galamb	pozitív	erősen nemlineáris
nyaktekerics	pozitív	erősen nemlineáris
közép fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
kis fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris

### Gyöngyperje dominanciája (30. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nagy fakopáncs	pozitív	erősen nemlineáris
fehérhátú harkály	negatív	enyhén nemlineáris
ökörszem	negatív	erősen nemlineáris
örvös légykapó	negatív	enyhén nemlineáris

### Kocsánytalan tölgy dominanciája (31. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
ökörszem	negatív	enyhén nemlineáris
énekes rigó	negatív	erősen nemlineáris
szajkó	negatív	nagy meredekségű lineáris
citromsármány	pozitív	enyhén nemlineáris



**Ligeti perje dominanciája (32. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fekete harkály	negatív	erősen nemlineáris
kis poszáta	pozitív	erősen nemlineáris
csilpcsalp füzike	pozitív	enyhén nemlineáris
tövisszúró gébics	pozitív	erősen nemlineáris

**Nagyvirágú méhfű dominanciája (33. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
örvös galamb	negatív	enyhén nemlineáris
feketerigó	negatív	erősen nemlineáris
barátposzáta	negatív	erősen nemlineáris
csuszka	negatív	erősen nemlineáris

**Sárga gyűszűvirág jelenléte (34. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nyaktekerics	pozitív	alacsony meredekségű lineáris
kis fakopáncs	pozitív	enyhén nemlineáris
barátposzáta	pozitív	enyhén nemlineáris
csilpcsalpfüzike	pozitív	enyhén nemlineáris

**50 cm-nél nagyobb törzsméretű bükk dominanciája (35. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kék galamb	pozitív	erősen nemlineáris
örvös galamb	pozitív	erősen nemlineáris
hegyi billegető	pozitív	erősen nemlineáris
ökörsem	pozitív	enyhén nemlineáris

**Álló holtfa mennyisége (36. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
hamvas küllő	negatív	erősen nemlineáris
kis fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
barátposzáta	negatív	erősen nemlineáris
tengelic	negatív	erősen nemlineáris

**21-35 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája (37. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
közép fakopáncs	pozitív	erősen nemlineáris
rövidkarmú fakusz	pozitív	erősen nemlineáris
citromsármány	pozitív	nagy meredekségű lineáris

**36-50 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája (38. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kék galamb	pozitív	erősen nemlineáris
ökörsem	pozitív	erősen nemlineáris
örvös légykapó	pozitív	erősen nemlineáris

**8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája (39. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
vadgerle	pozitív	erősen nemlineáris
közép fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
ökörsem	negatív	erősen nemlineáris

**9-20 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája (40. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kék galamb	negatív	erősen nemlineáris
meggyvágó	negatív	erősen nemlineáris
citromsármány	negatív	erősen nemlineáris

**9-20 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája (41. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kék galamb	negatív	erősen nemlineáris
vörösbegy	pozitív	erősen nemlineáris
csuszka	negatív	erősen nemlineáris

**9-20 cm-es törzsátmérőjű gyertyán dominanciája (42. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kis poszáta	negatív	erősen nemlineáris
őszapó	negatív	alacsony meredekségű lineáris
rövidkarmú fakusz	negatív	erősen nemlineáris

**Gyöktányér jelenléte (43. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
közép fakopáncs	negatív	erősen nemlineáris
fehérhátú harkály	pozitív	alacsony meredekségű lineáris
ökörzem	pozitív	erősen nemlineáris

### Kövesség mértéke (44. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fácán	negatív	erősen nemlineáris
énekes rigó	negatív	erősen nemlineáris
meggyvágó	negatív	erősen nemlineáris

### Elváló kéreg dominanciája (45. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
örvös galamb	negatív	erősen nemlineáris
ökörsem	negatív	erősen nemlineáris
feketerigó	negatív	enyhén nemlineáris

### Orvosi tüdőfű dominanciája (46. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
egerészölyv	negatív	erősen nemlineáris
ökörsem	pozitív	alacsony meredekségű lineáris
szajkó	pozitív	erősen nemlineáris

### 21-35 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája (47. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
széncinege	pozitív	erősen nemlineáris
meggyvágó	pozitív	enyhén nemlineáris

**8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű csertölgy dominanciája (48. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nyaktekerecs	pozitív	erősen nemlineáris
ökörsem	negatív	erősen nemlineáris

**8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű gyertyán dominanciája (49. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
léprigó	negatív	erősen nemlineáris
széncinege	pozitív	erősen nemlineáris

**9-20 cm-es törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája (50. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
közép fakopáncs	pozitív	erősen nemlineáris
kék cinege	pozitív	erősen nemlineáris

**Fafajok száma (51. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fenyvescinege	negatív	erősen nemlineáris
tövisszúró gébics	negatív	erősen nemlineáris

**Fagyléces cser dominanciája (52. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
vörösbegy	pozitív	erősen nemlineáris
énekes rigó	pozitív	enyhén nemlineáris

**Fekvő korhadt fa kategóriái (53. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
hegyi billegető szajkó	pozitív negatív	erősen nemlineáris erősen nemlineáris

**Fekvő korhadt fa m3-as kategóriája (54. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
macskabagoly vörösbecs	pozitív negatív	erősen nemlineáris erősen nemlineáris

**Földi szeder borítása (55. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nyaktekerecs tövisszúró gébics	pozitív pozitív	erősen nemlineáris erősen nemlineáris

**Friss tuskó jelenléte (56. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
hamvas küllő örvös légykapó	pozitív pozitív	erősen nemlineáris erősen nemlineáris

**Gyöngyköles dominanciája (57. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nagy fakopáncs meggyvágó	pozitív pozitív	erősen nemlineáris erősen nemlineáris

**Húsos som dominanciája** (58. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fülemüle	pozitív	erősen nemlineáris
őszapó	pozitív	enyhén nemlineáris

**Madárcseresznye dominanciája** (59. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fitiszfűzike	pozitív	erősen nemlineáris
erdei pinty	negatív	erősen nemlineáris

**Perjeszittyó dominanciája** (60. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kék galamb	negatív	erősen nemlineáris
fenyvescinege	pozitív	erősen nemlineáris

**Relatív hőigény** (61. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
ökörszem	negatív	erősen nemlineáris
sisegő fűzike	negatív	erősen nemlineáris

**Relatív talajnedvesség** (62. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
ökörszem	pozitív	erősen nemlineáris
örvös légykapó	pozitív	erősen nemlineáris

**8 cm alatti törzsátmérő-tartományú fák dominanciája (63. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
sisegő füzike	negatív	erősen nemlineáris
szürke légykapó	negatív	erősen nemlineáris

**Erdei ibolya dominanciája (64. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
őszapó	negatív	erősen nemlineáris
meggyvágó	negatív	erősen nemlineáris

**21-35 cm-es törzsátmérőjű gyertyán dominanciája (65. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fitiszfüzike	pozitív	erősen nemlineáris

**8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű barkócaberkenye dominanciája (66. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
vadgerle	pozitív	erősen nemlineáris

**8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű kislevelű hárs dominanciája (67. ábra)**

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kék galamb	pozitív	erősen nemlineáris



**9-20 cm-es törzsátmérőjű barkócaberkenye dominanciája (68. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
vörösbegy	negatív	erősen nemlineáris

**Csüdfű dominanciája (69. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
tövisszúró gébics	pozitív	enyhén nemlineáris

**Fürtös salamonpecsét dominanciája (70. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nagy fakopáncs	pozitív	erősen nemlineáris

**Galagonyafajok dominanciája (71. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
örvös légykapó	negatív	enyhén nemlineáris

**Gyertyán dominanciája (72. ábra)**

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
meggyvágó	pozitív	enyhén nemlineáris

### Hagymás fogasír dominanciája (73. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kék galamb	negatív	erősen nemlineáris

### Kitettség (74. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
nagy fakopáncs	negatív	nagy meredekségű lineáris

### Kocsányos tölgy dominanciája (75. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
örvös légykapó	negatív	erősen nemlineáris

### Kúszónövények dominanciája (76. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
feketerigó	negatív	erősen nemlineáris

### Meredekség (77. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
meggyvágó	negatív	erősen nemlineáris

**Régi tuskó jelenléte** (78. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
csuszka	negatív	erősen nemlineáris

**Szagos müge dominanciája** (79. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
ökörzem	pozitív	enyhén nemlineáris

**Taplók dominanciája** (80. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
ökörzem	pozitív	erősen nemlineáris

**Tükör jelenléte** (81. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
feketerigó	negatív	nagy meredekségű lineáris

**Erdei pajzsika dominanciája** (82. ábra)

faj	fészkelés és háttér-paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
fehérhátú harkály	pozitív	enyhén nemlineáris

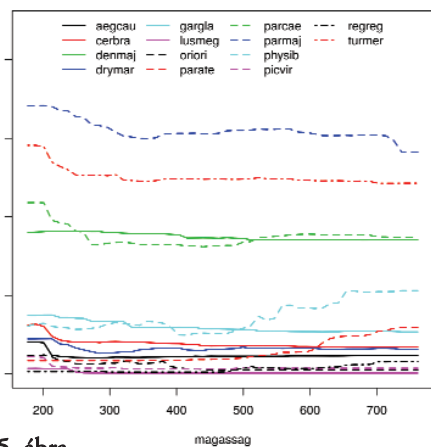
### Üreges tő jelenléte (83. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
kakukk	pozitív	erősen nemlineáris

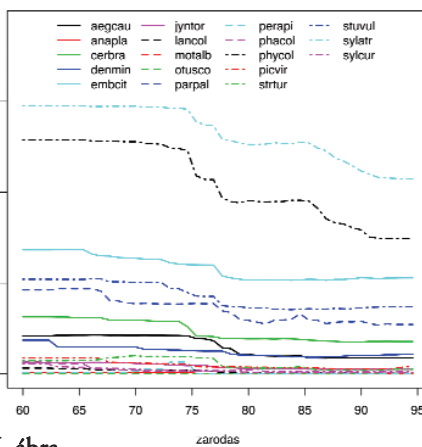
### Üreges törzs jelenléte (84. ábra)

faj	fészkelés és háttér- paraméter kapcsolata	összefüggés jellege
sárgafejű királyka	pozitív	erősen nemlineáris

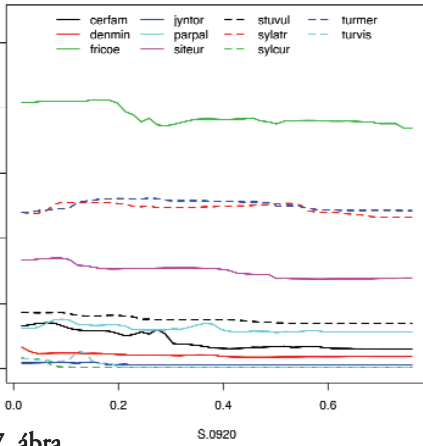
## II.2.2 Ábrák



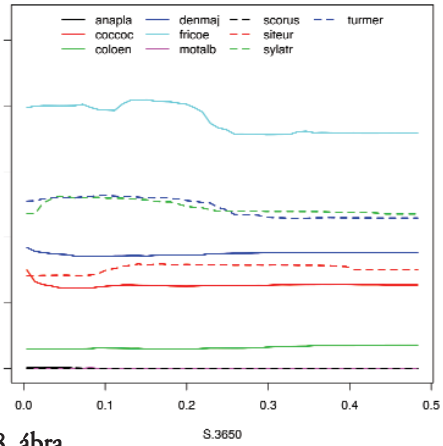
5. ábra



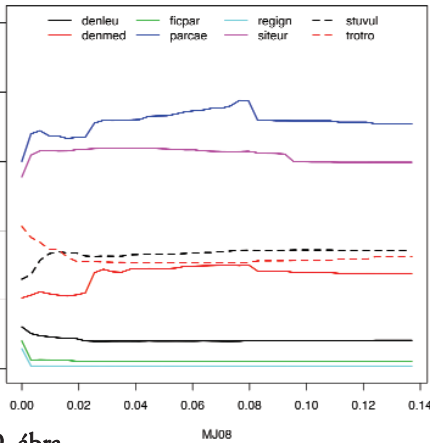
6. ábra



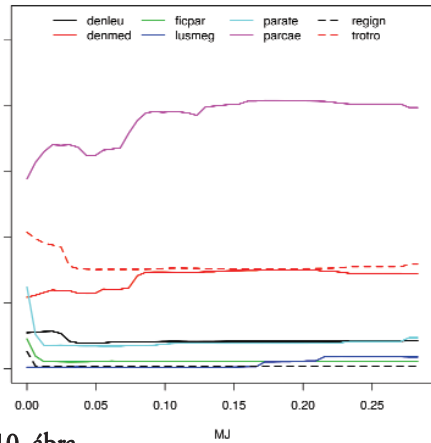
7. ábra



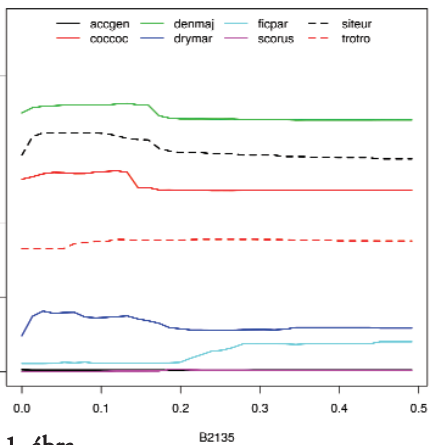
8. ábra



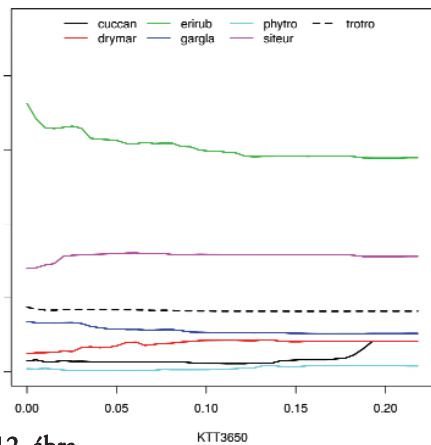
9. ábra



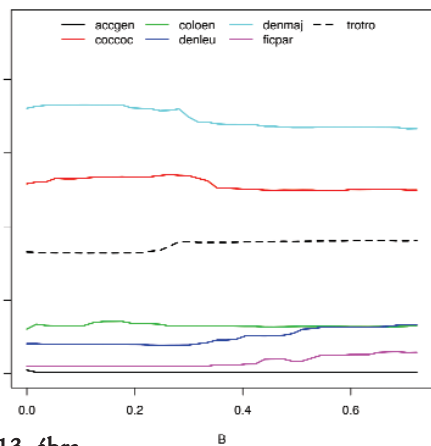
10. ábra



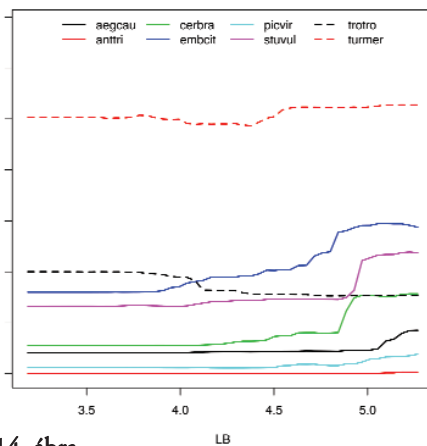
11. ábra



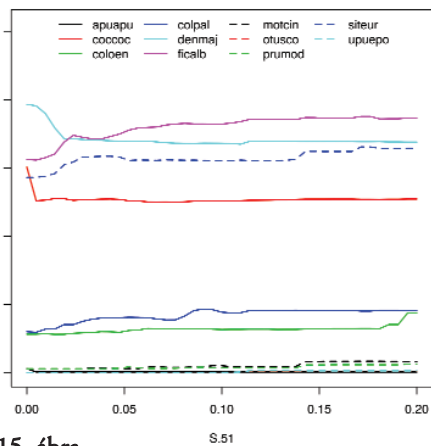
12. ábra



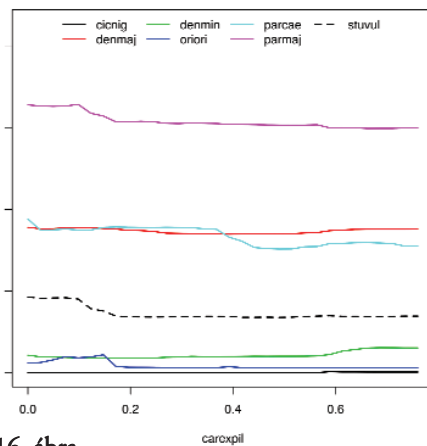
13. ábra



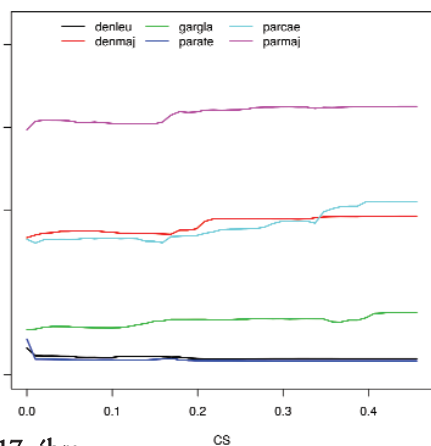
14. ábra



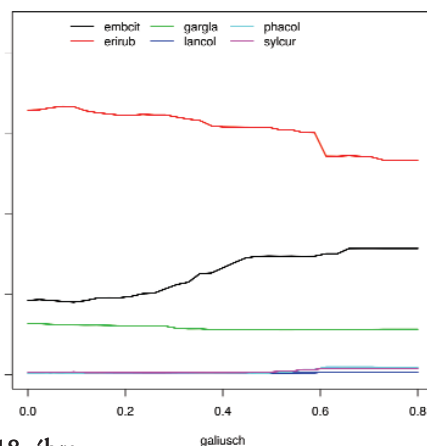
15. ábra



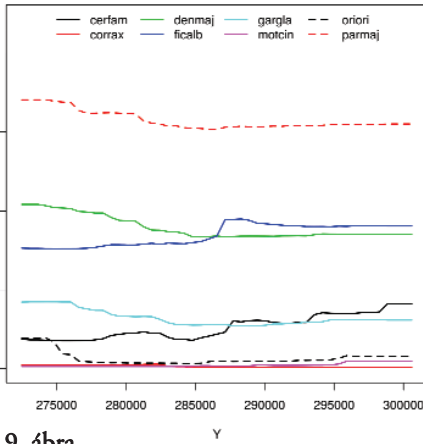
16. ábra



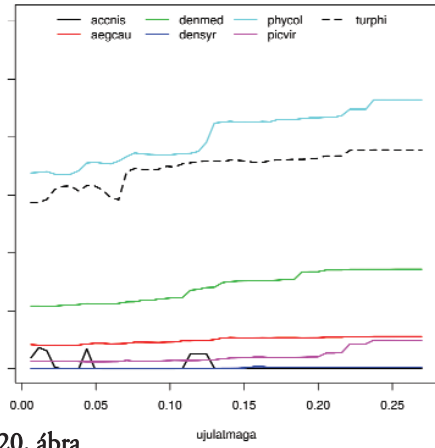
17. ábra



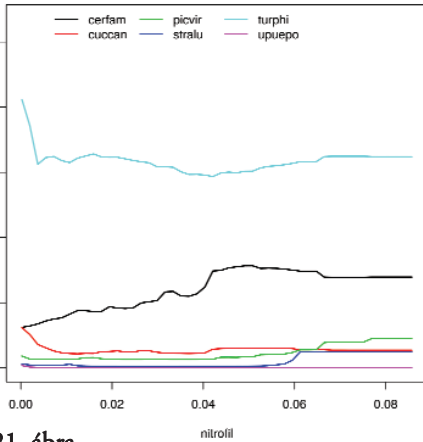
18. ábra



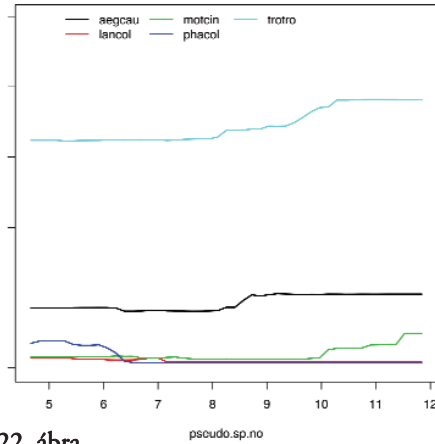
19. ábra



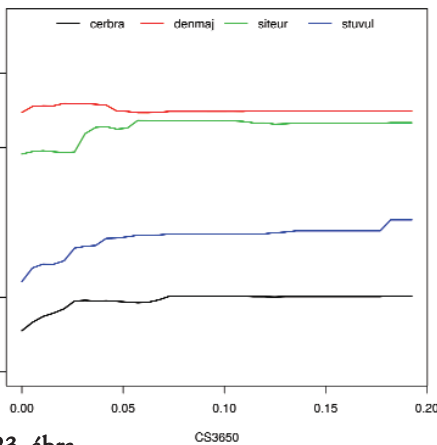
20. ábra



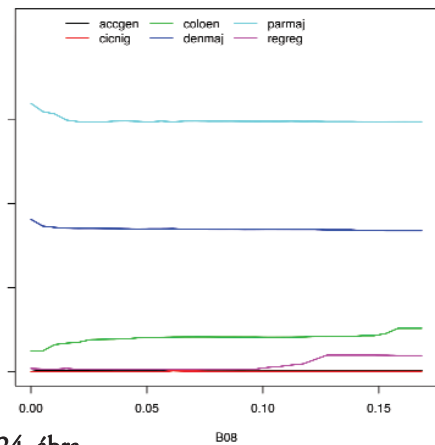
21. ábra



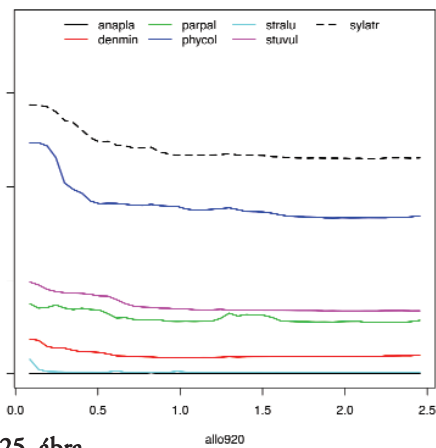
22. ábra



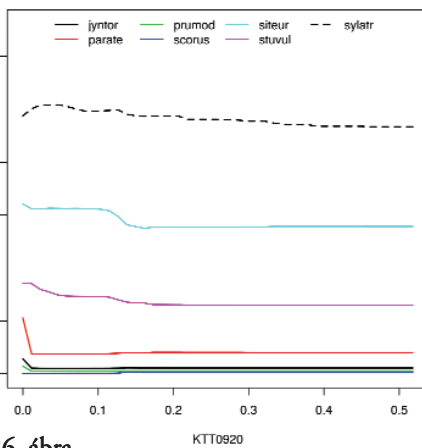
23. ábra



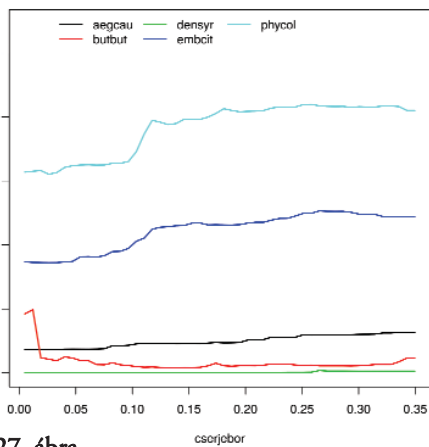
24. ábra



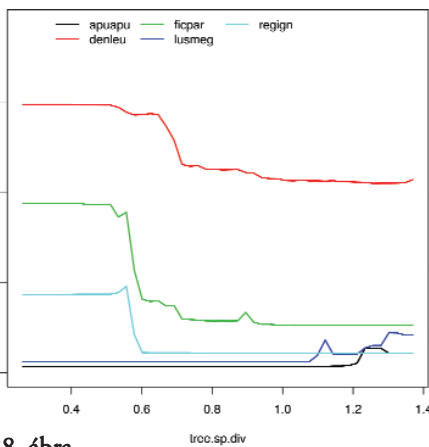
25. ábra



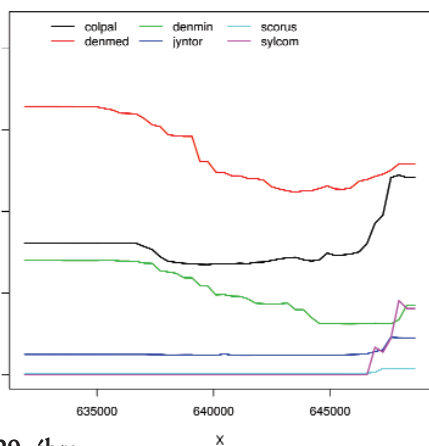
26. ábra



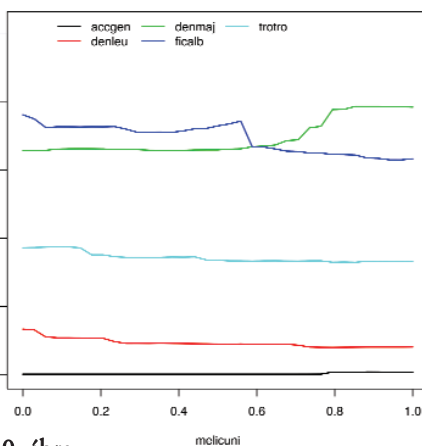
27. ábra



28. ábra

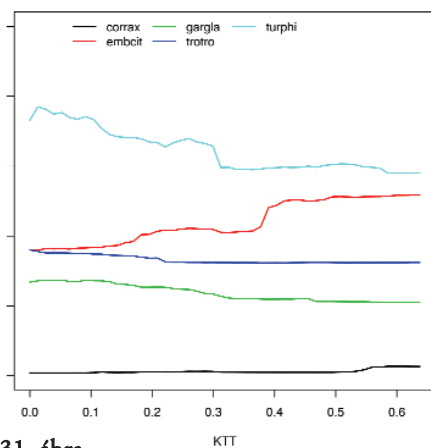


29. ábra

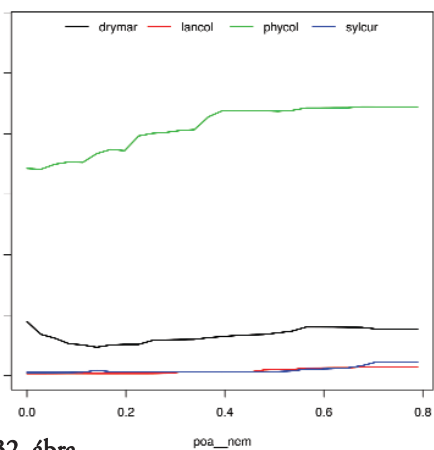


30. ábra

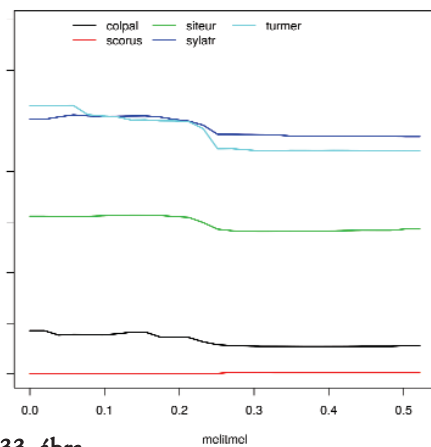




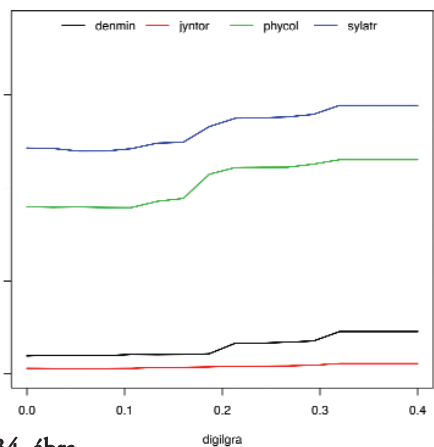
31. ábra



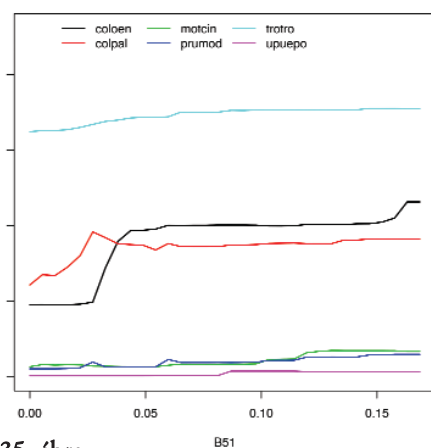
32. ábra



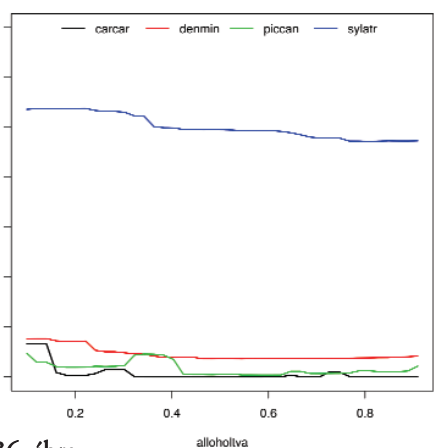
33. ábra



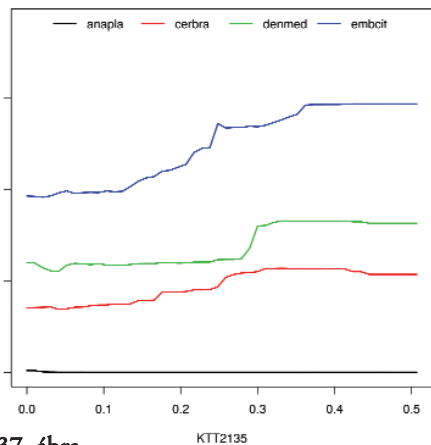
34. ábra



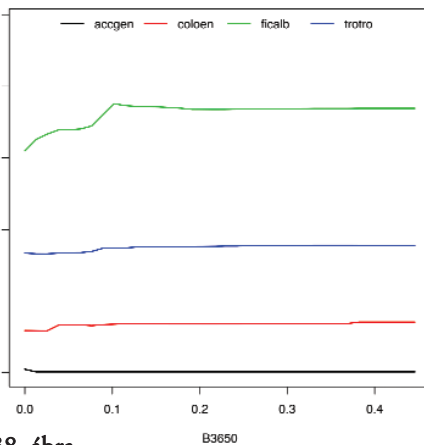
35. ábra



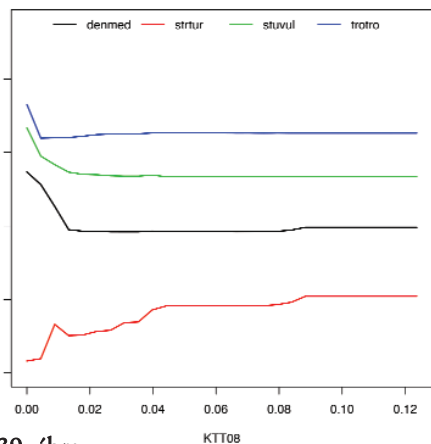
36. ábra



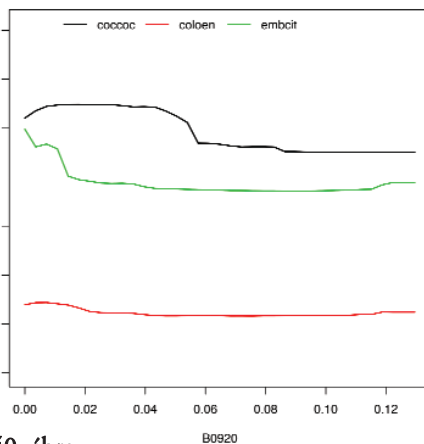
37. ábra



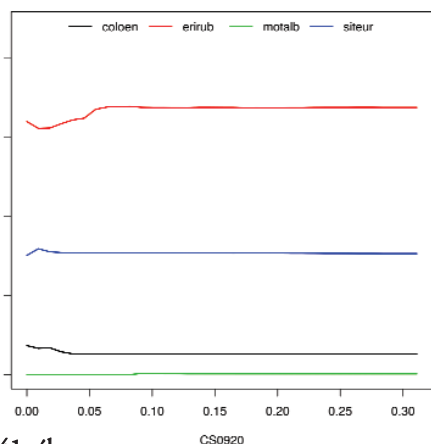
38. ábra



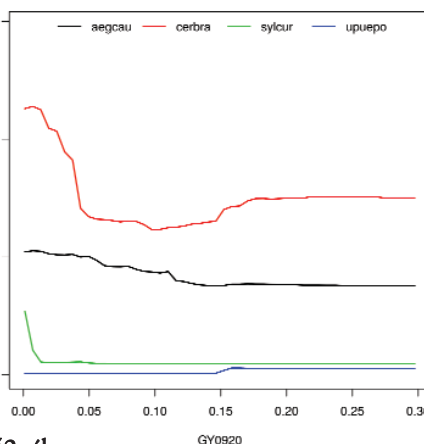
39. ábra



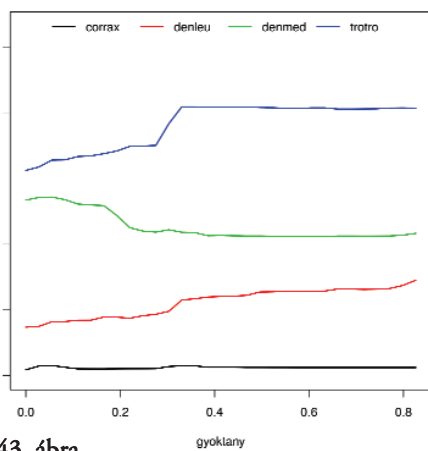
40. ábra



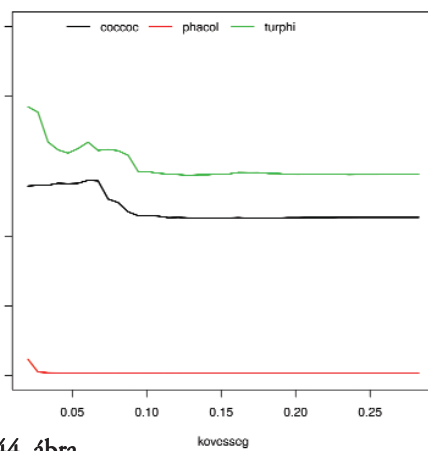
41. ábra



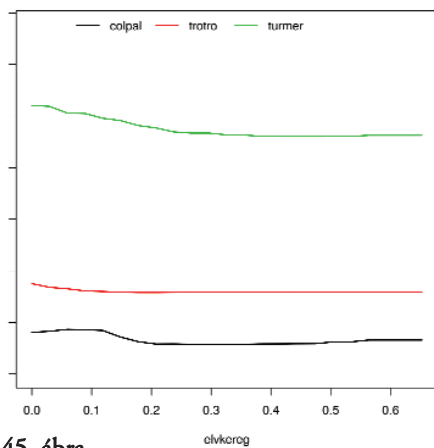
42. ábra



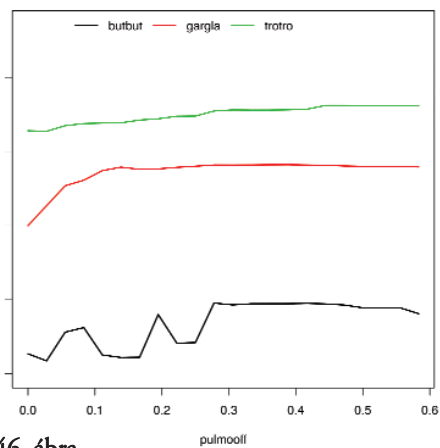
43. ábra



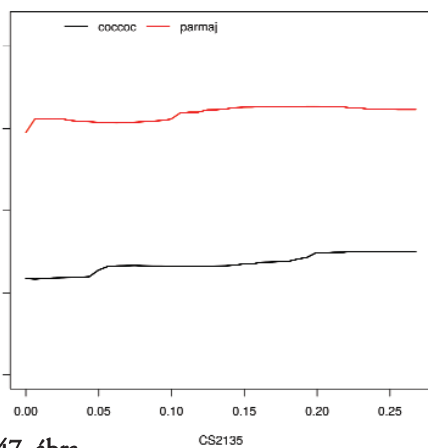
44. ábra



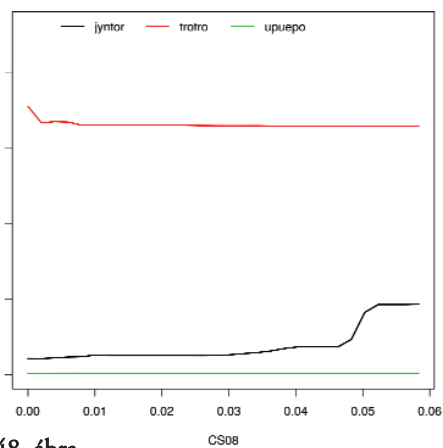
45. ábra



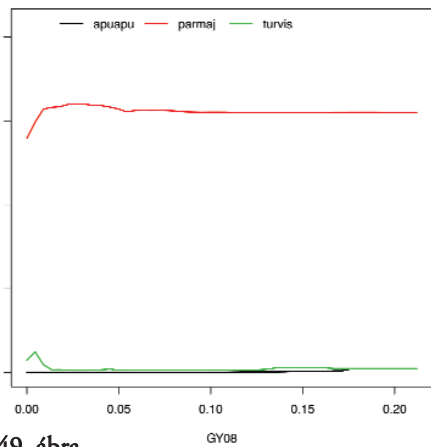
46. ábra



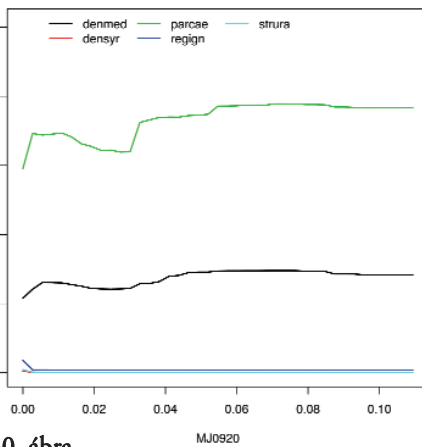
47. ábra



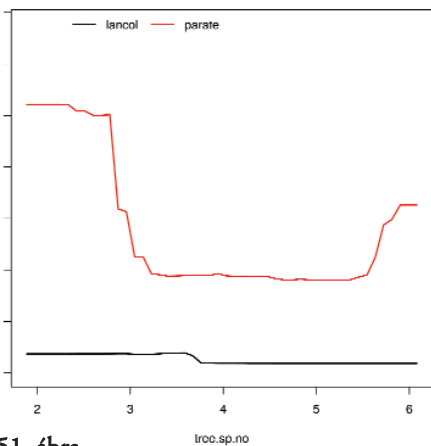
48. ábra



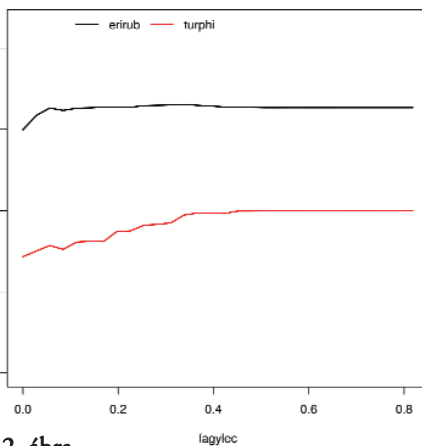
49. ábra



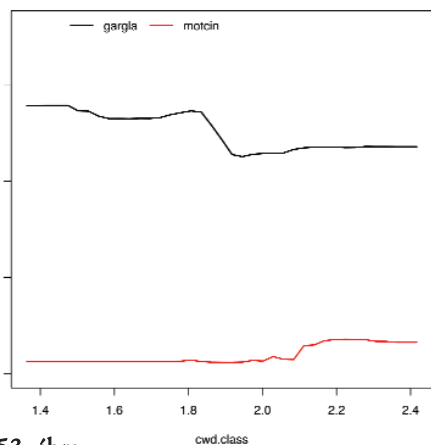
50. ábra



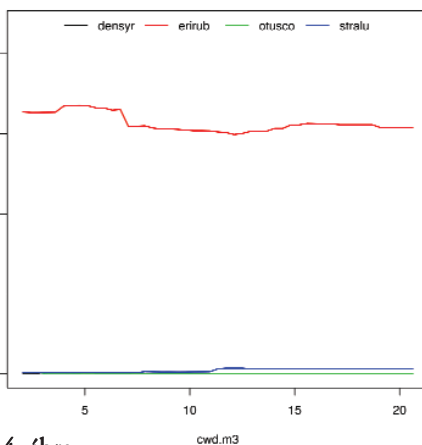
51. ábra



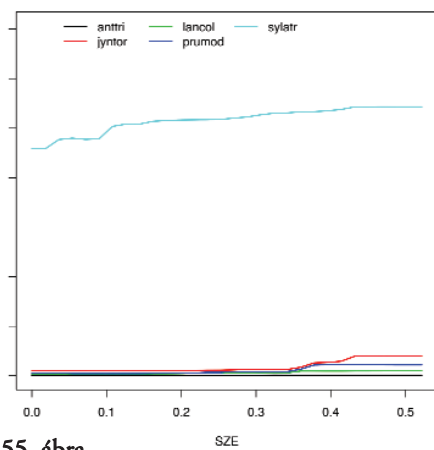
52. ábra



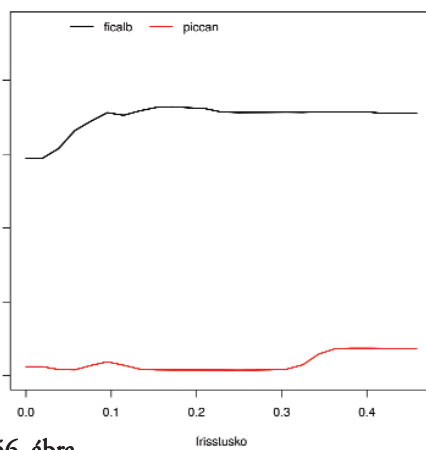
53. ábra



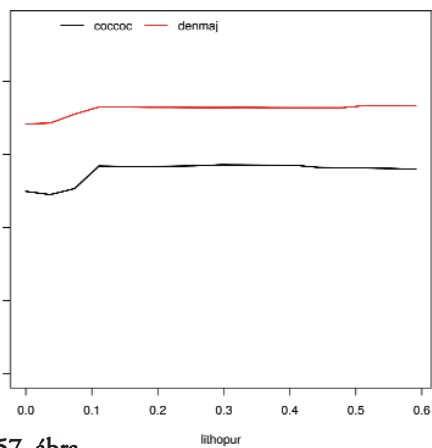
54. ábra



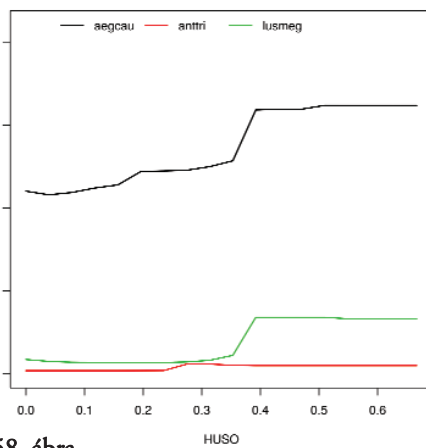
55. ábra



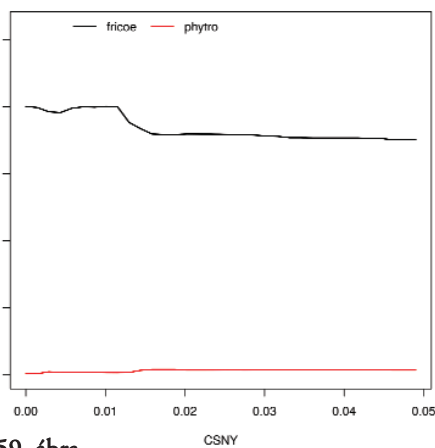
56. ábra



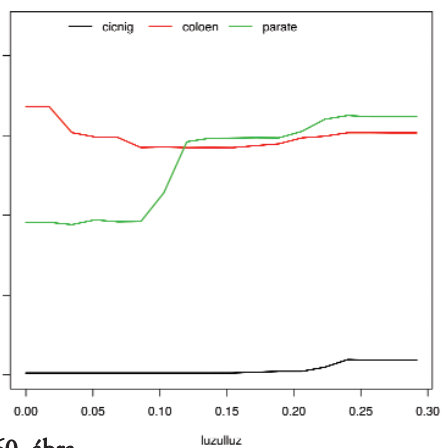
57. ábra



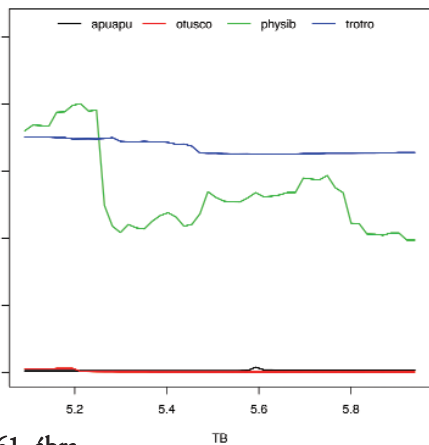
58. ábra



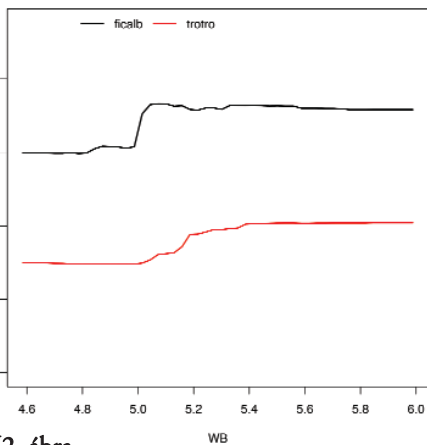
59. ábra



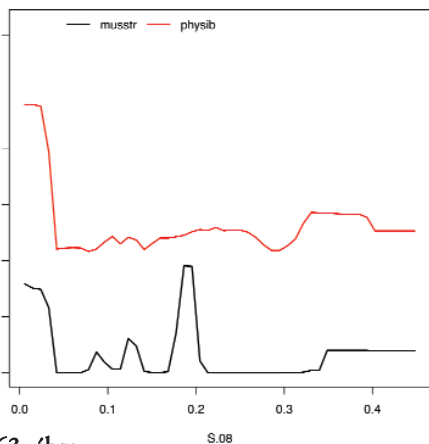
60. ábra



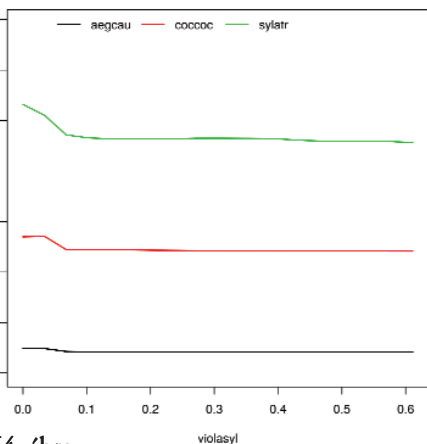
61. ábra



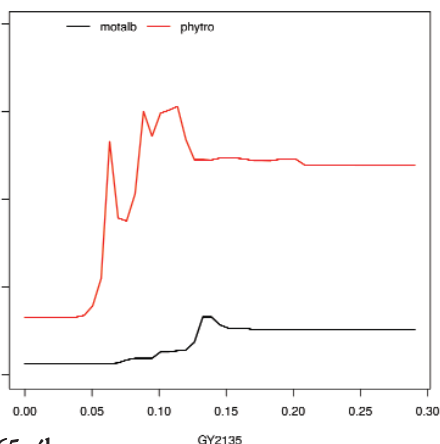
62. ábra



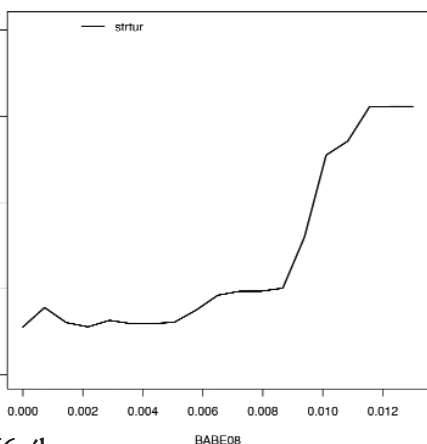
63. ábra



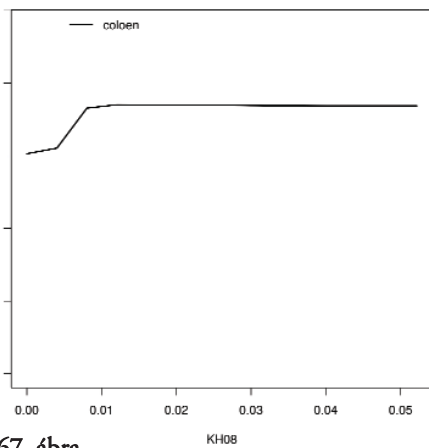
64. ábra



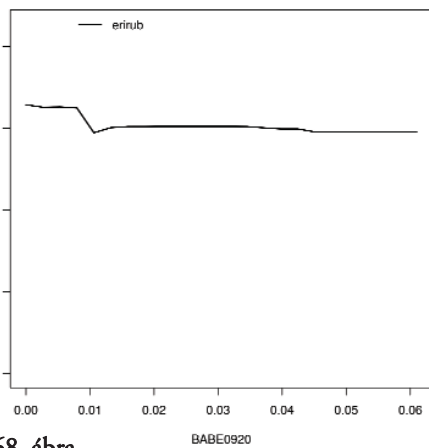
65. ábra



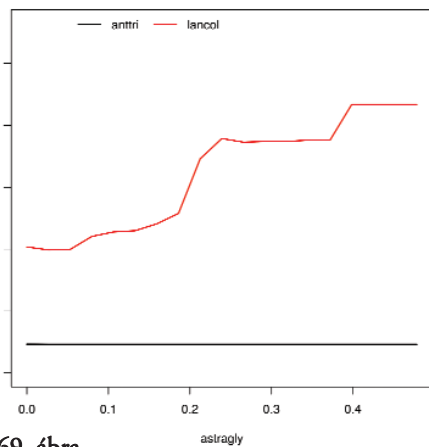
66. ábra



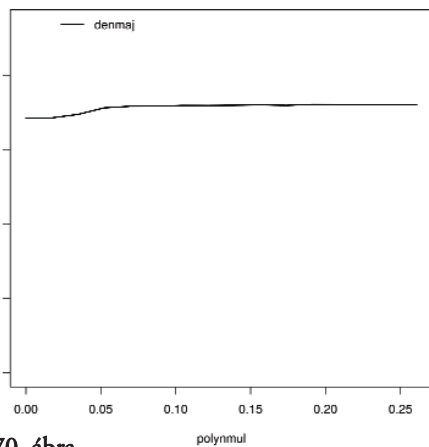
67. ábra



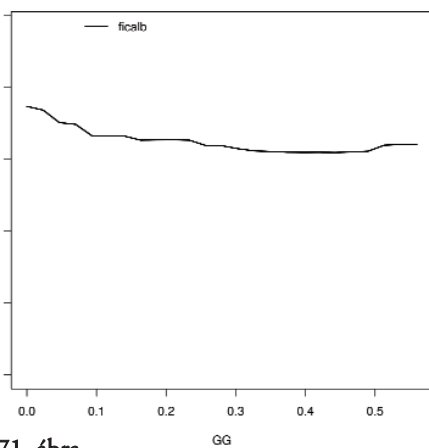
68. ábra



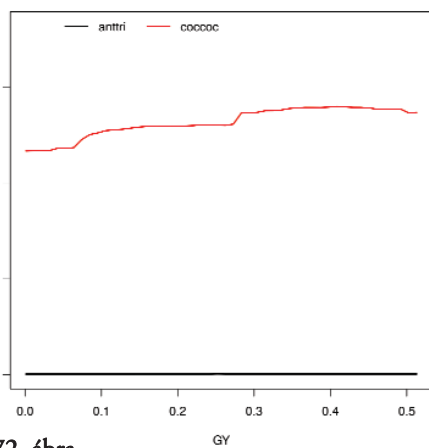
69. ábra



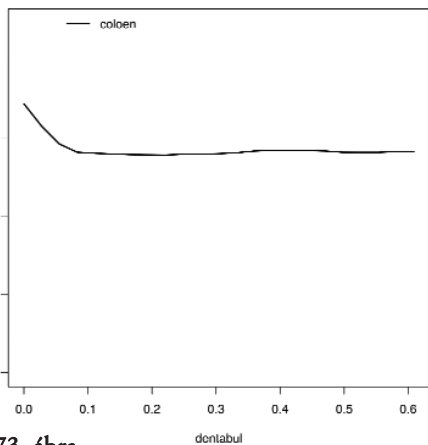
70. ábra



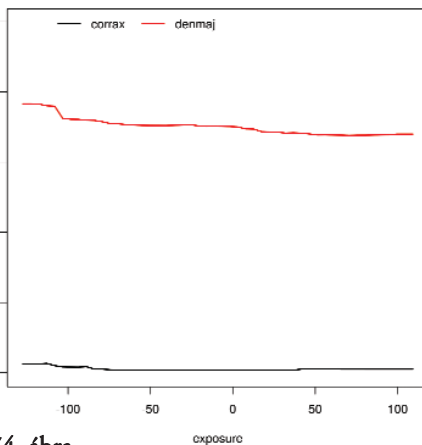
71. ábra



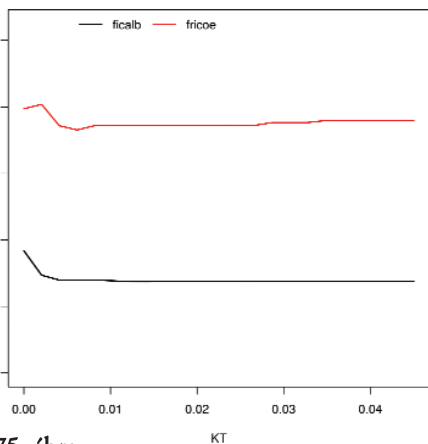
72. ábra



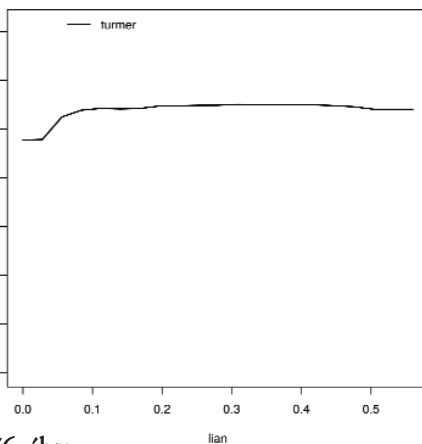
73. ábra



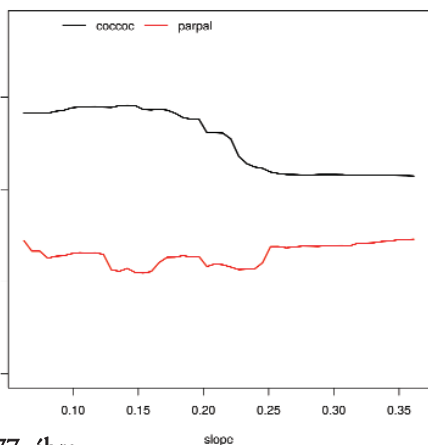
74. ábra



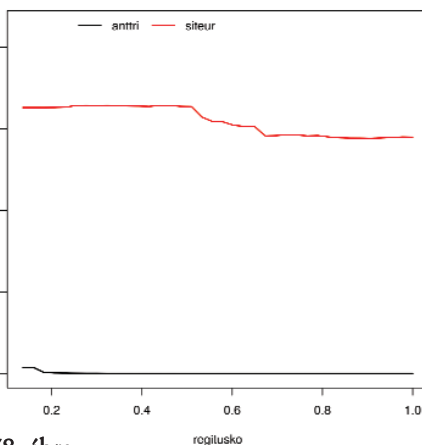
75. ábra



76. ábra

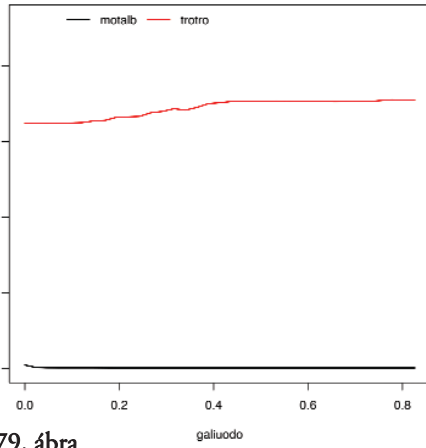


77. ábra

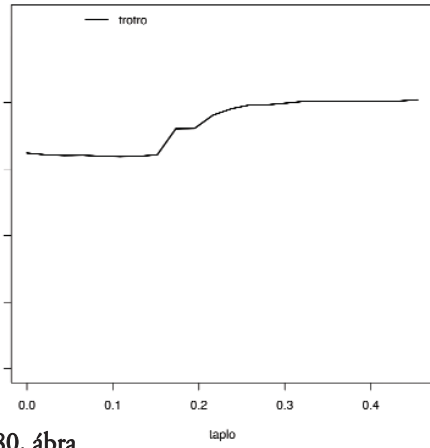


78. ábra

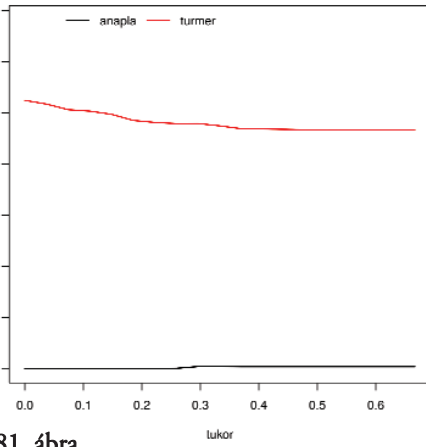




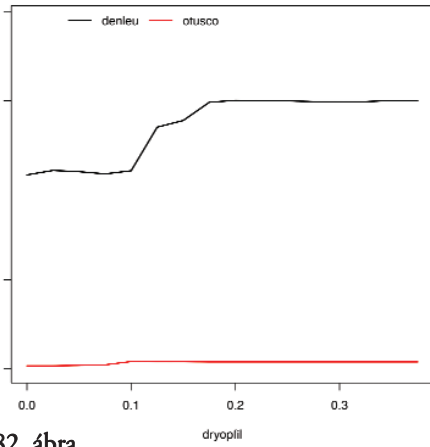
79. ábra



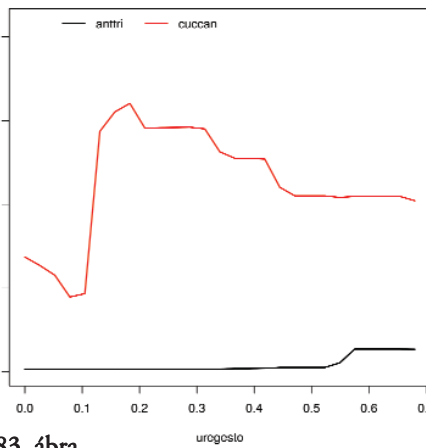
80. ábra



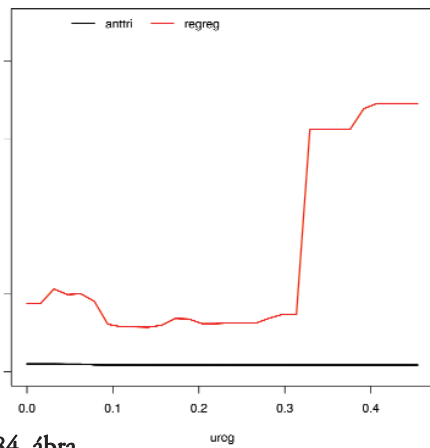
81. ábra



82. ábra



83. ábra



84. ábra

## II.3 DISZKUSSZIÓ

Általában elmondható, hogy a madárelőfordulási adatok esetén gyakran nem találtunk összefüggést az erdőállapot-változókkal, aminek az oka a gyűjtési módszerben kereshető. Mivel a felmérők az egyes pontokon elvileg minden ott költő madarat észleltek, minden egyes pontra az összes lehetséges madarat figyelembe vettük –hiányadatként, ha nem volt jelen az adott faj, és jelenléteadatként, ha megfigyelték. A valós előfordulási gyakoriságok nagyobbak, mint a megfigyelt gyakoriságok. A hiány adatok emiatt túlzóak, aminek következménye, hogy az egyes változóknak a madarak előfordulási adataival való korrelációját gyengítik, sőt egyes esetekben akár az összefüggések irányát is megváltoztathatják. Összességében a gyenge összefüggések eltűnésére számíthatunk, aminek mértéke függ az adott faj megfigyelési hibájának mértékétől. A rejtettebb életmódot élő fajok, vagy a megfigyelések időpontjában kevésbé megfigyelhetőek esetében, jelentősebb torzításra számíthatunk az eredmények tekintetében. Szintén gyakran találtunk olyan meglepő korrelációkat, amelyek nehezen magyarázhatóak az adott madárfaj ismert ökológiai igényeivel vagy viselkedésével. Ezekben az esetekben jó eséllyel találtunk olyan hatásokat, amelyek más ökológiai összefüggésekre utalnak, például egyes lágyszárú növények jelenléte az erdőszerkezetről ad jó előrejelzést és emiatt összefüggést mutat az adott madárfaj költési valószínűségével. Az egyes fajokhoz tartozó ábrák (85–130. ábrák) az erdőállapot-változók alapján becsült költési térképet mutatják.

Minden egyes fajnál először dőlt betűvel felsoroljuk azokat az erdőállapot-változókat, amelyek a véletlen erdő elemzések eredményei alapján elsősorban meghatározzák a faj fészkelési valószínűségét a Börzsönyben.

### **Egerészölyv (85. ábra)**

*cserjeborítás / orvosi tüdőfű dominanciája*

A cserjeborítás emelkedésével növekvő fészkelési valószínűség a zártabb erdők felé mutató preferenciával áll összhangban.

### **Fácán (86. ábra)**

*kövesség / záródás / fénytelen galaj dominanciája / pszeudospeciesek fajszáma*

Ezen nyíltabb élőhelyeket preferáló faj fészkelési valószínűségét a lágyszárú fajok dominanciaértékei is indikálták: a fénytelen galaj növekvő borítása magasabb fészkelési valószínűségeket prediktált. Ennek megfelelően, a zárt erdők kerülését az támasztja alá, hogy a záródás mértékével csökken a fészkelés valószínűsége. A pszeudospeciesek fajszámanak fontossága a változatosabb táplálékforrások kínálatával függhet össze, ami elsősorban fiókanevelés idején rendkívül fontos a csibék túlélési esélyeinek növelése szempontjából (RÉKÁSI 2000).

**Kék galamb** (87. ábra)

*bükk dominanciája / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű bükk dominanciája / 9–20 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / 36–50 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / 50 cm-nél nagyobb törzsátmérőjű bükk dominanciája / 9–20 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája / hagymás fogasír dominanciája / kislevelű hárs 8 cm-esnél kisebb átmérőjű pszeudospéciesének dominanciája / perjeszittyó dominanciája / 36–50 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / 50 cm feletti törzsátmérő-tartományú fák dominanciája*

Ennél a fajnál a bükkösök és az átlagosnál nagyobb törzsátmérő-tartományú faállományok preferenciája az üregekben gazdag, idősebb erdők preferenciájával állhat kapcsolatban.

**Örvös galamb** (88. ábra)

*50 cm-nél nagyobb törzsátmérőjű bükk dominanciája / földrajzi hosszúság, a gyöngyperje dominanciája / 50 cm feletti törzsátmérő-tartományú fák dominanciája / elváló kéreg dominanciája*  
A galambfajnak a legvastagabb átmérő-tartományú bükkösök felé irányuló preferenciája az idősebb állományok jobb fészkelőhely-kínálatával állhat kapcsolatban. A földrajzi szélességgel mutató kapcsolat viszont feltehetőleg elsősorban a Börzsöny élőhely-típusainak térbeli eloszlásával állhat összefüggésben.

**Vadgerle** (89. ábra)

*8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű barkócaberkenye dominanciája / a záródás mértéke / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája*

Ezek alapján a gerlefajnak a fiatalabb, kevésbé záródott erdőállomány felé irányuló preferenciája predikálható a vizsgált területen, és ami a korábbi vizsgálatok eredményeivel is összhangban van.

**Kakukk** (90. ábra)

*36–50 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / nitrofil fajok borítása / üreges tövek jelenléte*

A kocsánytalan tölgy dominanciájának növekedésével emelkedett, az üreges tövek jelenlétével pedig csökkent a fészkelés valószínűsége, ami az idősebb, de nem kifejezetten öreg állományok preferenciájával hozható összefüggésbe. Ennek háttérében feltehetőleg a költésparazitaként használt énekesmadár fajok élőhely-választási mintázatai állhatnak (VARGA 2000a).

**Macskabagoly** (91. ábra)

*holtfa mennyisége / nitrofil fajok borítása*

A holtfa kategóriák számának emelkedésével növekedett a fészkelési valószínűség, ami arra utal, hogy a bagolyfaj előnyben részesíti az idősebb, fészkelésre alkalmas üregekben gazdag állományokat (Schmidt 2000a).

### **Nyaktekercs** (92. ábra)

*8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű csertölgy dominanciája / záródás mértéke / földi szeder borítása / földrajzi hosszúság / 9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / piros gyűszűvirág jelenléte / 9–20 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája*

A szederfaj és a gyűszűvirág borításának növekedésével a fészkelési valószínűség emelkedett, ami a nyíltabb, hangyákban gazdagabb élőhelyek felé mutató preferenciát jelzi. Ezzel párhuzamosan, a záródás növekedésével kisebb állománysűrűségeket találunk, ami szintén a zárt állományok kerülését indikálja. Ezen mintázat szerint a közepes törzsátmérő-tartományú fák dominanciájával analóg módon emelkedett a fészkelési valószínűség (TÖRÖK 2000b).

### **Hamvas küllő** (93. ábra)

*friss tuskó jelenléte / álló holtfa mennyisége*

A friss tuskók jelenlétével megnőtt a harkályfaj fészkelési valószínűsége, ami a hangyában gazdagabb élőhelyek felé mutató preferenciával állhat kapcsolatban, de az álló holtfában gazdag állományok kerülési stratégiája mögött más harkályfajokkal kialakuló kompetíciós viszonyok, és az idősebb állományok elkerülése sejtethetőek (VARGA 2000b).

### **Zöld küllő** (94. ábra)

*tengerszint feletti magasság / lágyszárú növények borítása / nitrofil fajok borítása / magas újulat dominanciája / záródás mértéke*

A lágyszárú fajok borítása összefüggésben lehet a hangyák, mint zsákmányállatok hozzáférhetőségével, ami magyarázhatja a borításértékek és a fészkelési valószínűség pozitív kapcsolatát. Ezzel analóg módon a záródás mértékének növekedésével csökkent a fészkelési valószínűség, ami a nyíltabb, a harkályfaj táplálkozási preferenciáinak jobban megfelelő élőhelytípusok választását indikálja (VARGA 2000c).

### **Fekete harkály** (95. ábra)

*ligeti perje dominanciája / tengerszint feletti magasság / 36–50 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája*

A 36–50 cm-es törzsátmérőjű tartományok dominanciájának emelkedésével nőtt a fészkelési valószínűség, ami megfelel a harkályfajnak a vastagabb törzsű, odú készítésre alkalmasabb állományok felé mutató preferenciájának (VARGA 2000d).

### **Nagy fakopáncs** (96. ábra)

*gyöngyperje dominanciája / földrajzi szélesség / 50 cm feletti törzsátmérő-tartományú fák dominanciája / csertölgy dominanciája / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű bükk dominanciája / bükk dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / kitettség / 36–50 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / bükkzsás dominanciája / tengerszint feletti magasság / 36–50 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája / gyöngyköles dominanciája*

Általában a bükkösök dominanciájának növekedésével csökkent a vizsgált harkályfaj fészkelési valószínűsége (ÓNODI és CSÖRGŐ 2014), emellett a nagy fakopáncs fészkelőhelyválasztásában – egy korábbi tanulmány eredményei szerint – a gap-dinamika, illetve az öreg és holtfa jelenléte a legfontosabb tényező (KOSINSKI és WINIECKI 2004). Ennek megfelelően a nagy fakopáncs fészkelési valószínűsége a légyszárú-szint egyik jellegzetes tagjának, a gyöngyperje dominanciájának növekedésével emelkedett.

Általánosságban tekintve a fák hatását, a 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű bükk dominanciájával a fészkelési valószínűség csökkent, ami az idősebb állományok iránti preferenciát jelzi, s ennek háttérben táplálékkínálati mintázatok állhatnak. Ezzel az eredménnyel viszont ellentétes módon a harkályfaj az 50 cm-nél nagyobb törzsátmérőjű fák növekvő dominanciájára csökkenő fészkelési valószínűséggel reagált, ami feltehetőleg nem a fészkelő- vagy táplálkozóhely alul-kínálatában, hanem más odúlakó fajokkal, elsősorban a seregéllyel való kompetíciós kapcsolatrendszerben keresendő (TÖRÖK 2000c, SMITH 2005).

Továbbá a vizsgált harkályfaj fészkelési valószínűsége az egyvirágú gyöngyperje dominanciájának hatására növekedett, ami arra utalhat, hogy a növényfaj – amely száraz talajviszonyokat indikálva, bükkösök, sziklaerdők, gyertyános-tölgyesek, cseres-tölgyesek, bokorerdők növénye – a harkályfaj által részben preferált élőhelytípusokban nagyobb dominanciaértékekkel van jelen.

### **Közép fakopáncs (97. ábra)**

*8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / mezei juhar dominanciája / magas újulat dominanciája / földrajzi hosszúság / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / gyöktányér jelenléte / 9–20 cm-es törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája*

Fészkelési valószínűsége nőtt az ezen változók közül az összes, fákra vonatkoztatott dominanciaértékek emelkedésével, a legkisebb átméretartományú kocsányos tölgyek kivételével, ami az idősebb állományok preferenciájával állhat összefüggésben (TÖRÖK 2000d). Érdekes módon viszont a magas újulat borításnövekedésével emelkedett a fészkelés valószínűsége, ami mögött viszont táplálékkínálati mintázatok állhatnak. A földrajzi hosszúság növekedésével csökkent az állománysűrűség, ami mögött tájleptékű élőhely-eloszlási mintázatok állhatnak.

### **Fehérhátú harkály (98. ábra)**

*gyöktányér jelenléte / bükk dominanciája, a mezei juhar dominanciája / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája / fajok diverzitása / csertölgy dominanciája / erdei pajzsika dominanciája / gyöngyperje dominanciája*

Ennél a harkályfajnál az idősebb, holtfában gazdagabb erdőállományok preferenciáját mutatja, hogy a gyöktányér és általában a bükk dominanciájának növekedésével emelkedett a fészkelési valószínűség. Ezzel párhuzamosan, a nyíltabb élőhelyeket jelző egyvirágú gyöngyperje dominanciájával csökkent a fészkelési sűrűség.

### **Kis fakopáncs (99. ábra)**

*álló holtfa mennyisége / földrajzi hosszúság / holtfa mennyisége / záródás mértéke / bükk-sás dominanciája / piros gyűszűvirág jelenléte / 9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája*

Az álló holtfában gazdag, záródott állományok elkerülése és a két lágyszárú fajban gazdagabb erdők előnyben részesítése a harkályfajnak a nyíltabb, fiatalosokkal tarkított erdei élőhelyek felé irányuló preferenciájával van összhangban (TÖRÖK 2000e).

### **Hegyi billegető (100. ábra)**

*50 cm feletti törzsátmérő-tartományú fák dominanciája / 50 cm-nél nagyobb törzsátmérőjű bükk dominanciája / fekvő korhadt fa kategóriái / földrajzi szélesség / pszeudospeciesek fajsza*

Az a mintázat, hogy a billegetőfaj fészkelési valószínűsége a felsorolt paraméterek értékeinek növekedésével emelkedett, feltehetőleg a Börzsöny patakjainak térbeli eloszlásával magyarázható.

### **Ökörszem (101. ábra)**

*záródás mértéke / cserjeborítás / 9–20 cm-es törzsátmérőjű gyertyán dominanciája / húsos som dominanciája / lágyszárú növények borítása / tengerszint feletti magasság / pszeudospeciesek fajsza / magas újulat dominanciája / ibolyafaj dominanciája / mezei juhar dominanciája / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája / lágyszárú növények borítása / gyökértányér jelenléte / relatív talajnedvesség / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / bükk dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / taplók dominanciája / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű csertölgy dominanciája / gyöngyperje dominanciája / relatív hőigény / kocsánytalan tölgy dominanciája / szagos müge dominanciája / pszeudospeciesek fajsza / elváló kéreg dominanciája / 50 cm-nél nagyobb törzsátmérőjű bükk dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / 36–50 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / orvosi tüdőfű dominanciája*

A gyökértányér dominanciájával növekedett a fészkelés valószínűség, ami a faj által a fészkeléshez gyakran használt szabad gyökérstruktúrák iránti preferenciáját mutatja. A fészkelési sűrűsége nőtt a bükk több pszeudospeciesének dominanciájával, ami a zártabb erdők preferenciáját jelzi, összhangban a korábbi vizsgálatok eredményeivel. Ugyanerre a mintázatra utal a gyöngyperje és a kocsánytalan tölgy növekvő dominanciájával csökkenő megjelenési valószínűség.

### **Vörösbegy (102. ábra)**

*36–50 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / holtfa kategóriáinak száma / 9–20 cm-es törzsátmérőjű csertölgy / 9–20 cm-es átmérőjű barkócaberkenye dominanciája / fénytelen galaj dominanciája*

A vörösbegnél az idősebb tölgyesek és a holtfában gazdagabb állományok kerülése, illetve a fiatalabb állományok felé mutató preferencia a nyíltabb, bokrosokban gazdagabb fészkelőhelyek választásával lehet összhangban.

**Fülemüle (103. ábra)**

*húsos som dominanciája / tengerszint feletti magasság / mezei juhar dominanciája / fafajok diverzitása*

A faj fészkelőhely-választási stratégiáival összhangban, a fülemülék az alacsonyabban fekvő, cserjékben gazdag és változatos fafaj-összetételű állományokat választottak (SCHMIDT 2000b).

**Feketerigó (104. ábra)**

*gyöngyperje dominanciája / lián dominanciája / tengerszint feletti magasság / elváló kéreg dominanciája / tükör jelenléte / lágyszárú növények borítása / 36–50 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / 9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája*

Ami a tengerszint feletti magasság hatását illeti, már a tengerszint feletti magasság kisebb mértékű növekedésénél meredeken letört a fészkelési valószínűség, ami a faj nyíltabb erdőtüpusok iránti preferenciájával állhat összefüggésben (TÖRÖK 1984a, HATCHWELL és mtsai 1996, CRESSWELL 1997).

A fekete rigó fészkelési valószínűsége csökkent a nagyvirágú méhfű növekvő dominanciájával, ami a bükkösök kerülését jelzi. Ezzel szemben a rigófaj nagyobb eséllyel fészkel a liánokban gazdagabb élőhelyeken, ami elsősorban táplálékkínálat és fészektakarás szempontjából lehet fontos. (LUDVIG 1993, TÖRÖK 2000f).

**Énekes rigó (105. ábra)**

*kövesség mértéke / nitrofil fajok borítása / magas újulat dominanciája / kocsánytalan tölgy dominanciája*

A magas újulat borításával emelkedett a fészkelési valószínűség, ami a rigófajnak az aljnövényzetben gazdag erdőtüpusok felé mutató preferenciájával van összhangban. A kocsányos tölgy dominanciájának növekedésével alacsonyabbak voltak az állománysűrűségek, ami mögött a feketerigóval való kompetíciós kapcsolatok is feltételezhetőek (TÖRÖK 2000g).

**Léprigó (106. ábra)**

*9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű gyertyán dominanciája*

Ezen mintázatok mögött feltehetőleg a fagyöngy elterjedési viszonyai állhatnak (SCHMIDT 2000c), erre azonban jelenleg nem állnak rendelkezésünkre adatok.

**Kis poszáta (107. ábra)**

*fénytelen galaj dominanciája / záródás mértéke / 9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / ligeti perje dominanciája / 9–20 cm-es törzsátmérőjű gyertyán dominanciája*

A kis poszáta fészkelési valószínűsége két lágyszárú növényfaj, a fénytelen galaj és a ligeti perje borításának növekedésével emelkedett, ami a nyíltabb élőhelyek preferenciáját jelzi. Ezzel analóg módon a 8 cm-nél vastagabb törzsű fák dominanciájának és a záródásnak a növekedésével csökkentek állománysűrűségei, ami a zártabb társulások elkerülését indikálja (SCHMIDT 2000d).

### **Barátposzáta (108. ábra)**

*záródás / gyöngyperje dominanciája / 9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / 9–20 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / álló holtfa mennyisége / piros gyűszűvirág jelenléte / 36–50 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája*

Ami a záródás mértékét illeti, alacsony záródási értékekhez magas fészkelési valószínűségek tartoztak, aminek háttérében nyíltabb erdőtürsulások preferenciája áll, s ez összhangban van a faj ismert ökológiai igényeivel (WEIDINGER 2000), továbbá azzal, hogy minden hazai bokros élőhelyen előfordul (MME 2016h). A nyíltabb erdőtípusok előnyben részesítését jelzi, hogy a 8 cm-nél vastagabb törzsű fák nagy borítási értékénél a fészkelési valószínűség alacsony értékeket vett fel, ezt a mintázatot azonban jelentősen módosíthatják más *Sylvia* fajok közti kompetíciós viszonyok (GARCIA 1983, CODY 1985, NILSSON 1986). Szintén erre a stratégiára utal, hogy a 9–20 cm-es törzsátmérőjű álló holtfa nagyobb dominanciája – ami a zártabb erdőkre jellemző – csökkenő fészkelési valószínűséget indikált (SCHMIDT 1984, SCHMIDT 2000e).

### **Sisegő füziké (109. ábra)**

*8 cm alatti törzsátmérő-tartományú fák dominanciája / tengerszint feletti magasság / relatív hőigény*

Ennél a füzikéfajnál a fészkelési valószínűség emelkedett a csökkenő hőmérsékletekkel, a növekvő tengerszint feletti magassággal és az idősebb állományok dominanciájának növekedésével, ami a faj idősebb, nedvesebb erdők felé irányuló preferenciájával van összhangban (VARGA 2000e).

### **Csilpcsalpfüziké (110. ábra)**

*záródás mértéke / holtfa mennyisége / cserjeborítás / ligeti perje dominanciája / piros gyűszűvirág jelenléte / magas újulat dominanciája*

A füzikéfaj az alacsony záródású társulásokban nagyobb sűrűségben fészkel, mint a zártabbakban, ami a zárt erdők kerülésével állhat összefüggésben (CODY 1981). A magasabb cserjeborításhoz tartozó magas fészkelési valószínűségek is a faj nyíltabb társulások felé irányuló preferenciáját jelzik (GYÓRY 1964, DÉNES 1984, VARGA 2000f).

Ezzel szemben a holtfában gazdag állományok magas dominanciaértékénél alacsony fészkelési sűrűségeket tapasztaltunk, ami a zártabb társulások kerülésére utal (BATÁRY és mtsai 2014). Ami az élőfán található holtfa dominanciáját illeti, a fészkelési sűrűségek alacsony holtfa-dominancia érték felett durván közelítve konstans értéken maradtak, ami arra utal, hogy a vizsgált füzikéfaj táplálék- és fészkelőhely választási stratégiájában nem játszik jelentős szerepet ez a környezeti változó. Ami a lágyszárú fajok szerepét illeti, a piros gyűszűvirágnak a kiritkult erdőkben, vágásokon és erdőszegélyekben jellemző növekvő borításával emelkedő fészkelési valószínűséget tapasztaltunk, ami szintén a nyíltabb erdőtípusok preferenciáját mutatja.



**Fitiszfűzike (111. ábra)**

*36–50 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / madárcezesznye / 21–35 cm-es törzsátmérőjű gyertyán dominanciája*

A magasabb madárcezesznye-borításhoz és fiatalabb gyertyánosok növekvő dominanciaértékéhez tartozó magasabb fészkelési valószínűségek is a faj nyíltabb társulások felé irányuló preferenciáját jelzik (GYÖRY 1964, HARASZTHY 1984, VARGA 2000g).

**Sárgafejű királyka (112. ábra)**

*üregek jelenléte / tengerszint feletti magasság / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű bükk dominanciája*

A meghatározó erdőállapot-változók elsősorban a Börzsöny erdőtársulásainak térbeli mintázataival hozhatóak összefüggésbe, amihez további vizsgálatok szükségesek.

**Szürke légykapó (113. ábra)**

*8 cm alatti törzsátmérő-tartományú fák dominanciája*

E változó jelentősége elsősorban a nyíltabb, fiatalabb állományok felé irányuló preferenciájával hozható összefüggésbe.

**Örvös légykapó (114. ábra)**

*kocsányos tölgy dominanciája / relatív talajnedvesség / 50 cm feletti törzsátmérő-tartományú fák dominanciája / galagonyafajok dominanciája / friss tuskó jelenléte / gyöngyperje dominanciája / 36–50 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / földrajzi szélesség / mezei juhar dominanciája / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája / bükk dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / fafajok diverzitása*

A vizsgált légykapófajnál az 50 cm-nél vastagabb törzsű fák mennyiségének növekedésével nőtt a fészkelési valószínűség, aminek háttérében az állhat, hogy a természetes fészekodvak mennyisége pozitívan korrelál az olyan holtfa mennyiségével, amely alkalmas arra, hogy a harkályok kivéssék (WALANKIEWICZ *et al* 2007, MME 2016d). Erre utal az is, hogy a 36–50 cm-es törzsátmérőjű álló bükk dominanciájának mennyiségével növekedett a fészkelés sűrűsége. Ezzel szintén párhuzamba állítható, hogy a galagonyafajok borításának – az átlagos érték közelében fellépő – küszöbértéke felett a légykapó fészkelési valószínűsége jelentős mértékben lecsökken, ami a fekvő és álló holtfában szegény élőhelyek elkerülését mutatja (TÖRÖK 1984b, TÖRÖK és TÓTH 1990, QUILODRÁN és mtsai 2014). Ebben azonban a fészkeküregekre irányuló kompetíciónak is jelentős szerepe lehet (FORSMAN és mtsai 2008, WESOŁOWSKI és mtsai 2015). Ennek megfelelően az egyvirágú gyöngyperje dominanciájával közel lineárisan csökkent a fészkelési valószínűség, ami a fészkelőhely zártágával való korrelációt jelezheti.

### **Kis légykapó (115. ábra)**

*bükk dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / mezei juhar dominanciája / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája / fajok diverzitása*

A faj idős bükkösök felé mutató preferenciájával összhangban, a bükk – elsősorban a 21–35 cm-es törzsátmérő-tartományú – dominanciájának növekedésével emelkedett a fészkelési valószínűség. Erre a mintázatra utal az az összefüggés is, hogy a mezei juhar dominanciájának emelkedésével csökkent a fészkelési sűrűség.

### **Ószapó (116. ábra)**

*cserjeborítás / 9–20 cm-es törzsátmérőjű gyertyán dominanciája / húsos som dominanciája / lágy-szárú növények borítása / tengerszint feletti magasság / pszeudospeciesek fajszáma / magas újulat dominanciája / erdei ibolya dominanciája / záródás mértéke*

Ez a mintázat a kevésbé zárt, fajgazdagabb, cserjékkel vegyes erdőtípusok iránti preferenciáját jelzi.

### **Fenyvescinege (117. ábra)**

*tengerszint feletti magasság / csertölgy dominanciája / 9–20 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / mezei juhar dominanciája / perjeszittyó dominanciája / fajok diverzitása*

A fenyőfajok fontosságának hiánya feltehetőleg a mintavételi pontok térbeli jellegzetességeire utal, ami a jövőbeli felméréseknél ellenőrizendő. A vastagabb törzsátmérő-kategóriájú fák növekvő dominanciájával emelkedő fészkelési valószínűség az idősebb állományok preferenciáját indikálja.

### **Kék cinege (118. ábra)**

*tengerszint feletti magasság / 9–20 cm-es törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája / mezei juhar dominanciája / csertölgy dominanciája / bükkás dominanciája / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája*

A kék cinege fészkelési valószínűsége szoros, pozitív kapcsolatban állt a mezei juhar több pszeudospeciesének borítási értékeivel (beleértve a legkisebb átmérőjű kategóriát is), ami a vékonyabb gallyakra koncentrálódó táplálékkeresési stratégiával állhat kapcsolatban (TÖRÖK 1984c, NILSSON 1984, TÓTH és mtsai 1988, TÖRÖK 2000h). Emellett az a tendencia, hogy a 9–20 cm átmérő-tartományú juharok dominanciájának növekedésére közel telítési fel-futású fészkelési valószínűség detektálható, azt mutathatja, hogy azoknak a fészkelésre használt üregeknek a száma, melyeket harkályok vésnek, jelentős szerepet játszik a vizsgált cinegefaj fészkelőhely-választási stratégiájában (JOKIMÄKI 1999, TREMBLAY és mtsai 2003). Ezzel rendkívül analóg módon növekedett, ami egyrészt szélesebb spektrumú gerinctelen-táplálékbázist indukál, másrészt korrelálhat a fészkelésre használt odvak sűrűségével. Emellett a fiatalabb állományok fontosságát jelzi, hogy a 8 cm alatti törzsátmérőjű fák dominanciájának emelkedésével nőtt a fészkelési valószínűség, illetve ennek a szerkezet-típusnak a kerülése interspecifikus kompetícióval is kapcsolatban állhat (TÖRÖK 1984c, TÖRÖK 1993, NOUR és mtsai 1998, HINSLEY és mtsai 1999).

### **Szécinege (119. ábra)**

*tengerszint feletti magasság / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű bükk dominanciája / földrajzi szélesség / csertölgy dominanciája / bükkésds dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű gyertyán dominanciája*

A tengerszint feletti magassággal csökkent a szécinege fészkelési valószínűsége, ami elsősorban a nyíltabb erdőtípusokat magában foglaló fészkelő élőhelyeinek térbeli eloszlásával hozható összefüggésbe, és nem magával a magasság növekedésével (RIDDINGTON és mtsai 1995). Ennek megfelelően, a régi tuskók dominanciájának növekedésével csökkenő fészkelési valószínűség adódott, ami a zártabb erdők kerülését támasztja alá, és ebben szerepet játszhat az örvös légykapóval való élőhely-kompetíció (TÖRÖK 1984d, BÁLDI és CSÖRGŐ 1993, TÖRÖK 2000i), de a szécinege és a kékcinege közti odú-konkurencia is rendszeres (TÓTH 1993). Ezzel analóg módon, a 8 cm-esnél kisebb átmérőjű bükk növekvő dominanciája lecsengő fészkelési sűrűségeket jelzett, a 21–35 cm-es törzsátmérő-tartományba eső csertölgyek állományai felé viszont preferencia mutatkozott, ami arra utal, hogy a fászarú fajok fészkelőhely- és táplálékkínálata jelentősen eltér.

### **Csuszka (120. ábra)**

*36–50 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / 9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / 50 cm feletti törzsátmérő-tartományú fák dominanciája / gyöngyperje dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája / 36–50 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája / régi tuskó jelenléte / 9–20 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája*

A vastagabb törzsátmérő-kategóriájú fák dominanciájának növekedésével nőtt a fészkelési valószínűség, ami összecseng azzal a mintázattal, hogy a csuszka öreg lomb- és elegyes erdőkben fészkel (GYÖRY és REICHART 1966, TÖRÖK 1984e, BELLAMY és mtsai 1998, TÖRÖK 2000j). Ezzel analóg eredmény, hogy a csuszka fészkelési valószínűsége a 8 cm alatti átmérő-tartományú mezei juhar dominanciájának növekedésével alacsony szintre csökkent, ami kapcsolatban állhat a fészkelésre alkalmas üregek számával (WESOŁOWSKI és ROWIŃSKI 2004), illetve az erdő fragmentáltságával (MATTHYSEN 1990, MATTHYSEN és CURRIE 1996).

### **Hegyi fakusz (121. ábra)**

*földrajzi szélesség / 9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / nitrofil fajok borítása*

A meghatározó erdőállapot-változók ami elsősorban a vizsgált terület élőhelyeinek térbeli eloszlására utalhatnak, de ehhez további elemzések szükségesek.

### **Rövidkarmú fakusz (122. ábra)**

*lágyszárú növények borítása / záródás mértéke / 9–20 cm-es törzsátmérőjű gyertyán dominanciája / 36–50 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / tengerszint feletti magasság*

Korábbi vizsgálatokhoz hasonlóan, fészkeléskor preferenciát mutat a lágyszárúknak gazdagabb, kevésbé zárt és így az alacsonyabb tengerszint-feletti magasságokban megjelenő erdőtípusok felé.

### **Sárgarigó (123. ábra)**

*földrajzi szélesség / tengerszint feletti magasság / bükkzsás dominanciája*

A tengerszint feletti magasságnak és a földrajzi szélességnek a fészkelési sűrűségek meghatározásában betöltött szerepét elsősorban a Börzsöny topográfiai mintázataiban és az ahhoz kapcsolódó erdőársulások térbeli eloszlásában kereshetjük. A bükkzsás dominanciájának alacsonyabb értékeinél nőtt a fészkelési valószínűség, ami a nyíltabb tölgyesekben helyenként jellemző, a bükkösöket jelző magasabb dominanciaértékeknel viszont csökkent a fészkelési valószínűség, ami összhangban van a fajnak az ilyen élőhelyeket elkerülő stratégiáival (SCHMIDT 2000f).

### **Tövisszúró gébics (124. ábra)**

*ligeti perje dominanciája / záródás mértéke / földi szeder borítása / csúdfű dominanciája / fénytelen galaj dominanciája / fajok diverzitása / pszeudospeciesek fajszáma*

A lágyszárú fajok dominanciájának növekedésével emelkedett a fészkelési valószínűség, ami a nyíltabb élőhelyek preferenciájával mutat összefüggést. Ezzel analóg módon a záródás növekedésével és a fajok, illetve a fák pszeudospecieinek gazdagságával csökkentek az állománysűrűségek.

### **Szajkó (125. ábra)**

*36–50 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / orvosi tüdőfű dominanciája / tengerszint feletti magasság / csertölgy dominanciája / fekvő korhadt fa kategóriái / fénytelen galaj dominanciája / kocsánytalan tölgy dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája*

A tölgyek dominanciájával nőtt a fészkelés valószínűsége, ami a szajkónak a tölgyesek iránti preferenciájával van kapcsolatban. A holtfa jelenlétének a fészkelési sűrűségek meghatározásában tapasztalt jelentősége arra utalhat, hogy a holtfában élő rovarok jelentős mértékben gazdagíthatják a szajkó táplálékkínálatát (TÖRÖK 2000k). Ezzel szemben a tengerszint feletti magasság és a földrajzi szélesség feltehetőleg a vizsgált terület topográfiai jellegzeteségeivel hozható összhangba.

### **Seregély (126. ábra)**

*lágyszárú növények borítása / 36–50 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája / záródás mértéke / 9–20 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / bükkzsás dominanciája / holtfa mennyisége / 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű mezsei juhar dominanciája / 9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája*

A lágyszárú fajok borításának növekedésével emelkedő, illetve a záródás növekvő mértékével és a vastagabb törzsátmérő-tartományú fák dominanciájának emelkedésével magasabb értéket mutató fészkelési valószínűség a nyílt erdei élőhelyek preferenciájával van összhangban.

**Erdei pinty** (127. ábra)

*9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / 36–50 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / 36–50 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája*

A közepes törzsátmérő-tartományú fák dominanciájának növekedésével az erdei pinty nagyobb valószínűséggel fészkel, ami a nyíltabb erdőszerkezet preferenciájával áll párhuzamban (LEGÁNY 1977, LEGÁNY 1984a, JOKIMÁKI 1999, LEGÁNY 2000a). A 9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciájának növekedésével a pintyfaj fészkelési valószínűsége a kezdeti szakaszban lecsökkent, majd az átlagos dominanciaértékektől megnövekedett, amit a ragadozókerülés (TRYJANOWSKI 2000) és az eltérő fafajok eltérő táplálékbázis-mintázatai is befolyásolhattak (WHITTINGHAM és mtsai 2001).

**Tengelic** (128. ábra)

*álló holtfa mennyisége*

Az összefüggés nem értelmezhető a faj ismert ökológiai igényei alapján.

**Meggyvágó** (129. ábra)

*meredekség / kövesség mértéke / 9–20 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája / gyöngyköles dominanciája / ibolyafaj dominanciája / 36–50 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / 50 cm feletti törzsátmérő-tartományú fák dominanciája / bükk dominanciája / gyertyán dominanciája*

A csertölgy dominanciájának növekedésével, a bükkösök borításának csökkenésével emelkedő fészkelési valószínűség a kevésbé zárt erdők felé mutató preferenciáját jelzi, összhangban korábbi vizsgálatokkal.

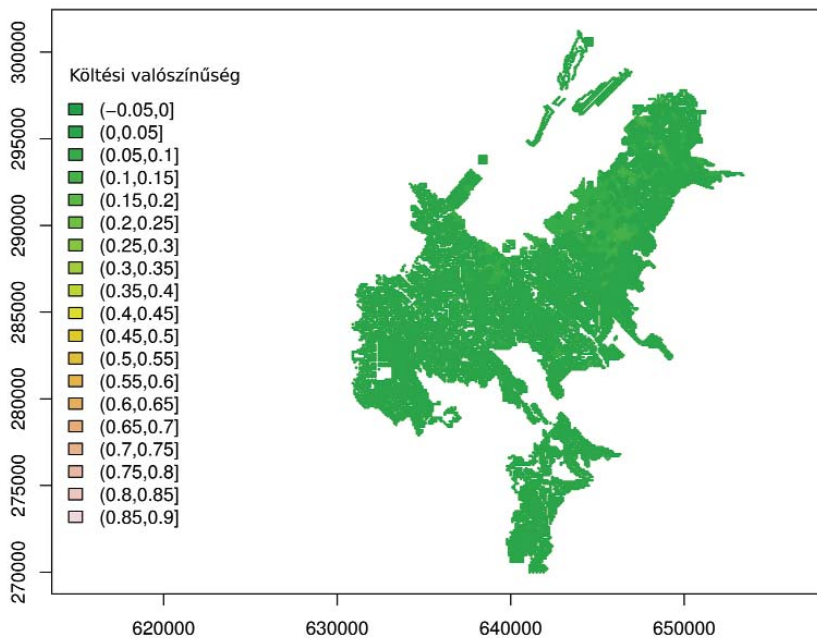
**Citromsármány** (130. ábra)

*lágyszárú növények borítása / fénytelen galaj dominanciája / kocsánytalan tölgy dominanciája / 21–35 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája / záródás mértéke / 9–20 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája / cserjeborítás*

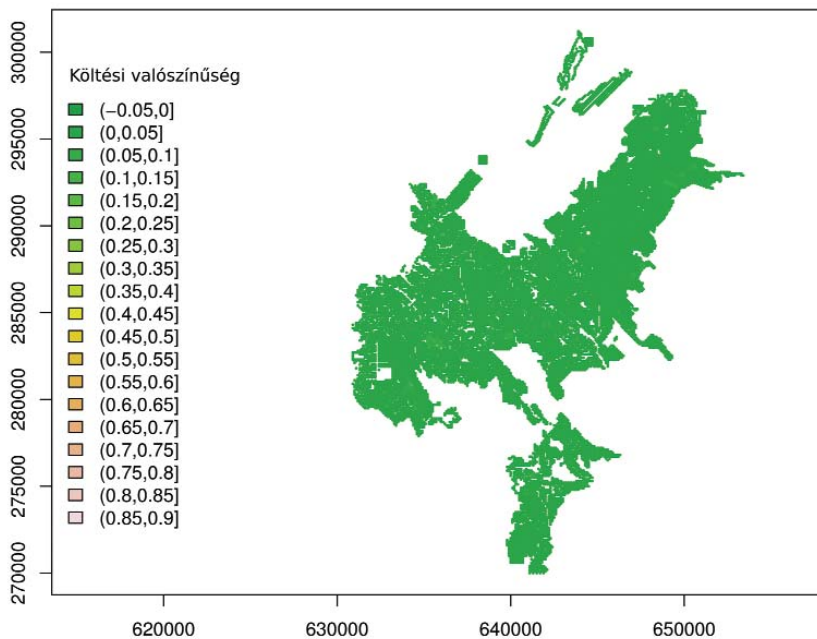
A cserjeborítás változására a citromsármány fészkelési valószínűsége emelkedett a cserjeborítás növekedésével, ami a nyíltabb erdőtípusok felé mutató preferenciájával áll párhuzamban (LEGÁNY 1971, LEGÁNY 1984b, STOATE és mtsai 1998, LEGÁNY 2000b, MME 2016i). Ezzel analóg módon, a záródás mértékének alacsony értékeihez magas fészkelési valószínűségek tartoztak. Érdekes módon a kocsánytalan tölgy 21–35 cm-es törzsátmérőjű pszeudospicesének gyakoribbá válásával nőtt a fészkelési sűrűség, ami mögött mintavételi sajátosságok sejtethetők.

Nyíltabb élőhelyeket preferáló fajként fészkelési valószínűségét indikálták a galaj-fajok dominanciaértékei is (MORRIS és mtsai 2001, WHITTINGHAM és mtsai 2005).

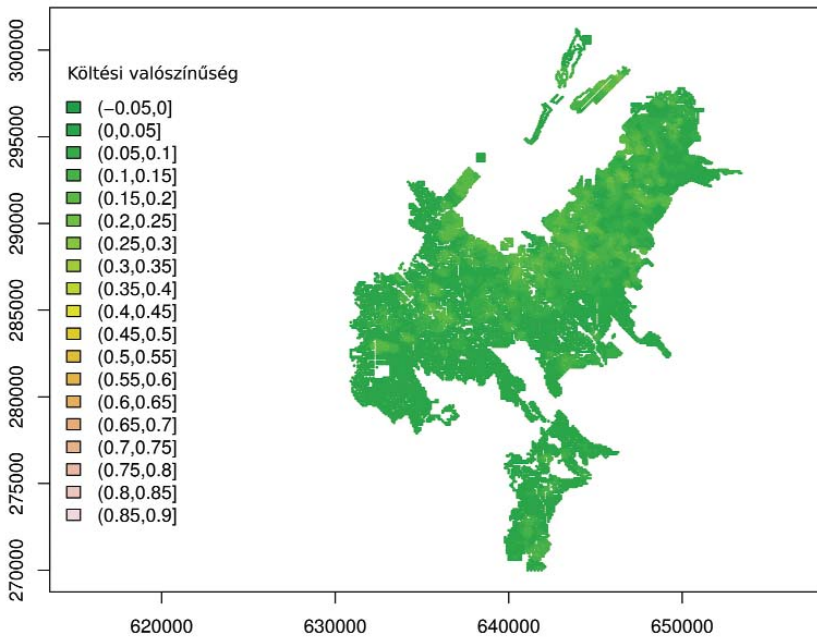
## II.3.1 Ábrák



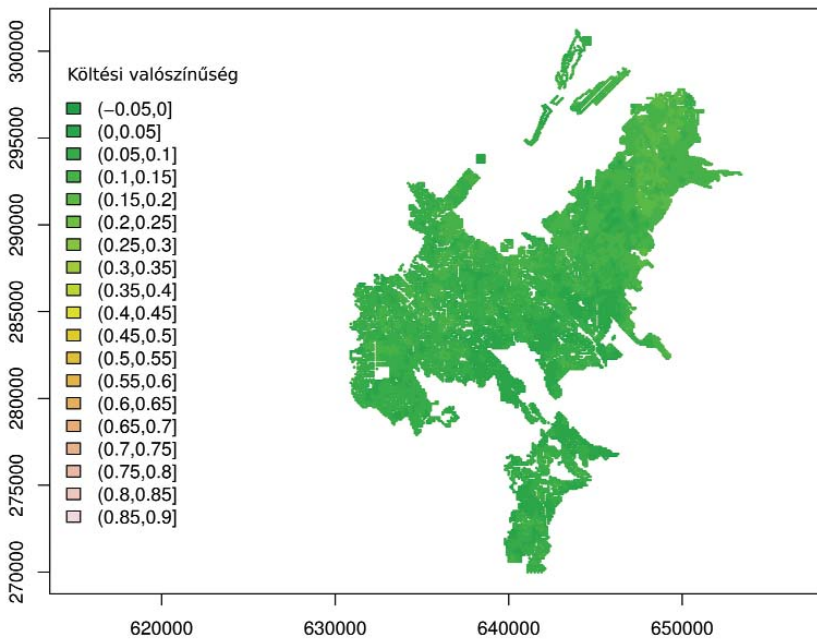
II.85. ábra Egerészölyv



II.86. ábra Fácán

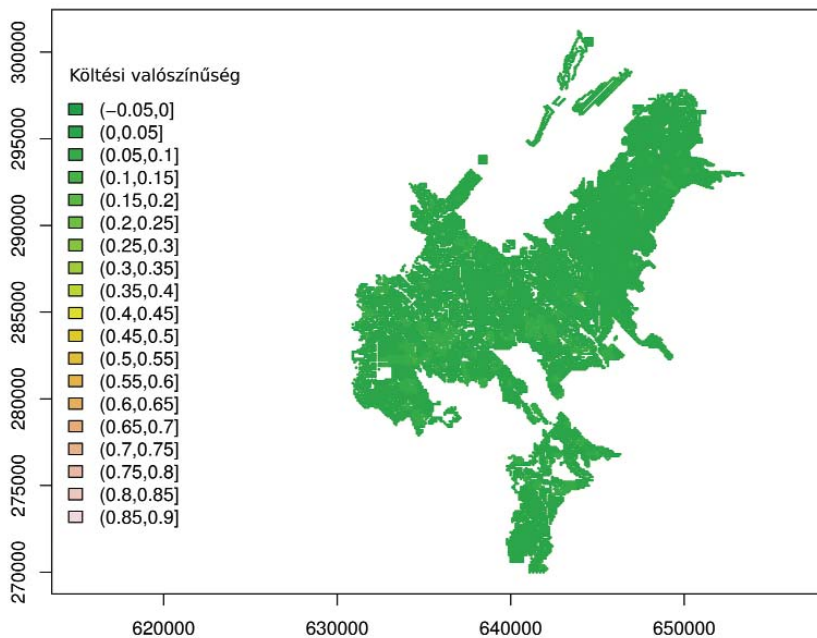


II.87. ábra Kék galamb

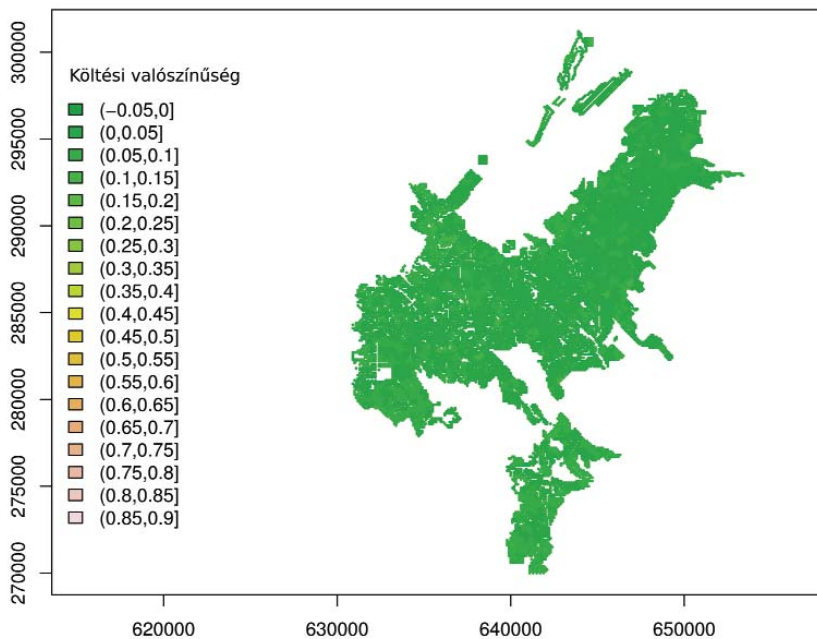


II.88. ábra Örvös galamb



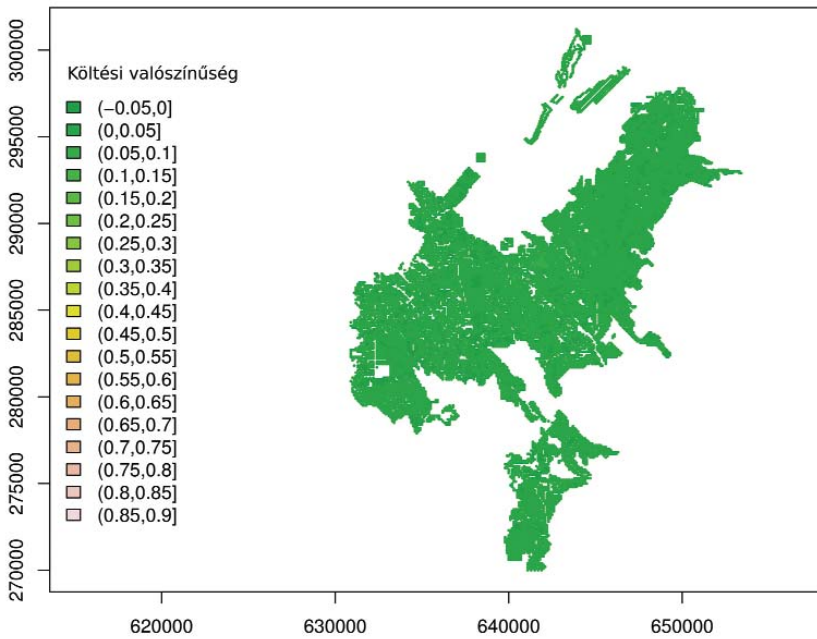


II.89. ábra Vadgerle

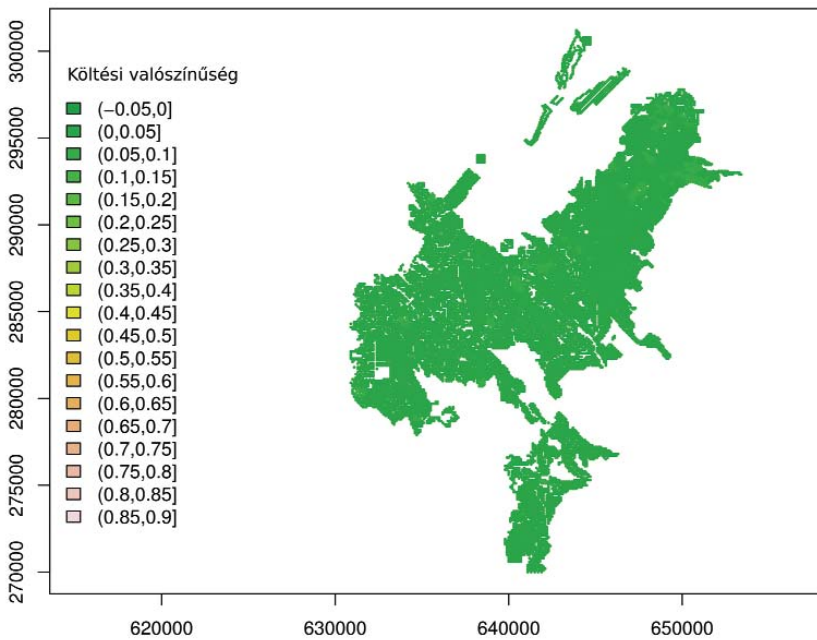


II.90. ábra Kakukk

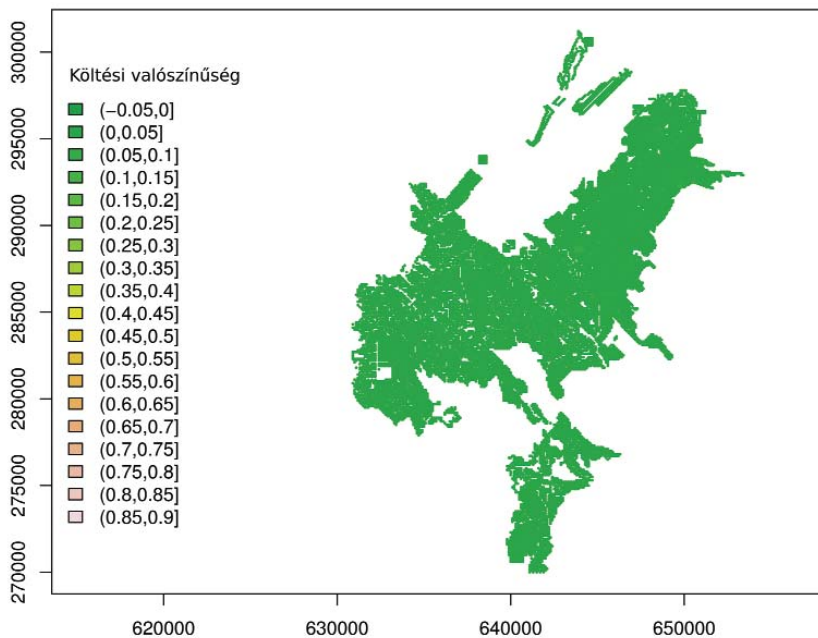




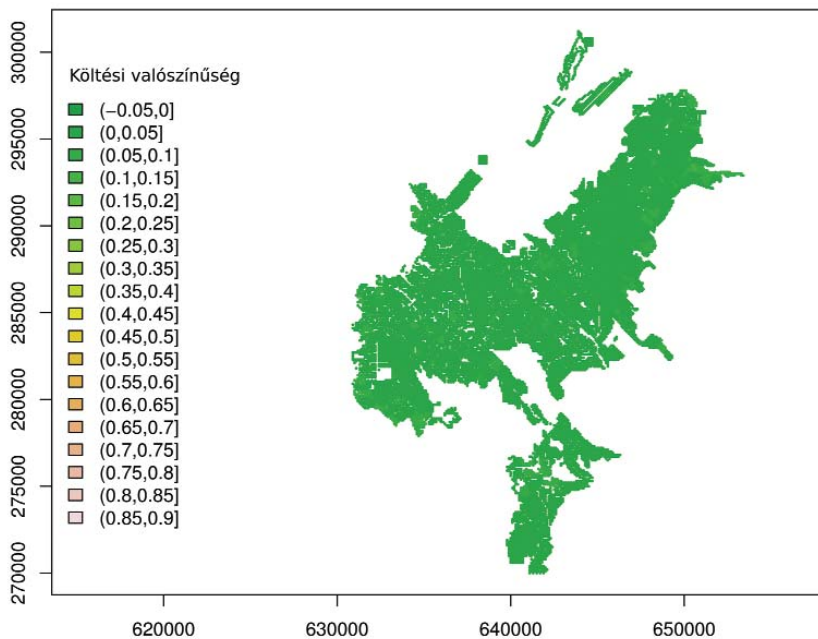
II.91. ábra Macskabagoly



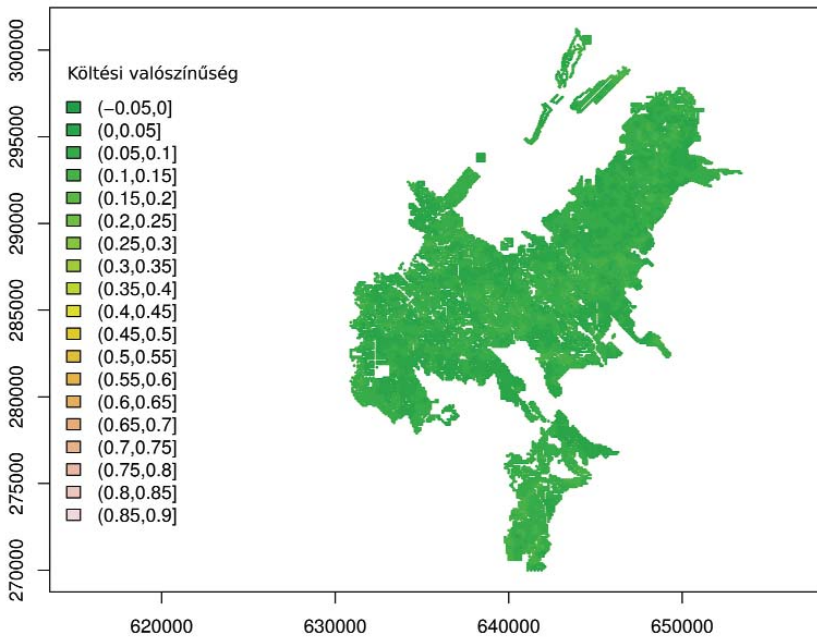
II.92. ábra Nyaktekercs



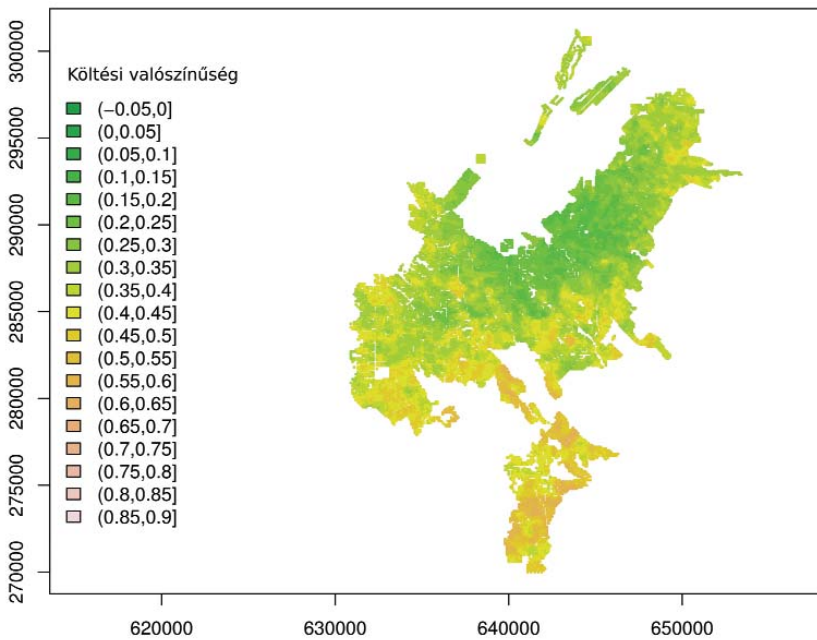
II.93. ábra Hamvas küllő



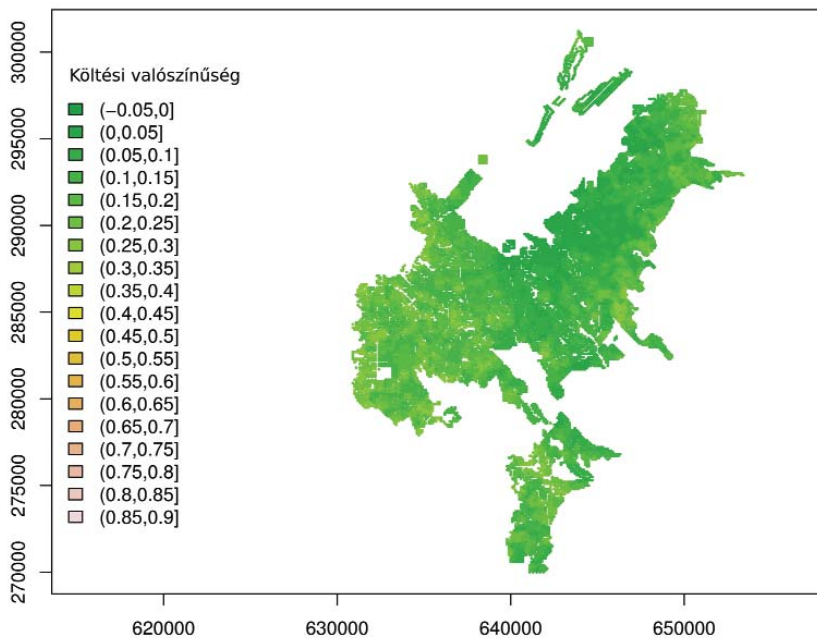
II.94. ábra Zöld küllő



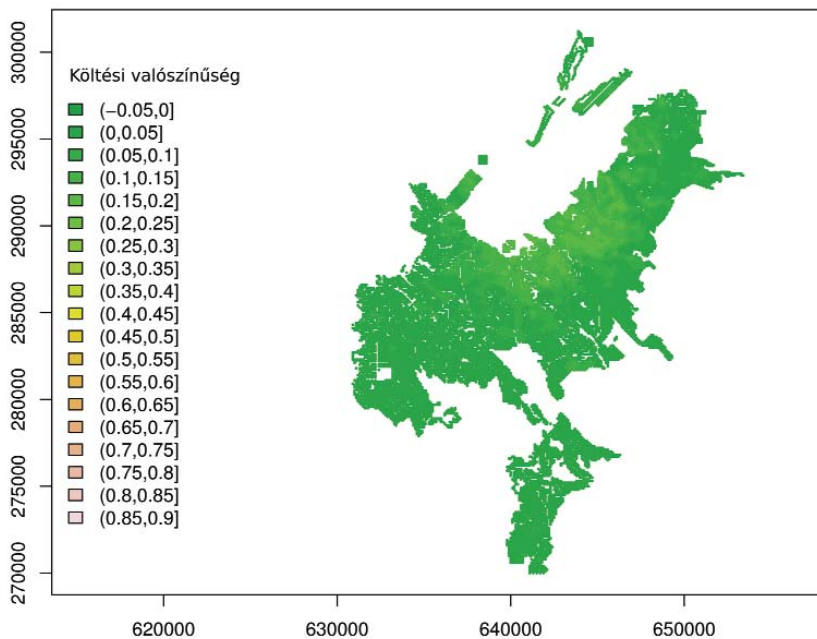
II.95. ábra Fekete harkály



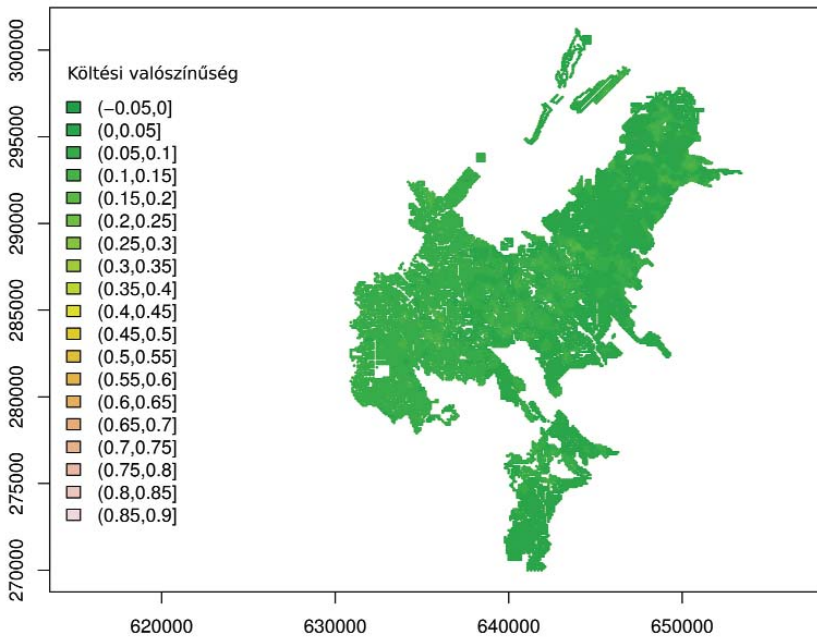
II.96. ábra Nagy fakopáncs



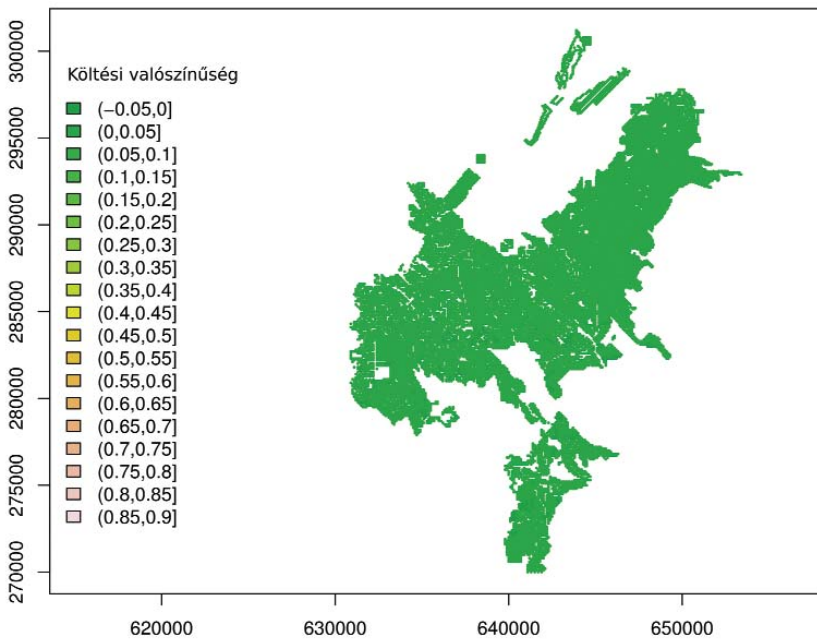
II.97. ábra Közép fakopáncs



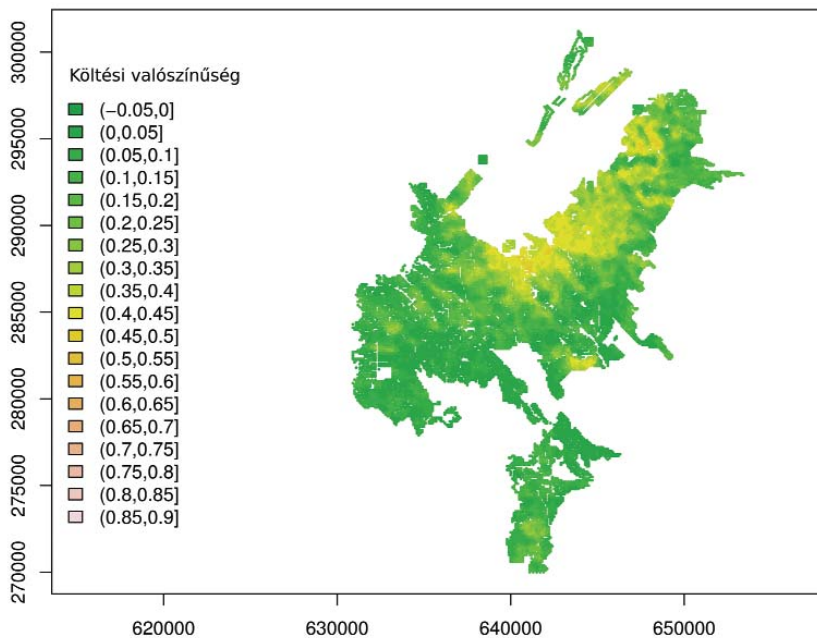
II.98. ábra Fehérhátú harkály



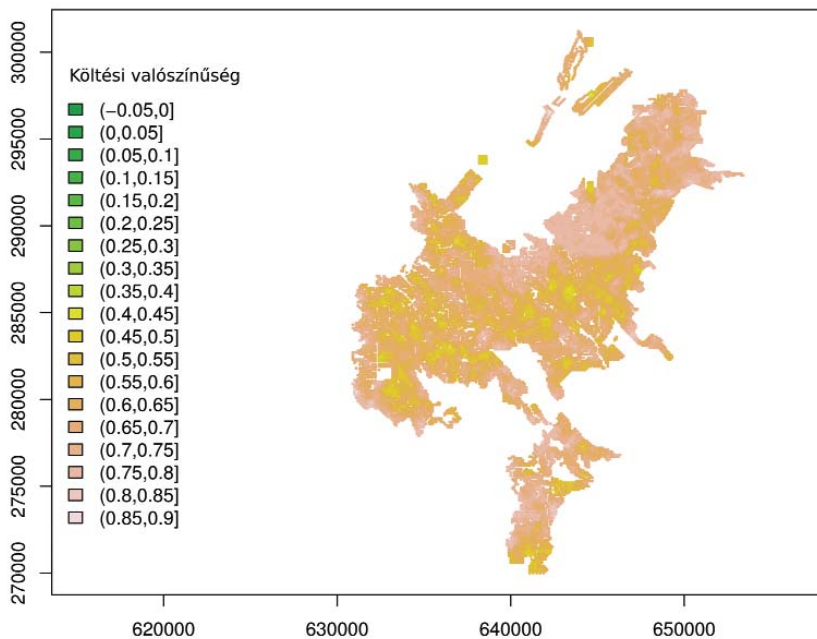
II.99. ábra Kis fakopáncs



II.100. ábra Hegyi billegető

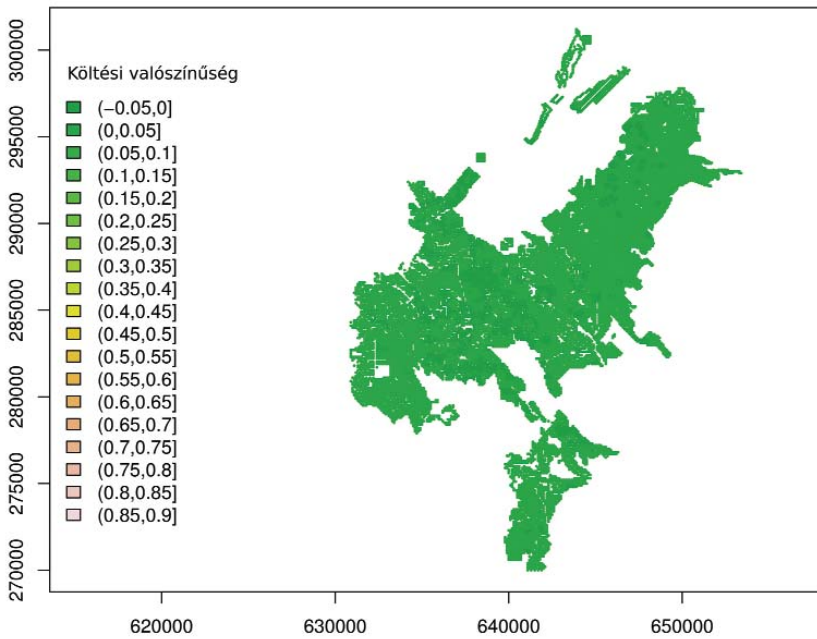


II.101. ábra Ökörszem

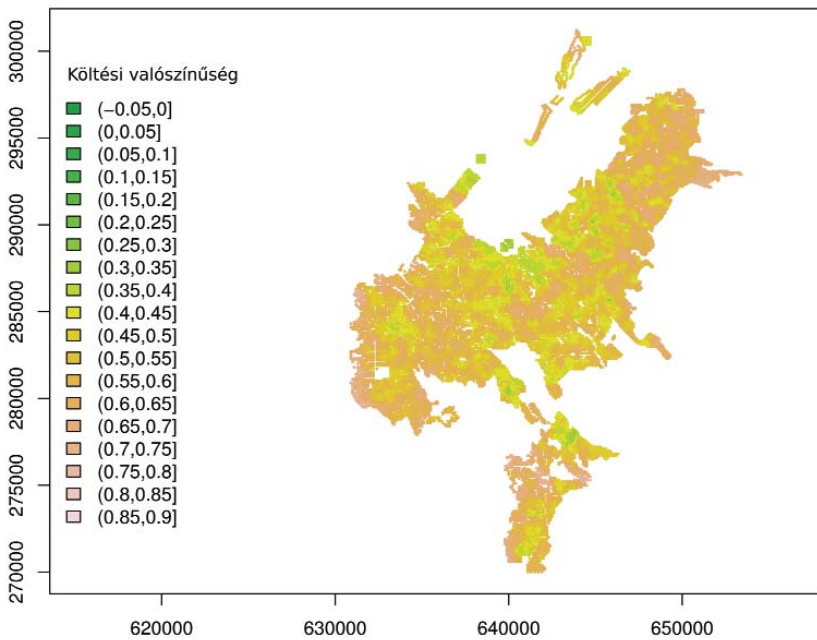


II.102. ábra Vörösbegy

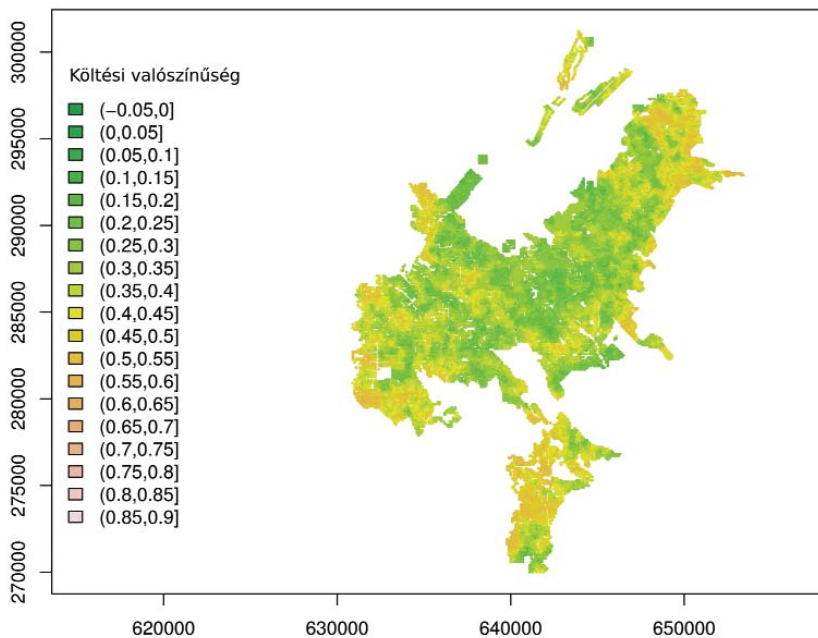




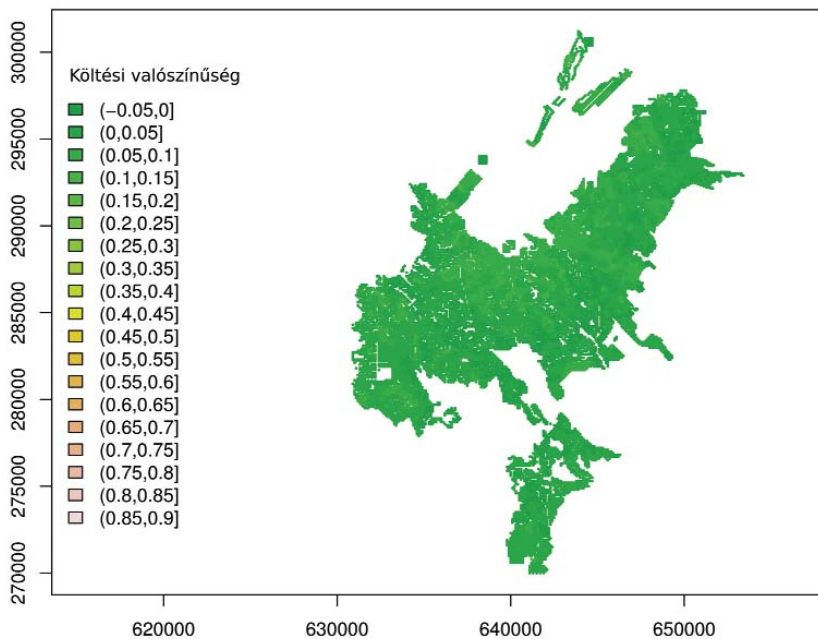
II.103. ábra Fülemüle



II.104. ábra Feketerigó

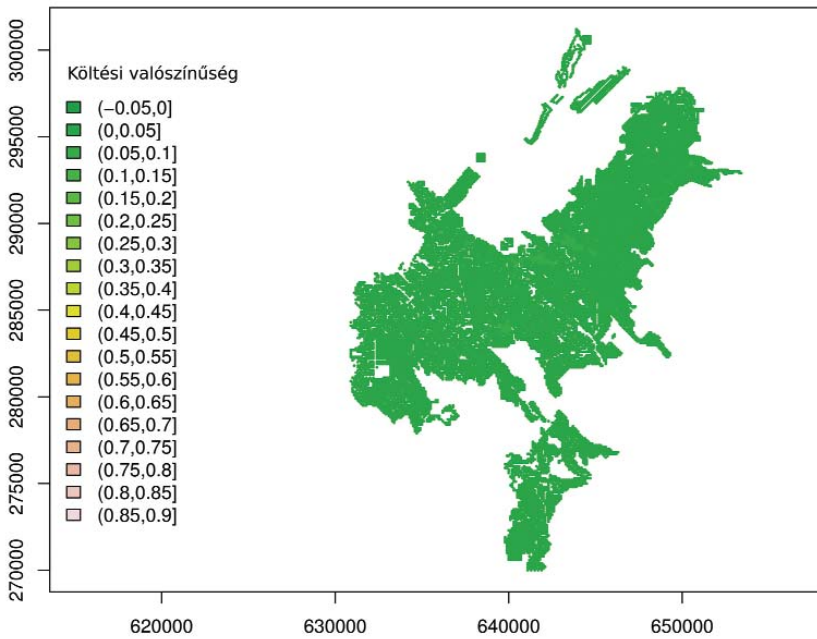


II.105. ábra Énekes rigó

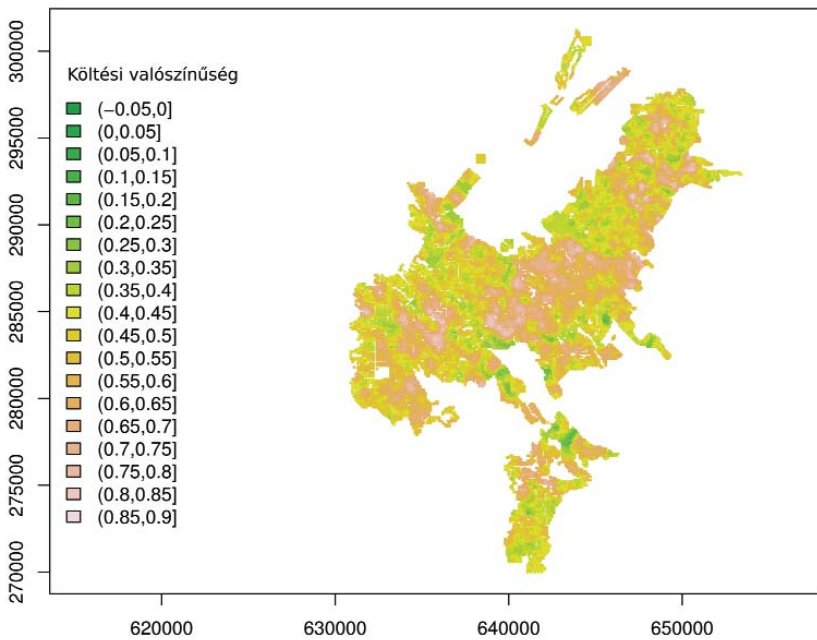


II.106. ábra Léprigó

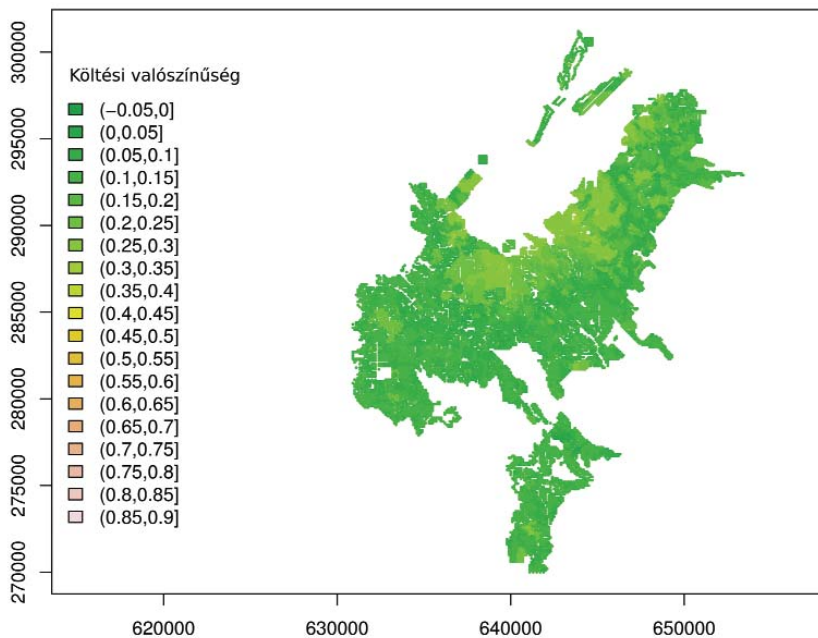




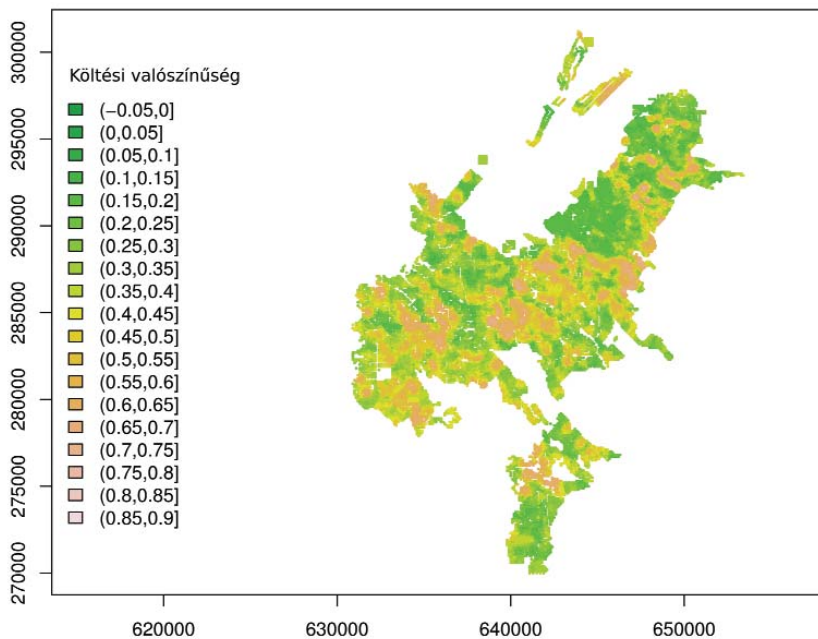
II.107. ábra Kis poszta



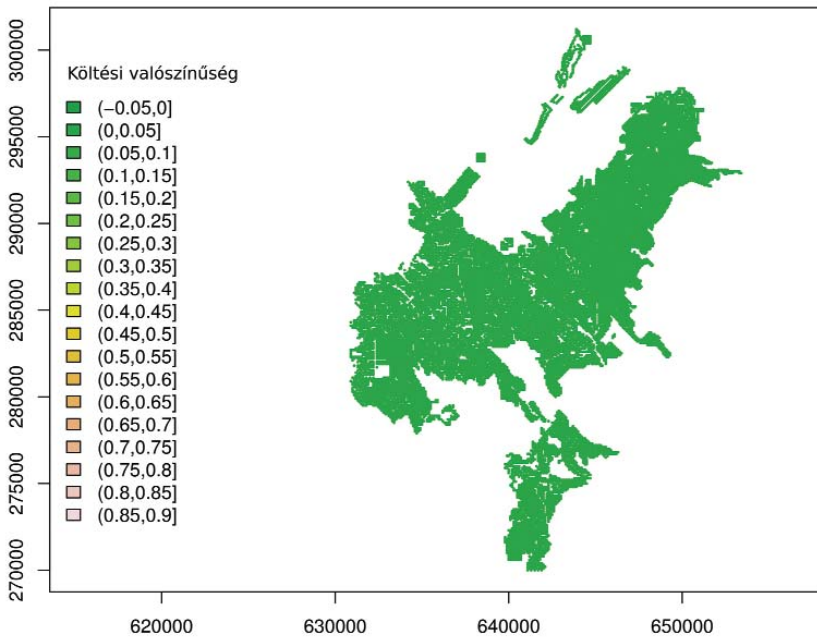
II.108. ábra Barátposzta



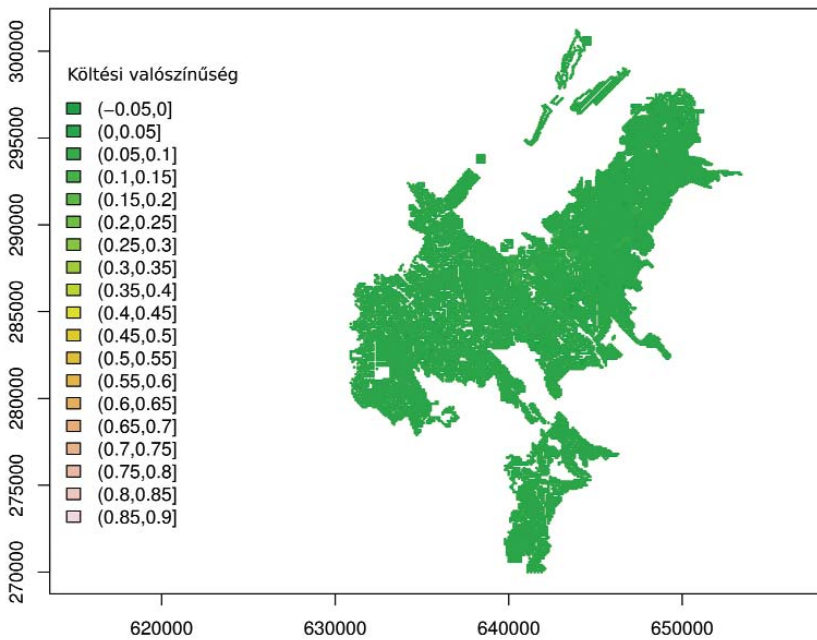
II.109. ábra Sisegő füzike



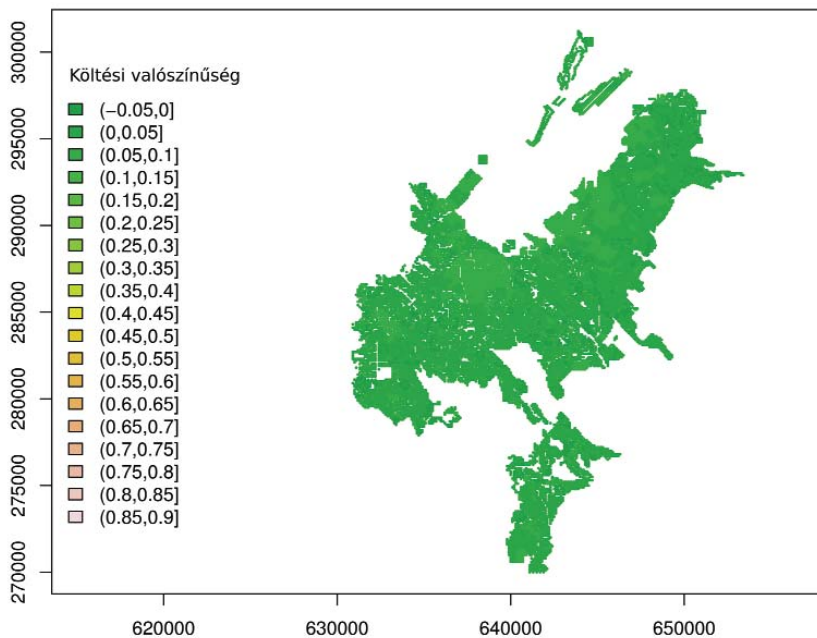
II.110. ábra Csilcsapfüzike



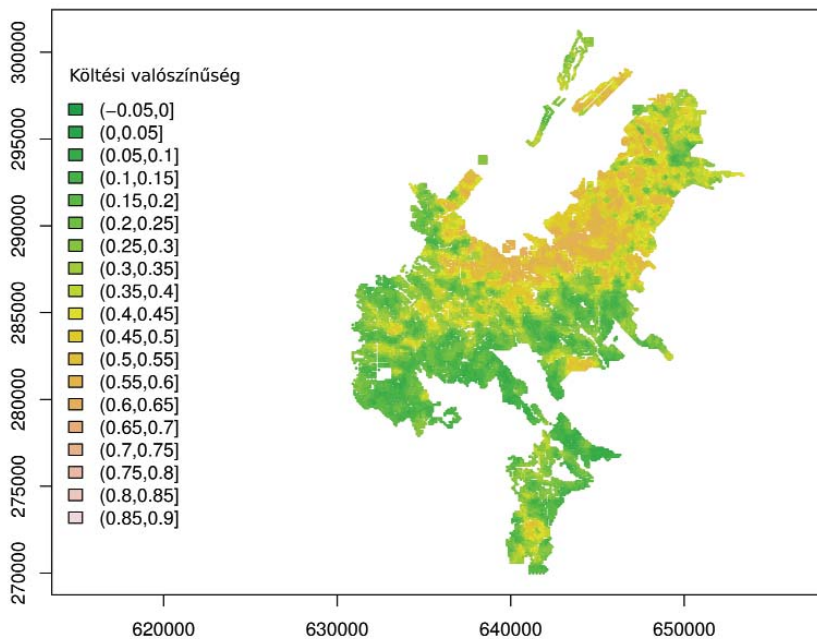
II.111. ábra Fitiszfüzike



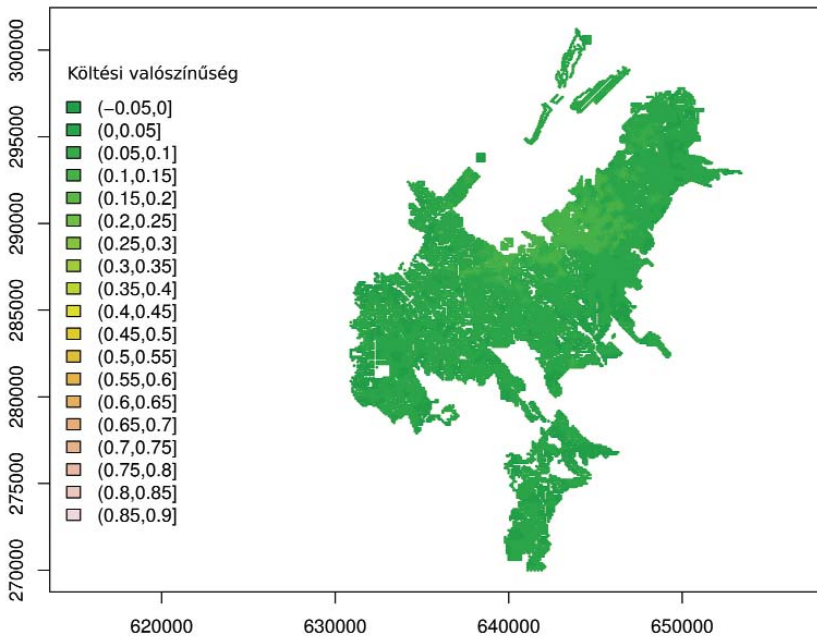
II.112. ábra Sárgafejű királyka



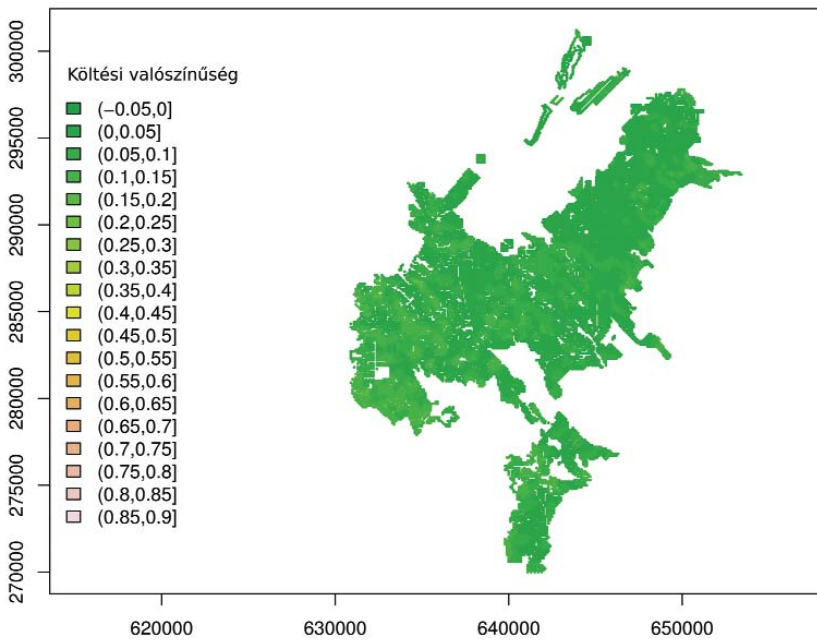
II.113. ábra Szürke légykapó



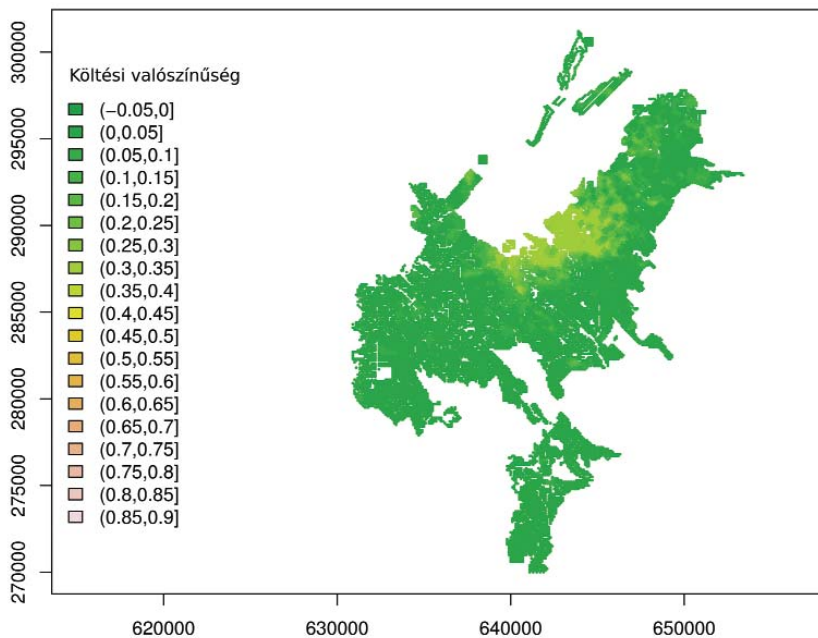
II.114. ábra Örvös légykapó



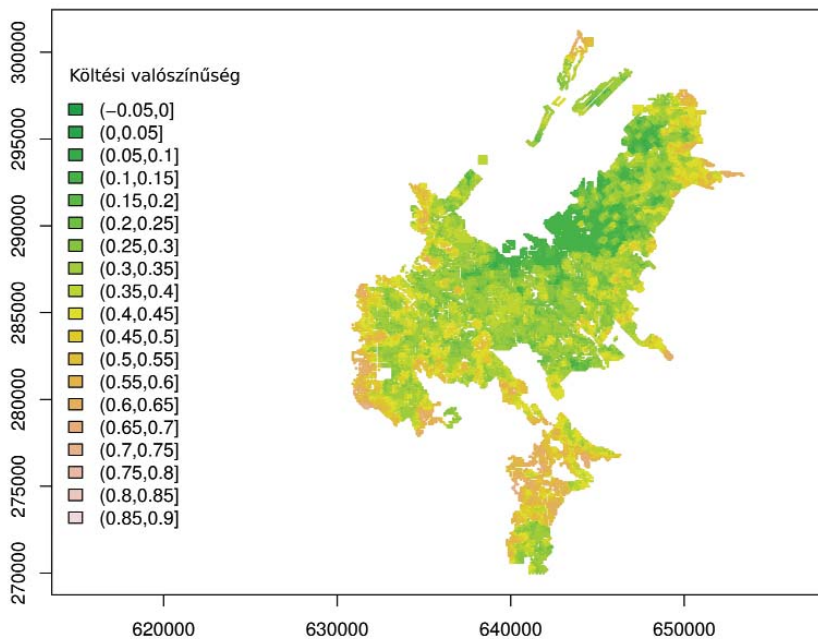
II.115. ábra Kis légykapó



II.116. ábra Ószapó

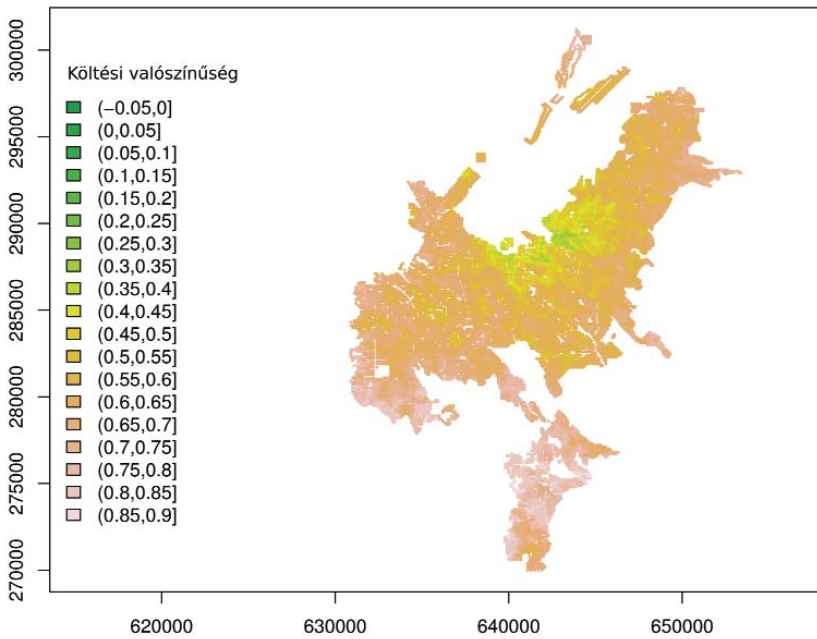


II.117. ábra Fenyvescinege

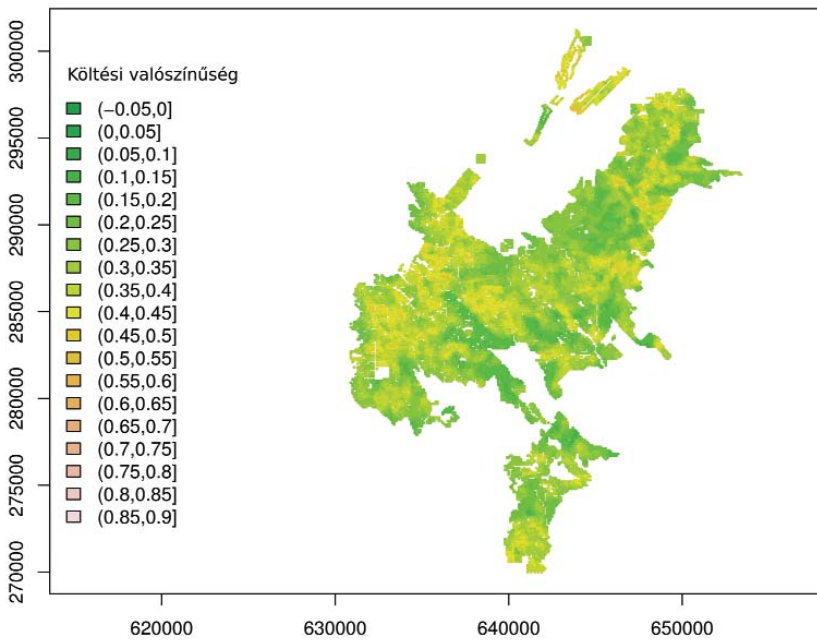


II.118. ábra Kék cinege

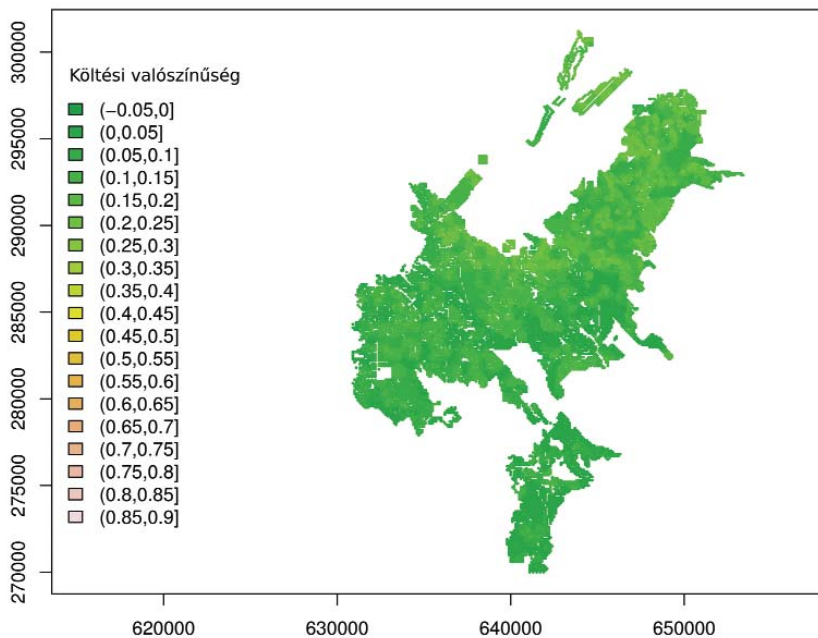




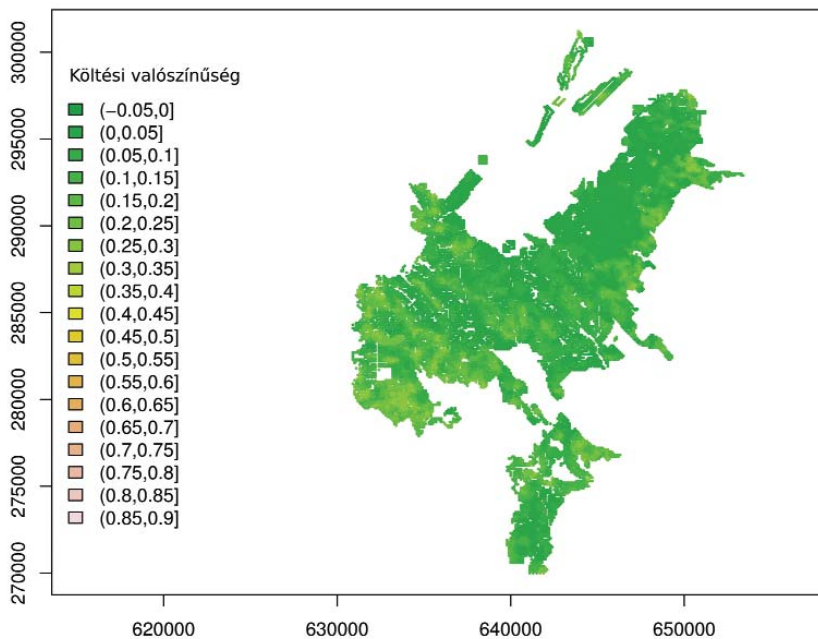
II.119. ábra Széncinege



II.120. ábra Csuszka

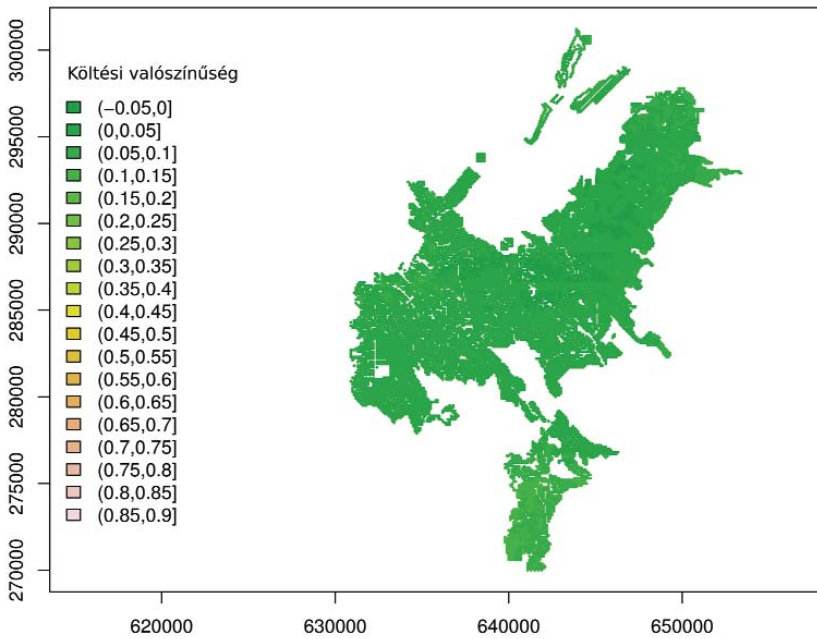


II.121. ábra Hegyi fakusz

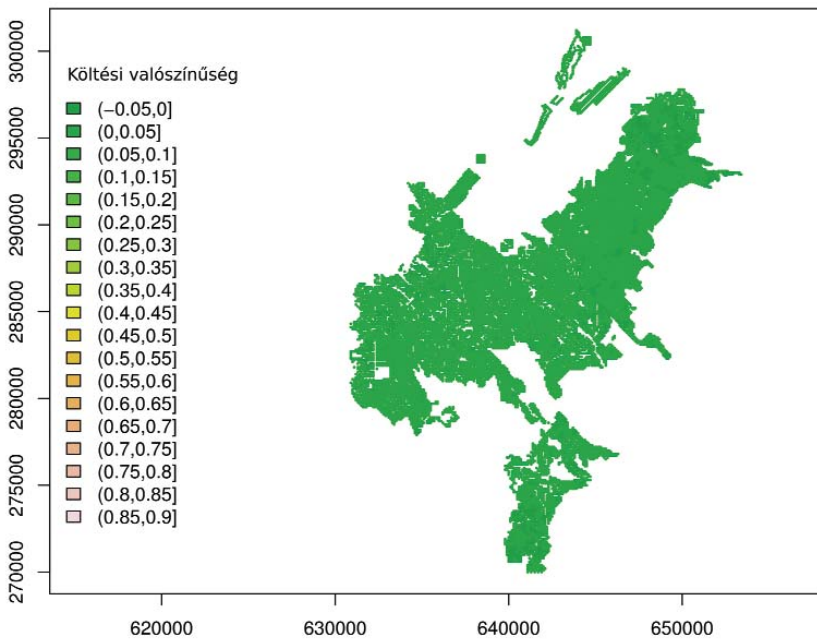


II.122. ábra Rövidkarmú fakusz

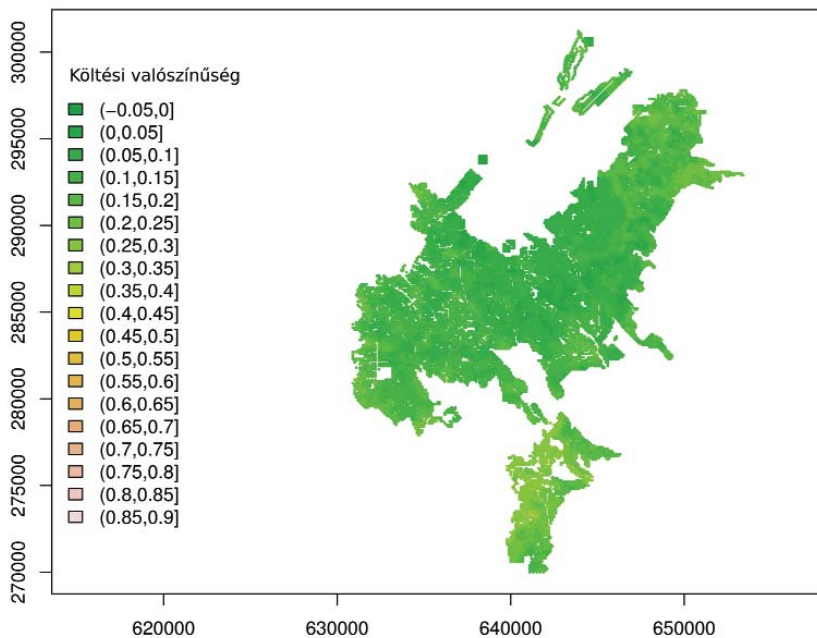




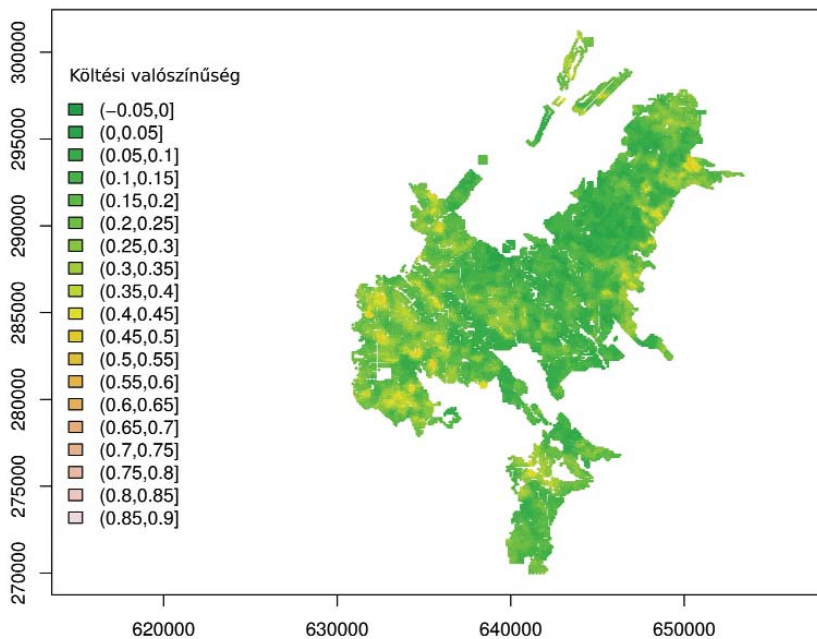
II.123. ábra Sárugarigó



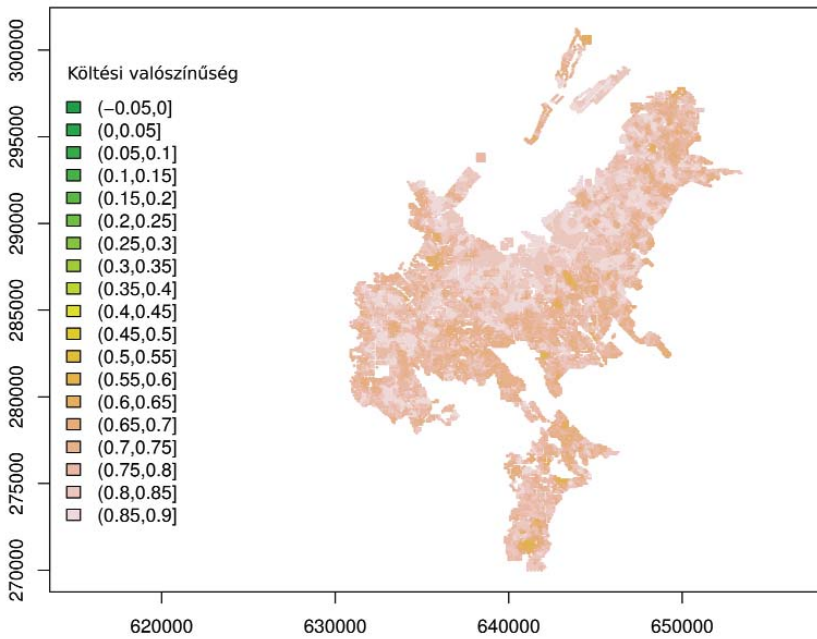
II.124. ábra Tövisszúró gébics



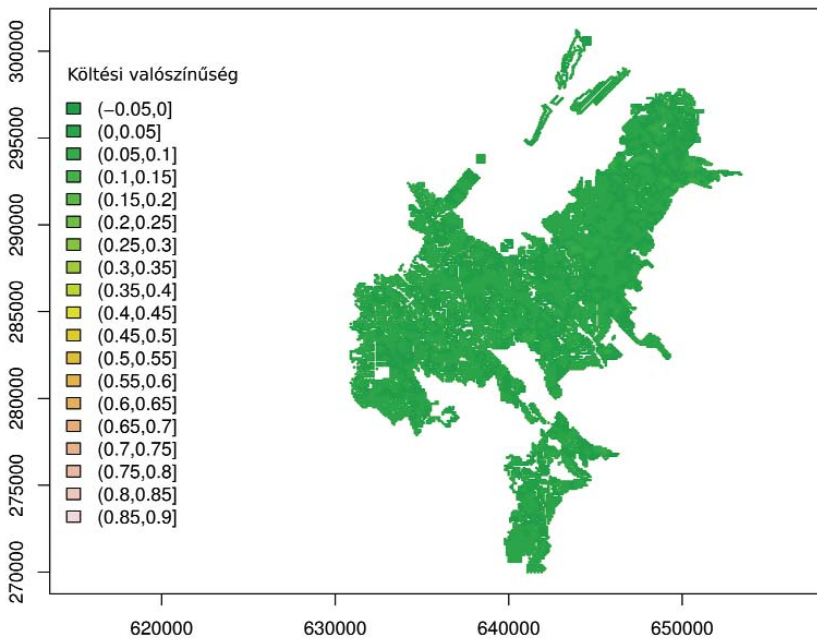
II.125. ábra Szajkó



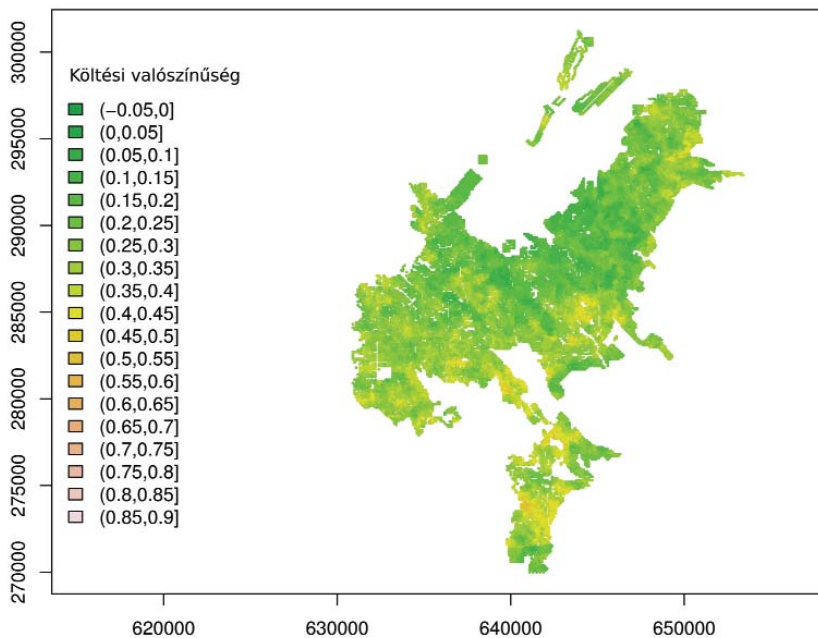
II.126. ábra Seregély



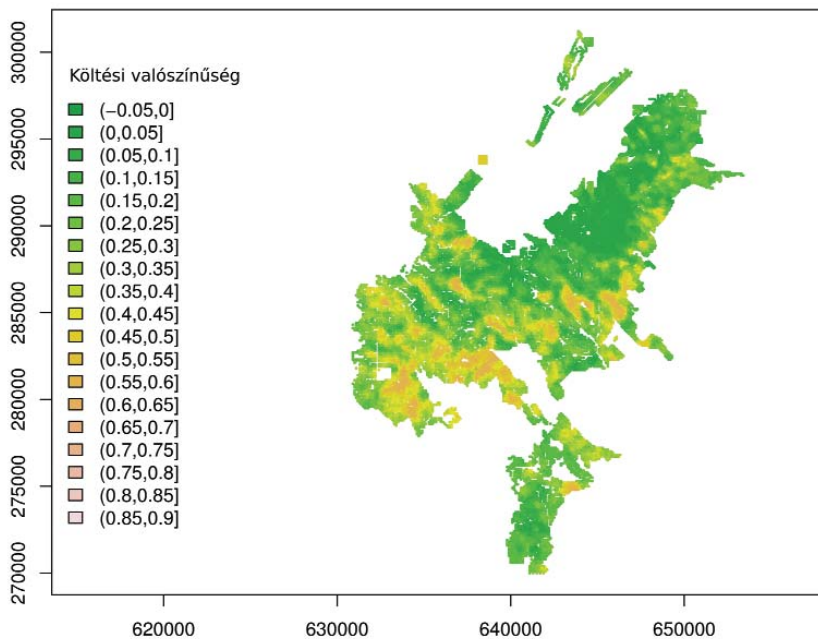
II.127. ábra Erdi pinyt



II.128. ábra Tengelic



II.129. ábra Meggyvágó



II.130. ábra Citromsármány

## HIVATKOZOTT IRODALMAK

- BADDELEY, A. és TURNER, R. (2005). Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns. *Journal of statistical software*, 12(6): 1–42.
- BAKERMANS, M. H., RODEWALD, A. D. és VITZ, A. C. (2012). Influence of forest structure on density and nest success of mature forest birds in managed landscapes, *The Journal of Wildlife Management*, 76(6): 1225–1234.
- BATÁRY, P., FRONCZEK, S., NORMANN, C., SCHERBER, C. és TSCHARNTKE, T. (2014). How do edge effect and tree species diversity change bird diversity and avian nest survival in Germany's largest deciduous forest? *Forest Ecology and Management*, 319: 44–50.
- BÁLDI, A. és CSÖRGŐ, T. (1993): Effect of habitat on the clutch size and egg dimensions of the Great Tit (*Parus major*). *Aquila*, 100: 201–208.
- BELLAMY, P. E., BROWN, N. J., ENOKSSON, B., FIRBANK, L. G., FULLER, R. J., HINSLEY, S. A. és SCHOTMAN, A. G. M. (1998). The influences of habitat, landscape structure and climate on local distribution patterns of the nuthatch (*Sitta europaea* L.). *Oecologia*, 115(1-2): 127–136.
- BIVAND, R., KEITT, T. és ROWLINGSON, B. (2014). rgdal: Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library. R package version 0.8-16. URL <http://CRAN.R-project.org/package=rgdal>. Blackwell, Oxford, UK.
- 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.
- BOULESTEIX, A. L., JANITZA, S., KRUPPA, J. és KÖNIG, I. R. (2012). Overview of random forest methodology and practical guidance with emphasis on computational biology and bioinformatics. Wiley Interdisciplinary Reviews: *Data Mining and Knowledge Discovery*, 2(6): 493–507.
- CODY, M. L. (1981). Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *BioScience*, 31(2): 107–113.
- CODY, M. L. (1985). Habitat selection in the Sylviine warblers of Western Europe and North Africa. *Habitat selection in birds*, 85: 129.
- CRESSWELL, W. (1997). Nest predation rates and nest detectability in different stages of breeding in Blackbirds *Turdus merula*. *Journal of Avian Biology*, 296–302.
- DÉNES J. (1984) Csilpcsalpfüzike: Haraszthy L. (szerk.): Magyarország fészkelő madarai. Natura, Budapest, 194-195.
- FORSMAN, J. T., HJERNQUIST, M. B., TAIPALE, J. és GUSTAFSSON, L. (2008). Competitor density cues for habitat quality facilitating habitat selection and investment decisions. *Behavioral Ecology*, 19(3): 539–545.
- GARCIA, E. F. (1983). An experimental test of competition for space between blackcaps *Sylvia atricapilla* and garden warblers *Sylvia borin* in the breeding season. *The Journal of Animal Ecology*, 795–805.
- GENUER, R., POGGI, J. M. és TULEAU-MALOT, C. (2010). Variable selection using random

- forests. *Pattern Recognition Letters*, 31(14): 2225–2236.
- GENZ, A., BRETZ, F., MIWA, T., MI, X., LEISCH, F., SCHEIPL, F. és HOTHORN, T. (2008). mvtnorm: Multivariate Normal and t Distributions. R package version 0.9-2, URL <http://CRAN.R-project.org/package=mvtnorm>.
- GYÓRY, J. (1964) Adatok a csilp-csalp füzike ökológiájához. *Aquila*, 69-70: 270.
- GYÓRY, J. és REICHART, G. (1966) Madártáplálkozás-vizálgatok jelentősebb erdő- és mezőgazdasági kártevők tömeges megjelenése idején. *Aquila*, 71-72: 67–88.
- HARASZTHY, L. (1984) Fitiszfüzike: Haraszthy L. (szerk.): Magyarország fészkelő madarai. Natura, Budapest, 193.
- HATCHWELL, B. J., CHAMBERLAIN, D. E. és PERRINS, C. M. (1996). The reproductive success of blackbirds *Turdus merula* in relation to habitat structure and choice of nest site. *Ibis*, 138(2): 256–262.
- HIJMANS, R. J. és van ETEN, J. (2014). raster: Geographic data analysis and modeling. R package version, 2, 15.
- HINSLEY, S. A., ROTHERY, P. és BELLAMY, P. E., (1999). Influence of woodland area on breeding success in Great Tits *Parus major* and Blue Tits *Parus caeruleus*. *Journal of Avian Biology*, 271–281.
- HOTHORN, T., HORNIK, K. és ZEILEIS, A. (2011). party: A Laboratory for Recursive Part (y) itioning. R package version 0.9-9999. URL: <http://cran.r-project.org/package=party>.
- HOTHORN, T., LEISCH, F. és ZEILEIS, A. (2008). modeltools: Tools and Classes for Statistical Models.
- JENKINS, C. N., PIMM S. L. és JOPPA L. N. (2013). Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(28): E2602-E2610.
- JOHNSTON, J. C. és HOLBERTON R. L. (2009). Forest management and temporal effects on food abundance for a ground-foraging bird (*Catharus guttatus*), *Forest Ecology and Management*, 258(7): 1516–1527.
- JOKIMÄKI, J. (1999). Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems*, 3(1): 21–34.
- JORDANO, P. (2000). Fruits and frugivory. In M. Fenner (Ed.). *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*, ICAB International Publishing, London, pp. 25–166.
- KALOTÁS, Zs. (2014). Hamvas küllő. Haraszthy L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 637–640.
- KISSLING, W. D., ŞEKERCIOĞLU C. H. és Jetz W. (2012). Bird dietary guild richness across latitudes, environments and biogeographic regions, *Global Ecology and Biogeography*, 21(3): 328–340.
- KARASOV, W. H. (1990). Digestion in birds: chemical and physiological determinants and ecological implications, *Studies in Avian Biology*, 13(39): 1–4.
- KIRBY, J. S., STATTERSFIELD, A.J. BUTCHART, S. H. M., EVANS, M. I., GRIMMETT, R. F. A. és mtsi (2008). Key conservation issues for migratory land- and waterbird species on the world's major flyways, *Bird Conservation International*, 18: S49–S73.



- KOSINSKI, Z. és WINIECKI, A. (2004). Nest-site selection and niche partitioning among the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* and Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in riverine forest of Central Europe. *Ornis Fennica*, 81(4): 145–156.
- KÖNIG, I. R., MALLEY, J. D., PAJEVIC, S., WEIMAR, C., DIENER, H. C. és ZIEGLER A. (2008). Patient-centered yes/no prognosis using learning machines. *International Journal of Data Mining and Bioinformatics*, 2(4): 289–341.
- KROLL, A. J., DUKE, S. D., HANE, M. E. JOHNSON, J. R., ROCHELLE, M. és mtsi. (2012). Landscape composition influences avian colonization of experimentally created snags, *Biological Conservation*, 152: 145–151.
- LEGÁNY, A. (1971). Nemesnyarasok (*Populeto cultum*) ornitológiai problémái. *Aquila*, 76-77: 65–72.
- LEGÁNY, A. (1977). Egy modellként választott erdő madáregyüttesének kutatási eredményei. *Állattani Közlemények*, 64: 155–125.
- LEGÁNY, A. (1984a): Erdei pinty: Haraszthy L. (szerk.): Magyarország fészkelő madarai. Natura, Budapest, pp. 222–223.
- LEGÁNY, A. (1984b). Citromsármány: Haraszthy L. (szerk.): Magyarország fészkelő madarai. Natura, Budapest, pp. 223–224.
- LEGÁNY, A. (2000a). Erdei pinty. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 365 pp.
- LEGÁNY, A. (2000b). Citromsármány. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 381–382.
- LEWIN-KOH, N. J., BIVAND, R., DRAY, S., FORREST, D., GIRAUDOUX, P., GOLICHER, D., RUBIO, V. G., HAUSMANN, P., JAGGER, T., LUQUE, S. P. és SHORT, T. (2007). The maptools package.
- LIAW, A. és WIENER, M. (2002). Classification and regression by randomForest. *R news*, 2(3): 18–22.
- LOHMAN, D. J., INGRAM, K. K., PRAWIRADILAGA, D. M., WINKER, K., SHELDON, F. H. és mtsi (2010). Cryptic genetic diversity in “widespread” Southeast Asian bird species suggests that Philippine avian endemism is gravely underestimated, *Biological Conservation*, 143(8): 1885–1890.
- LÓPEZ-CALLEJA, M. V. és BOZINOVIC F. (1999). Feeding behavior and assimilation efficiency of the Rufous-tailed Plantcutter: a small avian herbivore, *Condor*, 101: 705–710.
- LUDVIG, É. (1993): Szezonális mintázatok, adaptációs mechanizmusok egy városi feketeterigó populáció költésbiológiájában. Kandidátusi értekezés, MTA, Budapest.
- MACARTHUR, R., RECHER H. és CODY M. (1966). On the relation between habitat selection and species diversity, *American Naturalist*, 100, 320–332.
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Nomenclator Bizottság [=MME NB] (2008). *Magyarország Madarainak Névjegyzéke*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2016a). Magyarország madarai: Fehérhátú fakopáncs. [www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-denleu](http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-denleu) Letöltés dátuma: 2016-10-06.

- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2016b). Magyarország madarai: Közép fakopáncs. [www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-denmed](http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-denmed)  
Letöltés dátuma: 2016-10-06
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2016c). Magyarország madarai: Fekete harkály. [www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-drymar](http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-drymar)  
Letöltés dátuma: 2016-10-06.
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2016d). Magyarország madarai: Örvös légykapó. [www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-ficalb](http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-ficalb)  
Letöltés dátuma: 2016-10-06
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2016e). Magyarország madarai: Kis légykapó. [www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-ficpar](http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-ficpar)  
Letöltés dátuma: 2016-10-06.
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2016f). Magyarország madarai: Tövisszúró gébics. [www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-lancelo](http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-lancelo)  
Letöltés dátuma: 2016-10-06
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2016g). Magyarország madarai: Hamvas küllő. [www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-piccan](http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-piccan)  
Letöltés dátuma: 2016-10-06.
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2016h). Magyarország madarai: Barátposzáta. [www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-sylatr](http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-sylatr)  
Letöltés dátuma: 2016-10-06.
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (2016i). Magyarország madarai: Citromsármány. [www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-embcit](http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-embcit)  
Letöltés dátuma: 2016-10-06.
- MARTIN, T. E. (1987). Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective, *Annual review of ecology and systematics*, 18: 453–487.
- MATTHYSEN, E., (1990). Behavioral and ecological correlates of territory quality in the Eurasian Nuthatch (*Sitta europaea*). *The Auk*, 86–95.
- MATTHYSEN, E. és CURRIE, D. (1996). Habitat fragmentation reduces disperser success in juvenile nuthatches *Sitta europaea*: evidence from patterns of territory establishment. *Ecography*, 19(1): 67–72.
- MCCAULEY, D. J. (2006). "Selling out on nature." *Nature*, 443(7107): 27–28.
- MOORE, F. és KERLINGER P. (1987). Stopover and fat deposition by North American wood-warblers (Parulinae) following spring migration over the Gulf of Mexico, *Oecologia*, 74(1): 47–54.
- MORRIS, A. J., WHITTINGHAM, M. J., BRADBURY, R. B., WILSON, J. D., KYRKOS, A., BUCKINGHAM, D. L. és EVANS, A. D. (2001). Foraging habitat selection by yellowhammers (*Emberiza citrinella*) nesting in agriculturally contrasting regions in lowland England. *Biological Conservation*, 101(2): 197–210.
- NAISH, D. (2014). The fossil record of bird behaviour, *Journal of Zoology*, 292(4): 268–280.
- NEWTON, I. (1994). The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds—a review, *Biological Conservation*, 70(3): 265–276.
- NEWTON, I. (2003). *Speciation and Biogeography of Birds*, Academic Press.



- NILSSON, S. G. (1984). The evolution of nest-site selection among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica*, 167–175.
- NILSSON, S. G. (1986). Evolution of hole-nesting in birds: on balancing selection pressures. *The Auk*, 103(2): 432–435.
- NOUR, N., CURRIE, D., MATTHYSEN, E., VAN DAMME, R. és DHONDT, A. A. (1998). Effects of habitat fragmentation on provisioning rates, diet and breeding success in two species of tit (great tit and blue tit). *Oecologia*, 114(4): 522–530.
- ÓNODI, G. és CSÖRGŐ, T. (2014). Habitat preference of Great-spotted Woodpecker (*Dendrocopos major* Linnaeus, 1758) and Lesser-spotted Woodpecker (*Dendrocopos minor* Linnaeus, 1758) in the presence of invasive plant species—preliminary study. *Ornis Hungarica*, 22(2): 50–64.
- POULIN, B., LEFEBVRE G. és MCNEIL R. (1994). Diets of landbirds from northeastern Venezuela, *Condor*, 96: 354–367.
- PETTY, S., PATTERSON, I., ANDERSON, D., LITTLE B. és DAVISON M. (1995). Numbers, breeding performance, and diet of the sparrowhawk *Accipiter nisus* and merlin *Falco columbarius* in relation to cone crops and seed-eating finches, *Forest Ecology and Management*, 79(1): 133–146.
- QUILODRÁN, C. S., ESTADES, C. F. és VÁSQUEZ, R. A. (2014). Conspecific effect on habitat selection of a territorial cavity-nesting bird. *The Wilson Journal of Ornithology*, 126(3): 534–543.
- R CORE TEAM, (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput.
- RIDDINGTON, R. és GOSLER, A. G., (1995). Differences in reproductive success and parental qualities between habitats in the Great Tit *Parus major*. *Ibis*, 137(3): 371–378.
- RÉKÁSI, J. (2000). Fácán. Haraszthy L. (szerk.): *Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest*, 110 pp.
- SEAVY, N. E. (2006). Physiological correlates of habitat association in East African sunbirds (Nectariniidae), *Journal of Zoology*, 270(2): 290–297.
- SERENO, P. C. és CHENGGANG R. (1992). Early evolution of avian flight and perching: new evidence from the lower cretaceous of China. *Science*, 255(5046), 845–848.
- ŞEKERCIOĞLU , Ç. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function, *Trends in Ecology and Evolution*, 21(8): 464–471.
- ŞEKERCIOĞLU , C. H., Daily G. C. és Ehrlich P. R. (2004). Ecosystem consequences of bird declines, *Proc Natl Acad Sci USA*, 101(52): 18042–18047.
- SMITH, K. W., (2005). Has the reduction in nest-site competition from Starlings *Sturnus vulgaris* been a factor in the recent increase of Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* numbers in Britain? *Bird Study*, 52(3): 307–313.
- SCHMIDT, E. (1984). Barátposzáta. Haraszthy L. (szerk.): *Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest*, pp. 188–189.
- SCHMIDT, E. (2000a): Macskabagoly. Haraszthy L. (szerk.): *Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest*, 219 pp.
- SCHMIDT, E. (2000b): Fülemlé. Haraszthy L. (szerk.): *Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest*, 275 pp.

- SCHMIDT, E. (2000c): Léprigó. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 294–295.
- SCHMIDT, E. (2000d): Kis poszáta. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 311–312.
- SCHMIDT, E. (2000e). Barátposzáta. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 314–315.
- SCHMIDT, E. (2000f). Sárgarigó. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 342–343.
- SODHI, N. S., SEKERCIOGLU, C. H., BARLOW, J. és ROBINSON, S. K. (2011). Conservation of tropical birds. John Wiley & Sons.
- STEWART, G. B., COLES, C. F. és PULLIN, A. S. (2005). Applying evidence-based practice in conservation management: lessons from the first systematic review and dissemination projects. *Biological Conservation*, 126(2): 270–278.
- STOATE, C., MOREBY, S. J. és SZCZUR, J. (1998). Breeding ecology of farmland Yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Bird Study*, 45(1): 109–121.
- SVANCARA, L. K., SCOTT, M., GROVES, C. R., NOSS, R. F. és PRESSEY, R. L. (2005). Policy-driven versus evidence-based conservation: a review of political targets and biological needs. *BioScience*, 55(11): 989–995.
- SZEKERES, P. (2014). Fehérhátú fakopáncs. Haraszthy L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 641–644.
- TÓTH, L., TÖRÖK, J. és SASVÁRI, L. (1988): Density and breeding success of three hole nesting bird species. *Abstracta Botanica*, 12: 25–37.
- TÓTH, L. (1993). Három odúköltő énekesmadárfaj populációinak kompetitív kölcsönhatásai. Kandidátusi értekezés, MTA, Budapest.
- TÖRÖK, J. (1984a). Feketerigó. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország fészkelő madarai. Natura, Budapest, pp. 165–166.
- TÖRÖK, J. (1984b). Örvös légykapó. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország fészkelő madarai. Natura, Budapest, pp. 201–203.
- TÖRÖK, J. (1984c). Kék cinege. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország fészkelő madarai. Natura, Budapest, pp. 149–150.
- TÖRÖK, J. (1984d). Széncinege. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország fészkelő madarai. Natura, Budapest, pp. 149–150.
- TÖRÖK, J. (1984e). Csuszka. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország fészkelő madarai. Natura, Budapest, 158 pp.
- TÖRÖK, J. és TÓTH, L. (1990). Costs and Benefits of Reproduction of the Collared Flycatcher, *Ficedula albicollis*. In *Population Biology of Passerine Birds*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 307–319.
- TÖRÖK, J. (1993). The predator size hypothesis in three assemblages of forest birds. *Oecologia*, 95: 474–478.
- TÖRÖK, J. (2000a). Örvös légykapó. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 325–327.
- TÖRÖK, J. (2000b): Nyaktekercs. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 236 pp.

- TÖRÖK, J. (2000c). Nagy fakopáncs. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 240–241.
- TÖRÖK, J. (2000d). Közép fakopáncs. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 242–243.
- TÖRÖK, J. (2000e). Kis fakopáncs. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 235–236.
- TÖRÖK, J. (2000f). Feketerigó. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 388–389.
- TÖRÖK, J. (2000g). Énekes rigó. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 292–293.
- TÖRÖK, J. (2000h). Kék cinege. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 334–335.
- TÖRÖK, J. (2000i). Széncinege. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 336–337.
- TÖRÖK, J. (2000j). Csuszka. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 337–338.
- TÖRÖK, J. (2000k). Szajkó. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 349–350.
- TREMBLAY, I., THOMAS, D. W., LAMBRECHTS, M. M., BLONDEL, J. és PERRET, P. (2003). Variation in Blue Tit breeding performance across gradients in habitat richness. *Ecology*, 84(11): 3033–3043.
- TRYJANOWSKI, P. (2000). Changes in breeding populations of some farmland birds in W Poland in relation to changes in crop structure, weather conditions and number of predators. *Folia Zoologica*, 49(4): 305–315.
- VARGA, F. (2000a). Kakukk. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 209–210.
- VARGA, F. (2000b). Hamvas küllő. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 238 pp.
- VARGA, F. (2000c). Zöld küllő. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 238–239.
- VARGA, F. (2000d). Fekete harkály. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 239 pp.
- VARGA, F. (2000e). Sisegő füzike. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 318 pp.
- VARGA, F. (2000f). Csilpcsalpfüzike. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 319–320.
- VARGA, F. (2000g). Fitiszfüzike. Haraszthy L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 320–322.
- WALANKIEWICZ, W., CZESZCZEWIK, D. és MITRUS, C. (2007). Natural nest sites of the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* in lime-hornbeam-oak stands of a primeval forest. *Ornis Fennica*, 84(4): 155.

- WHITTINGHAM, M. J., BRADBURY, R. B., WILSON, J. D., MORRIS, A. J., PERKINS, A. J. és SIRIWARDENA, G. M. (2001). Chaffinch *Fringilla coelebs* foraging patterns, nestling survival and territory distribution on lowland farmland. *Bird Study*, 48(3): 257–270.
- WHITTINGHAM, M. J., SWETNAM, R. D., WILSON, J. D., CHAMBERLAIN, D. E. és FRECKLETON, R. P. (2005). Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales: implications for conservation management. *Journal of applied ecology*, 42(2): 270–280.
- WILDI, O. (2016). Why mean indicator values are not biased. *Journal of Vegetation Science*, 27(1): 40–49.
- WEIDINGER, K. 2000. The breeding performance of blackcap *Sylvia atricapilla* in two types of forest habitat. *Ardea*, 88(2): 225–233.
- WESOŁOWSKI, T. és ROWIŃSKI, P. (2004). Breeding behaviour of Nuthatch *Sitta europaea* in relation to natural hole attributes in a primeval forest. *Bird Study*, 51(2):143–155.
- Wesołowski, T., Czeszczewik, D., Hebda, G., Maziarz, M., Mitrus, C. és ROWIŃSKI, P. (2015). 40 years of breeding bird community dynamics in a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). *Acta Ornithologica*, 50(1): 95–120.
- WOLF, B. O. és WALSBERG G. E. (1996). Thermal effects of radiation and wind on a small bird and implications for microsite selection, *Ecology*, 77, 2228–2236.
- WOLF, B. O., WOODEN K. M. és WALSBERG G. E. (1996). The use of thermal refugia by two small desert birds. *Condor*, 98: 424–427.
- ZEILEIS, A. és GROTHENDIECK, G. (2005). zoo: S3 infrastructure for regular and irregular time series. arXiv preprint math/0505527.
- ZEILEIS, A., LEISCH, F., HORNIK, K. és KLEIBER, C. (2001). strucchange. An R package for testing for structural change in linear regression models.
- ZELENÝ, D. és SCHAFFERS, A. P. (2012). Too good to be true: pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science*, 23(3): 419–431.

### III. SZAPROXILOFÁG BOGARAK ELTERJEDÉSÉNEK MODELLEZÉSE A BÖRZSÖNY ERDŐÁLLAPOT VÁLTOZÓINAK FÜGGVÉNYÉBEN

TÓTH JÁNOS PÁL<sup>1</sup>, VÉGVÁRI ZSOLT<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék,  
MTA-DE Lendület Viselkedéskökológiai Kutatócsoport*

<sup>2</sup> *Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság – Debreceni Egyetem,  
Természetvédelmi Zoológiai Kihelyezett Tanszék*

#### BEVEZETÉS

Az erdei életközösségek lényeges csoportját a szaproxilofág rovarok alkotják, melyeknek erdő-ökológiai szerepe elsősorban a holtfa lebontásában jelentős. A xilofág fajok jelentőségét és a faanyag lebontásának fázisait MERKL (2016) foglalta össze a hazai és a nemzetközi irodalom áttekintésével.

Európai skálán az erdei fajok mintegy egyötöde szaproxilofág, s ezeknek egyik legjelentősebb csoportját a bogarak alkotják. Ezen csoport tagjainak előfordulási valószínűségét fafajtól függetlenül elsősorban a holtfa előfordulása, illetve annak lebomlási fázisai határozzák meg (SPEIGHT 1989). A kolonizációs szakaszban az elsődleges szaproxilofág fajok jelennek meg, melyek a még gombamentes fát fogyasztják. Ide olyan fajok tartoznak, melyek a kéreg és kemény faanyag átrágására képes szájszervekkel rendelkeznek, illetve ellenállóak a fában még aktív védekező vegyületekkel szemben. Ennek megfelelően ennek a csoportnak a jelentős részét bogarak alkotják. A hazánkban előforduló mintegy 6 300 bogárfajnak megközelítőleg 15%-a szaproxilofág, ez erdőkre vetítve viszont eléri a 30%-ot. A bogarakon belül a cincérfélék (*Cerambycidae*) és díszbogárfélék (*Bupresidae*) között fordul elő legnagyobb gyakorisággal a szaproxilofág életforma, de a szúformák (*Scolytinae*) közül is jelentős mennyiségű faj folytat ilyen életmódot. Tekintélyes fajszámmal képviseltetik magukat a hártýásszárnyúak is, de ezek csak a dekompozíciós fázisban aktívak, és biomasszájukat tekintve jelentősen alulmúlják a bogarak szerepét. Ebbe a csoportba főként farontólepkek (*Cossidae*), szitkárfélek (*Sesiidae*) és fadarázsfélék (*Siricidae*) tartoznak.

A következő, dekompozíciós szakaszban a szaproxilofág faunában feldúlnak a másodlagos szaproxilofágok, melyek az elsődleges szaproxilofágok termékeivel táplálkoznak. Ide tartoznak a kérdéses fajcsoport ragadozói és a lignikol gombák fogyasztói is. Ezen fauna tagjai jóval nagyobb taxonómiai spektrumot reprezentálnak. Köztük találhatóak a gyászbogárfélék (*Tenebrionidae*), a taplószerűfélék (*Ciidae*), az álszerűfélék (*Ptinidae*), a tarbogárfélék (*Erotylidae*), a pattanóbogárfélék (*Elateridae*), a tövisnyakúbogárfélék (*Eucnemidae*), a szarvasbogárfélék (*Lucanidae*) és a ganéjtúrófélék (*Scarabaeidae*).

A szaproxilofág fauna összetétele erős kapcsolatokat mutat a holtfa minőségével, melyeket elsősorban a fafaj, a fa átmérője, víztartalma, kitettsége a Napnak, a lebomlás fázisa, illetve a fabontó gombák összetétele határoz meg (HIBBERT 2010). Így fontos tényezők a faegyed zárwatermő vagy nyitwatermő volta, a gazdaspecifikus gombák jelenléte, a taplófajok és termőtestjeik száma, illetve a törzsátmérő kisebb vagy nagyobb volta.

A harmadik, humifikációs szakaszban, melyben már nem áll rendelkezésre faanyag, eltűnnek az elsődleges szaproxilofágok és lecsökken a másodlagos szaproxilofágok állománysűrűsége is, már csak a harmadlagos szaproxilofágként definiált baktériumok és mikroszkopikus gombák vannak túlsúlyban.

A holtfában élő faunát leggyakrabban a holtfa típusai alapján lehet jellemezni, az alábbiak szerint.

1. A meggyengült védekezőképességű élő fákon gombafertőzések után szűk tudnak megtelepedni, ami a fa pusztulásához vezet. Egyes cincérfajok élő fákra petéznek, más cincérek pedig eleven, vékony ágakban élnek, illetve sérült, idős fatörzsek tövénél telepednek meg. Egyes díszbogárfajok pedig az eleven, idős fák kérge alatt, vagy ágaiban élnek.
2. A szaproxilofág bogarak jelentős része elhalt törzsekben és vastag ágakban él, amelyeknek kérge még kézzel nem fejthető le. Ezen fajok (közéjük tartozik a szűk többsége, illetve a cincérek és a díszbogarak) aktivitása révén indul el a kolonizációs fázis. Álló törzsekben és kéreg nélküli vastag ágakban él a hazai bükkösök egyik legfontosabb faja, a havasi cincér (*Rosalia alpina*), és ezen élőhelyek faunájában nagytestű díszbogarak és álszerű is megtalálhatók. A kemény, de laza kérgű fekvő holtfában bíborbogarak, a skarlátbogár, héjbogarak, fogasnyakú-lapbogarak, gyászbogarak és porvafélék élnek. A puhára korhadt faanyagban viszont jellemzőek egyes cincérfajok, rágványbogarak, komorkák, szarvasbogarak, illetve pattanóbogárfajok és virágbogarak élnek.
3. Az elhalt, közepesen vastag és vékony ágak szaproxilofág faunáját a díszbogarak, vércincérek, dízcincérek, darázscincérek, virágcincérek, álszerű,

- virágdíszbogarak, karcsúdíszbogarak, csuklyásszúk és szúfarkasok jellemzik.
4. Tükkörfoltokban és odvakban elsősorban cincérek, álszúk, pattanóbogarak, virágcincérek, virágbogarak, a remetebogár és ormányosok élnek.
  5. A tuskók és gyökerek szaproxilofág faunáját a nagy szarvasbogár, cincérek, orrszarvúbogár, gombabogarak, taplóbogarak, taplószúk jellemzik.

Vizsgálatainkban a Börzsönyi erdőkben végzett felmérések adatai alapján azt vizsgáltuk, hogy az erdei életközösségek két fontos csoportjának, az erdei madarak és a faállományhoz kötődő szaproxilofág bogarak előfordulását milyen háttérváltozók határozzák meg. Az elemzésekben olyan háttérváltozókat szerepeltettünk, melyek potenciálisan lefedik a két élőlénycsoport szempontjából jelentősnek feltételezett tényezők halmazát. Ennek megfelelően elemeztük az erdők fafaj-összetételét, a faállomány méret (átmérő és magasság) szerinti eloszlását, illetve a cserje- és gyepszint tömegességi viszonyait.

A kiválasztott élőlénycsoportoknál célunk volt feltárni a legfontosabb háttérváltozókat, melyek segítségével prediktálni tudjuk a vizsgált fajok jelenlegi elterjedését a Börzsönyben. Ez hozzájárulhat a regionális skálájú erdőtervezés természetvédelmi szempontjainak megfogalmazásához.

A faj elterjedési modellek a megfigyelési pontok és ezek környezeti paraméterei, illetve térbeli jellemzői közti kapcsolatot keresik (FRANKLIN és MILLER 2009, ELITH és mtsai 2011), amit széles körben használnak biogeográfiai, konzervációs és ökológiai vizsgálatokban (ELITH és LEATHWICK 2009). A rendelkezésre álló módszertani megközelítések között a leglényegesebb eltérést az elemzés során használt adatok típusa adja. A szisztematikusan gyűjtött adatok esetében, ahol minden ponton ismert a fajok jelenléte/hiánya, illetve abundanciája, elérhetőek az általánosított lineáris vagy additív modellek, regressziós fák halmazai, véletlen erdők (random forest) vagy regressziós fák.

Az adatok másik típusát a csak jelenlétadatok alkotják, amelyek nem szisztematikus felmérés eredményeképpen jöttek létre. Tipikusan ilyen adatsorok a múzeumban található példányok előfordulási jegyzékei vagy a nemzeti parkok adatbázisában található előfordulási adatok. Az ilyen típusú információk elemzésére számos elterjedési modellezési eljárást dolgoztak ki (PHILLIPS és mtsai 2006; PHILLIPS és DUDÍK, 2008).

Mivel vizsgálatunkban a madaras adatok felvétele szisztematikus eredményeket adó protokoll alapján történt, az ezekből képzett jelenlét/hiány adatok elemzésére az egyik legkézenfekvőbb elemzési megközelítést a véletlen erdő szolgáltatja. A szaproxilofág fajokról viszont módszertani nehézségek miatt csak jelenlét-adatok állnak rendelkezésre, így ezeket az adatokat kizárólag a megfelelő programkörnyezetben lehet hatékonyan elemezni, mint amilyen a MaxEnt.



### III.1 MÓDSZERTAN

#### III.1.1 Statisztikai elemzések

A MaxEnt a maximális entrópia elvén géptanulós algoritmus segítségével prediktálja a fajok potenciális elterjedését, csak jelenlét adatok és környezeti háttérváltozók felhasználásával (ELITH és mtsai 2011). A MaxEnt prediktáló képessége a jelenleg alkalmazott eljárások közül az egyik legkompetitívebb (ELITH és mtsai 2006). A program 2004-es elérhetősége óta, nagy számban alkalmazták különböző fajok elterjedésének modellezésére. A megjelent publikációkban számos célra használták a MaxEnt-et: fajok előfordulásainak korreláltsága, jelenlegi elterjedések feltérképezése, jövőbeli klimatikus viszonyokra való projekciója számos ökológiai, evolúciós, konzervációs és biobiztonsági alkalmazásban. Kormányzati és civil szervezetek szintén adoptálták a MaxEntet biodiverzitási mintázatok nagy térbeli skálákon működő, valós alkalmazásaihoz, mint például a Point Reyes Bird Observatory online alkalmazás ([www.prbo.org](http://www.prbo.org)) és az Atlas of Living Australia ([www.ala.org.au](http://www.ala.org.au)).

Az egyes háttérváltozók fontosságának becsléséhez a MaxEnt beépített funkcióját, a jackknife-tesztet használtunk, melynél a háttérváltozókat minden modell futásánál egyesével kizártuk. Ez az algoritmus olyan modelleket épít, melyekben minden háttérváltozó izoláltan szerepel, így becsülhető ezek magyarázó ereje. A környezeti változók fontosságának másik jellemző, független mértékét az úgynevezett permutációs fontossági érték adja, melyet a végső MaxEnt modell szolgáltatja. Minden háttérváltozó magyarázó mértékét úgy számítottuk ki, hogy a változó értékét véletlen módon permutáltuk mind a jelenlét-, mind pedig a háttérből vett képzési pontokon, majd pedig kiszámítottuk a képzési pontok által adott görbe alatti terület csökkenését (AUC). Az AUC nagyobb mértékű csökkenése azt jelzi, hogy a modell függ az adott változótól (PHILLIPS 2011). Minden elterjedési modell diszkriminációs erejét a hozzá tartozó AUC-értékkel jellemeztük, ami a jelenlét és a háttérpontok elkülöníthetőségének megbízhatóságát jellemzi. Az AUC 0,0 és 1,0 között vehet fel értékeket, ahol 1,0 a tökéletes predikációs képességet, 0,5 pedig olyan modellt jelez, melynek predikációs ereje nem tér el a véletlenszerűtől (FIELDING és BELL 1997, FRANKLIN és MILLER 2009).

A MaxEnt modellek eredményként logaritmikusan skálázott értékek mutatják, hogy az adott faj számára mennyire alkalmas az adott pont. Az olyan környezeti körülmények, ahol az előfordulási pontok mindössze 10% esik, marginális alkalmasságnak tekintendő és a jelenlét-küszöbértékként szolgálhat. Ezt a küszöbértéket használva jelenítjük meg a fajok elterjedési térképeit amelyek akár raszter, akár shape fájl formátumban is exportálhatók.



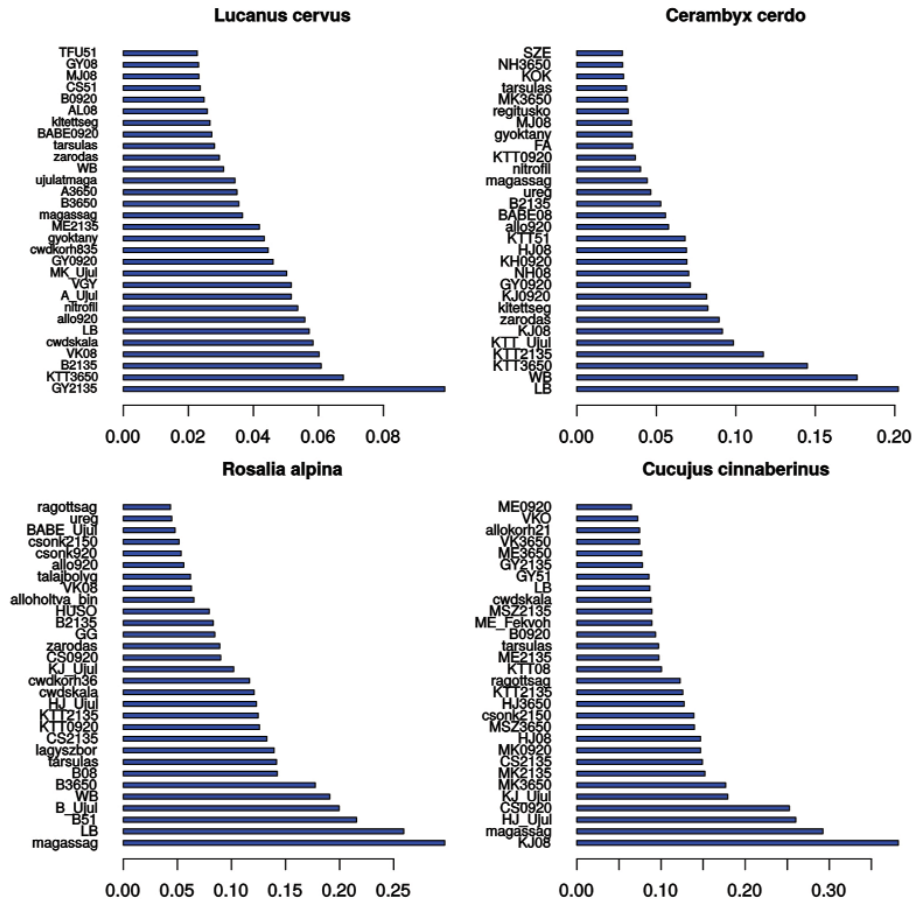
A Börzsönyben elvégzett erdőfelmérés igen nagyszámú változó rögzítésével járt. Teljesen nyilvánvaló, hogy az összességében 902 változó együttes használata a statisztikai elemzéseknél nem célravezető. A változók redukciójának több módja is lehetséges. Az általunk használt eljárás során a változó szelekció első körében kizártuk azokat a változókat, amelyek önmagukban egyáltalában nem magyarázták a vizsgált négy bogárfaj elterjedését. Ezt a MaxEnt jackknife teszt segítségével végeztük el. Természetesen ezt az analízist bogárfajonként kellett elvégezni, hiszen a fajok eltérő ökológiai igényének megfelelően egészen más változó-kompozíciót kaptunk az egyes fajokra. Ez a fajta szelekció igen hatékonyan bizonyult, hiszen fajonként kb. 100 változóra redukálta a teljes halmazt. A későbbiekben ezeken a redukált változó halmazokon végeztük el a további szűréseket, kétféle módon. Az automatizált módszernél a 10 önmagában legjobban magyarázó változó alapján készítettük el a modellt. Ennek alternatívája volt, hogy az önmagában legjobban magyarázó 30 változó közül a fajokról rendelkezésünkre álló ismeretekre alapozva manuálisan válogattuk ki a leginkább relevánsnak tűnő változókat (1. ábra). Az utóbbi logikájához szorosan kötődik az új változók létrehozása is, mint pl. az őshonos tölgyfajok összevonása vagy a magassági értékek alapján számított kitettség-fedvény használata.

A fajok közül a bogárfajok szempontjából legrelevánsabb genuszokból csináltunk egy-egy összevont változót: *Quercus*, *Fraxinus*, *Salix*, *Acer*, *Populus*.

A fajokból ordináció segítségével (redundancia-analízis) megpróbáltuk redukálni a változók számát. Az első tengely mentén a fajok gyakorlatilag egy hőmérsékleti gradiens mentén helyezkednek el, ahol az egyik véglet a szubmediterrán *Quercus pubescens*, a másik pedig a hűvös klímára jellemző *Abies alba*. Bár ez a tengely csak csekély mértékű varianciát magyaráz, mégis hasznos változónak tűnik a fajösszetétel jellemzésére.

Az adott mintavételi pontra jellemző vagy éppen domináns lágyszárú felmérési adataiból kiszámítottuk a mintavételi pontra jellemző ökológiai indikátor értékeket. Minden növényfajoz hozzárendeltük a bogarak szempontjából relevánsnak tűnő TB- (relatív hőigény), WB- (relatív talajvíz, illetve talajnedvesség), és LB-értékeket (relatív fényigény) (BORHIDI 1995). Végül ezeken a kilenc fokú skálákon meghatározott értékek átlagával számoltunk. Ezen értékek átlagolása általánosan elterjedt módszer a növényökológiában. A témában különösen érdekes az elmúlt években végzett tesztek eredményének diszkussziója a *Journal of Vegetation Science*-ben: WILDI (2016), ZELÉNY és SCHAFFERS (2012).

A szaproxilofág bogárelőfordulási adatok elemzését a MaxEnt 3.3.3k (PHILLIPS és mtsai 2006) szoftverrel végeztük, R környezetben a „dismo” csomag segítségével (HIJMANS és ELITH 2016). Az új változók létrehozásához és az eredmények megjelenítéséhez a QGIS-t és R számítási környezetet használtuk.



1. ábra: A Jackknife teszt eredménye. A fajok elterjedését önmagukban legjobban magyarázó változók (a harminc legjobb). Az x tengelyeken a „training gain” értékei láthatóak. Minél nagyobb ez az érték a változó önmagában annál jobban képes magyarázni a faj előfordulását.

### III.1.2 Vizsgált szaproxilofág bogárfajok

A Börzsöny felmérése során a xilofág életmódot folytató bogarak közül összesen hat Natura 2000 jelölő fajt sikerült kimutatnia egy meglehetősen tapasztaltnak számító koleopterológus csapatnak. A talált fajok közül 4-nek volt annyi előfordulási adata, amely lehetővé tette az elterjedés modellezését: a közösségi jelentőségű nagy szarvasbogár, a nagy hőscincér és a skarlátbogár, illetve a kiemelt közösségi jelentőségű havasi cincér. Sajnos a bogárfajok jelenlét pontjainak

nagyjából a fele a Börzsöny olyan területeire esik, amelyen (még) nem történt meg az erdőállapot -felmérés, így ezek az elemzés szempontjából elvesznek. A jelenlét pontok sajátsága, hogy nem szisztematikus felmérés eredményei. A felmérők célja az volt, hogy a lehető legtöbb helyről mutassanak ki a Natura 2000 terület jelölő bogárfajokat, így olyan élőhelyeket kerestek fel, ahol előzetes tapasztalataik alapján remélték valamely faj előfordulását. Mindezekből következik, hogy az adatokat csak jelenlét pontokként lehet kezelni, és statisztikai elemzésük csak olyan módszerrel lehetséges, amely a számítások elvégzéséhez bemeneti adatként csak jelenlét adatokat kíván (természetesen a környezeti változók mellett).

A fajok életmenetét és általános elterjedését HEGYESSY és MERKL (2014a, 2014b), illetve MERKL részletezi (2014a, 2014b), ebből az elemzés számára legfontosabb életmenetbeli sajátosságokat emeljük ki.

#### **Nagy szarvasbogár** (*Lucanus cervus*)

Elsősorban tölgyesekben fordul elő, de más típusú élőhelyeken is találkozhatunk vele, mint pl. gyümölcsösök, parkok, fás legelők. A faj elsősorban tölgyekhez kötődik, de bebizonyosodott, hogy a lárvája más fafajokban is képes kifejlődni, mint pl. *Fagus*, *Prunus*, *Castanea*, *Salix*. A nőstény sikeres pázás után két héttel beássa magát a földbe, ahol elhalt faanyag mellé helyezi petéit. Az általában öt évig fejlődő lárvák számára földbe ágyazott fatörzs, tuskók vagy még élő fa elhalt gyökerei szolgálhatnak táplálékkul. A fiatal lárvák eleinte a talajban található szerves anyagokkal táplálkoznak, később térnek át a faanyag fogyasztására. Bábózás előtt elhagyják a faanyagot, és a talajban készítik el a bábbölcsőt. Az imágók még a bábózás évében kikelnek, a kokont azonban csak áttelelés után, a következő évben hagyják el. Rádiótelemetriás vizsgálatok alapján a két nem diszperziós képessége erősen különbözik. A hímek kikelési helyüktől több mint 2 km-re is elmozoghatnak, ez a távolság azonban a nőstények esetében 1 km-nél kevesebbnek adódott (RINK és SINSCH 2007).

#### **Nagy hőscincér** (*Cerambyx cerdo*)

Szinte minden olyan élőhelyen előfordul, ahol őshonos tölgyfajok találhatóak. A nagy hőscincér lárvája idős, még élő, de sérült tölgyekhez kötődik. A tölgy mellett néhány esetben szelídgesztenye, illetve vörös tölgy is lehet a tápnövénye. Melegkedvelő faj, lárvái általában a törzsek vagy ágak napsütötte oldalán találhatóak. A lárvák mérete miatt 8–10 cm-es törzsátmérőtől kezdődik az a tartomány, amelyben már képesek kifejlődni. A nőstény egyesével helyezi el petéit a fatörzs valamilyen oknál fogva sérült kérgű részeire. A lárvák kedvező körülmények között három évig fejlődnek, ez azonban szuboptimális feltételek mellett öt évig is

húzódhat. A lárvák a táplálékul szolgáló fában bábozódnak be. A bábok már ősszel kikelnek, de az imágók csak következő év május-júniusában rágják ki magukat.

Nem ismerünk sem rádiotelemetriás, sem jelzés-visszafogás vizsgálatot, amelynek alapján a faj diszperziós képessége becsülhető lenne. Az imágók viszonylag rövid életűek, és elsősorban alkonyat után repülnek, ezért azt feltételezik, hogy csak kis távolságokra mozognak el (BUSE és mtsai 2008).

### **Havasi cincér** (*Rosalia alpina*)

A bükkösök jellemző bogara. Lárvája leggyakrabban a bükkben fejlődik, de a gyertyán, a mezei juhar, a hegyi juhar, a korai juhar, a magas kőris, a magyar kőris és a hársfajok is számításba jönnek tápnövény gyanánt. A hímek párosodás után egy darabig még a nőténnyel maradnak. Egyes nőténynek frissen letört ágakra vagy megrepedt törzsekre rakják a petéiket, mások pedig a korábban elhalt farész kéreg nélküli repedéseibe. A napsütötte, száraz, kevésbé gombás fákat preferálják. A lárvák 2–4 évig fejlődnek a holt faanyagban, majd május végén a felszínhez közel bebábozódnak. A hímek territoriális viselkedést mutatnak. DRAG és mtsai (2011) jelzés-visszafogás vizsgálata alapján a havasi cincér több mint 1,6 km-re is képes elmozogni.

### **Skarlátbogár** (*Cucujus cinnaberinus*)

Szinte bármilyen fás élőhelyen előfordulhat. A faj lárvája elhalt, laza, de még le nem vált fakéreg alatt fejlődik. Gombafonalakkal átszótt korhadékkal és az elhalt kambiummal táplálkozik, de élő és holt rovarlárvékat is fogyaszt. A lárvák felnevelhetőek csupán állati eredetű táplálékon is, sőt, a csupán növényi anyagokon nevelt egyedek fejlődése jelentősen hosszabb ideig tart. Lárvaként teletnek át, majd következő évben bábkamrát készítenek. Az imágók kizárólag állati eredetű táplálékot fogyasztanak. A kifejlett bogarak április-májusban este repülnek, a hímek a fák kérgén keresik párjukat. A párosodásra a kéreg alatt kerül sor. A nőtények ugyancsak a kéreg alá rakják le petéiket. Diszperziós képességükről nem találtunk információt. Az eddigi tapasztalatok alapján úgy tűnik, hogy az idősebb állományokat kedvelik, amelyek hegyvidéki erdők esetében ötven-, nyarasok esetében legalább harminc évesek. Bár a fajt nagyon sokféle fás társulásban sikerült megtalálni, a leggyakoribb a fűz-nyár ligeterdőkben, illetve olyan élőhelyeken, ahol a nyár egyedek magas számban vannak jelen. MERKL (2014b) szerint ennek az az oka, hogy a nyárfák kérge alatt könnyebben képződik a lárvák számára megfelelő mikrohabitat, illetve ezekben az állományokban gyakrabban hagyják helyben a holtfát.

## III.2 EREDMÉNYEK

### III.2.1 Nagy szarvasbogár (*Lucanus cervus*)

A modellezéshez 84 jelenlétpontot tudtunk felhasználni.

#### *Automatizált modell*

Meglepő módon a gyertyán 21–35 cm-es törzsméretű egyedeinek borítottsága (GY2135) bizonyult a legjobb magyarázó változónak mind a modellben való százalékos részvétele, mind a permutációs fontossága alapján. Ezen változó és az előfordulási valószínűség összefüggése nehezen értelmezhető: a nulla és az egyes kategóriánál a legmagasabb, a kettes kategóriánál a legalacsonyabb, a négyes és ötös kategóriánál pedig közepesen magas a faj előfordulási valószínűsége (2. ábra).

A kocsánytalan tölgy (KTT3650) és a korhadt fák jelenlétének és mennyiségének (cwdskala) szintén komoly részesedése van a modellben, de meglepő módon nem ezek bizonyultak a legjobb magyarázó változónak (3–4. ábra).

A lágyszárú fajok relatív fényigény értékeiből (LB) számított index és a *L. cervus* előfordulási valószínűsége között pozitív kapcsolatot találtunk (5. ábra), ami arra utal hogy a világosabb, napfényesebb élőhelyeken nagyobb a faj előfordulási valószínűsége.

A virágos kőris fiatal állományának nagyobb borítottsága (VK08) és a veresgyűrűs som (VGY) pozitív korrelációt mutat a faj előfordulási valószínűségével (6–7. ábra).

A bükk idősebb egyedeinek borítottsági értékei (B2135) és a kisebb törzsméretű álló holtfa (allo920) hiányában vagy kis egyedszáma mellett volt maximális a faj előfordulási valószínűsége (8–9. ábra).

Nehezen értelmezhető, hogy miért mutat pozitív összefüggést a fiatal akác jelenléte (A\_Ujul) és a nagy szarvasbogár jelenléte (10. ábra), különösen annak tükrében, hogy a nitrofil növények borítottsági értékeivel negatív korrelációt mutat a faj jelenléte (11. ábra).

#### *Manuális modell*

A modellben az általunk szelektált változók néhány kivételtől eltekintve nagyon hasonló százalékos részesedéssel vettek részt a MaxEnt modell predikciójának kialakításában.

A tölgyek különböző törzsméretű állományainak nagyobb borítottsági értékei (Quercus2135, Quercus3650, Quercus50) a várakozásoknak megfelelően pozitív összefüggést mutatnak a faj előfordulási valószínűségével (12–14. ábra).

Ezekhez teljesen hasonlóan viselkedik az idősebb fűzek borítottsági értéke (*Salix*51) (15. ábra).

Az álló holt tölgyfa (*Quercus\_Alloh*) előfordulásával pozitívan korrelált a faj jelenlétének valószínűsége (16. ábra).

Az automatizált modellhez hasonlóan, a lágyszárú fajok relatív fényigény értékeiből (LB) számított index és a *L. cervus* előfordulási valószínűsége között pozitív kapcsolatot találtunk (17. ábra).

Nehezen értelmezhető a fekvő holtfa jelenlétét jellemző változókkal (cwdskala, cwdkorh835) való kapcsolat, mivel a legmagasabb előfordulási valószínűséget ezek hiányában becsüli az algoritmus (18-19. ábra).

A növényzet záródottsága és a tengerszint feletti magasság negatívan korrelál az előfordulási valószínűséggel. A társulás változó esetében kedvezőbbek a nagy szarvasbogár számára az alacsonyabb értékek, amelyek irányában nő a melegkedvelő fajok gyakorisága (20-22. ábra).

A faj a térképes becslés alapján a Börzsöny délebbi területein fordul elő nagyobb valószínűséggel. Érdemes megjegyezni, hogy a manuális modell az automatizált modellhez képest sokkal nagyobb elterjedést prediktál (82. ábra).

### III.2.2 Nagy hőscincér (*Cerambyx cerdo*)

A modellezéshez 59 jelenlétpontot tudtunk felhasználni.

#### *Automatizált modell*

Érdekes módon a lágyszárú növények relatív fényigénye (LB) bizonyult a legfontosabb magyarázó változónak (23. ábra), meg kell azonban jegyezni, hogy közel hasonló részesedéssel van jelen a modellben a kocsánytalan tölgy nagyobb törzsátmérőjű kategóriája (KTT3650) és a korai juhar 9–20 cm törzsátmérőjű (KJ0920) egyedeinek borítottsága (24-25. ábra). A kocsánytalan tölgy esetében a borítottsági érték növekedésével nő a faj előfordulási valószínűsége, de a korai juhar esetében a nullától eltérő értékeknél közel azonosan magas előfordulási valószínűségek adódnak.

A relatív talajvíz, illetve talajnedvesség (WB) és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti negatív összefüggést találtunk (26. ábra). Az ábra tanulsága szerint a faj a szárazabb élőhelyeket preferálja.

A kocsánytalan tölgy két korkategóriájának borítottsági értékei (KTT 2135, KTT\_Ujul) pozitívan korrelálnak a faj előfordulási valószínűségével (27-28. ábra).

A 80% fölötti és a 20% alatti záródottsági értékeknél a faj előfordulásának valószínűsége drasztikusan lecsökken (29. ábra).

Kitettség tekintetében egyértelműen a délies lejtők azok, ahol a faj nagyobb valószínűséggel van jelen (30. ábra).

Bár a modellben viszonylag kis jelentőségű a gyertyán 9–20 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek borítottsági értéke (GY0920), a permutációs fontosság jelentős mértékű. Az összefüggés ezen változó és a nagy hőscincér előfordulása között nem egyértelmű. A cincér két kategória esetében a 0 és a közepes borítottsági értéknél mutat nagy előfordulási valószínűséget (31. ábra).

A korai juhar 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű (KJ08) egyedeinek nagyobb borítottsági értékeinél megnő a faj előfordulásának valószínűsége, az 50% fölötti borításnál azonban kissé visszaesik (32. ábra).

A térképes becslés alapján a faj Börzsöny délebbi területein fordul elő nagyobb valószínűséggel (82. ábra).

#### *Manuális modell*

A nagy hőscincér életmenetének megfelelően a tölgyfajok nagyobb borítottsági értékeinél (*Quercus2135*, *Quercus3650*) nagyobb a cincér előfordulásnak valószínűsége (33–34. ábra). Érdekes módon a legnagyobb törzsátmérőjű tölgyek (*Quercus51*) borítottsága nem mutatott egyértelmű összefüggést a faj előfordulási valószínűségével, az 1-es kategória (0% < lombkorona borítása <= 5%) esetében volt a legnagyobb az előfordulási valószínűség (35. ábra).

A fekvő és álló holt tölgyek (*Quercus\_Alloh*) jelenléte pozitívan befolyásolta a faj jelenlétét, bár a modellben csak csekély mértékben voltak jelen (36. ábra).

A nem fajspecifikus álló holtfa különböző kategóriái (*allo920*, *allo2150*) nem mutattak egyértelmű összefüggést az előfordulási valószínűséggel (37–38. ábra).

A relatív talajvíz, illetve talajnedvesség (WB) és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés az automatizált modellhez hasonlóan negatív korrelációt mutat (39. ábra). A lágyszárú növények relatív fényigénye (LB) szintén fontos magyarázó változónak bizonyult a manuális modellben is. Ebben az esetben is ott volt a nagyobb a bogár előfordulási valószínűsége, ahol nyíltabb, napfényesebb erdőszerkezettel jellemezhető a mintavételi terület (40. ábra).

A záródottság esetében a közepes kategóriáknál volt a legnagyobb a cincér előfordulási valószínűsége. 20%-nál kisebb és 80%-nál nagyobb borítottsági értéknél az előfordulási valószínűség jelentősen lecsökken (41. ábra). A társulás változó esetében az alacsonyabb értékek, amelyek irányába a melegkedvelő fafajok gyakorisága nő, kedvezőbbek a nagy hőscincér számára (42. ábra).

A térképes elterjedés predikció az automatikus modellhez hasonló trendet mutat, de nagyobb területre prediktálja a faj előfordulását (82. ábra).



### III.2.3 Havasi cincér (*Rosalia alpina*)

A modellezéshez 78 jelenlétpontot tudtunk felhasználni.

#### *Automatizált modell*

Az automatizált módszerrel kiválasztott változók közül a lágyszárú borítottság bizonyult a legfontosabb változónak a modellben való százalékos részvétele alapján, majd ezt követi a tengerszint feletti magasság. A grafikon alapján elmondható, hogy a nagyobb tengerszint feletti magasságon, alacsony lágyszárú borítottság mellett nagyobb a faj előfordulási esélye (43-44. ábra).

A lágyszárú növények relatív fényigénye (LB) jelentős magyarázó változónak bizonyult. A faj előfordulási valószínűsége a bükkösökre jellemző árnyéktűrő lágyszárúak jelenlétében volt nagyobb (45. ábra). Ezzel összefüggésben a társulás nevű változó magasabb értékeinél volt nagyobb a faj előfordulási valószínűsége, bár ez utóbbi csak csekély mértékben járult hozzá a modell predikciójához (46. ábra).

Bár a bükk különböző törzsátmérő szerinti borítottsági értékei (B08, B3650, B51, B\_Ujul) bekerültek a 10 önmagában legjobban magyarázó változó közé, a modellben csak kisebb mértékben vannak jelen (1,4-3,4%) (47-50. ábra). Ezeknél a változóknál általános mintázat, hogy amennyiben 0 az értékük, a faj előfordulási valószínűsége drasztikusan lecsökken.

A modellben csak roppant csekély részesedéssel volt jelen a relatív talajvíz, illetve talajnedvesség (WB), amely az üdébb élőhelyekre jellemző értékeknél mutatott nagyobb előfordulási valószínűséget (51. ábra).

A csertölgyek előfordulása negatívan befolyásolta a havasi cincér előfordulási valószínűségét (52. ábra).

A térképes elterjedés predikció a várakozásoknak megfelelően a magasabb tengerszint feletti magasságokba, a bükkös zónába prediktálja a faj számára legalkalmasabb területeket, az alacsonyabb régiók azonban kisebb alkalmassági értékeket kaptak (83. ábra).

#### *Manuális modell*

A bükk vastagabb törzsű egyedeinek magasabb borítottsági értékei (B51, B3650) a várakozásoknak megfelelően pozitívan befolyásolták a faj előfordulási valószínűségét. Emellett a kőris idősebb egyedeinek nagyobb mennyisége (*Fraxinus* 0920, *Fraxinus*3650) a bükkhöz hasonlóan pozitívan befolyásolta a havasi cincér jelenlétét (53-56. ábra). Ezek közül a változók közül azonban egyedül az 51 cm-nél vastagabb törzsátmérőjű bükk egyedek borítási értékei járultak hozzá jelentős mértékben a modell predikciójához.



A tengerszint feletti magasság és a légyszárú növények relatív fényigénye (LB) szintén fontos változónak bizonyultak, bár ezek a bükk előfordulásával nyilvánvalóan korrelálnak, mint ahogyan a fafaj összetétel is. Mivel a kapcsolatok erősségének mértéke nem haladta meg a kritikus szintet, így mindegyik integrálható volt a modellbe (57–59. *ábra*).

A fekvő vastag holtfa jelenléte (cwdkorh36) pozitív összefüggést mutatott a faj előfordulási valószínűségével, ez az összefüggés azonban nehezen értelmezhető a cwdskala változó esetében (60–61. *ábra*).

A légyszárú borítottság és a lombkorona záródottsága negatív összefüggést mutat a havasi cincér előfordulási valószínűségével (62–63. *ábra*).

A térképes elterjedés predikció nagyon hasonló az automatizált modelléhez: a magasabb tengerszint feletti magasságokba, a bükkös zónába prediktálja a faj számára legalkalmasabb területeket, az alacsonyabb régiók pedig kisebb alkalmassági értékeket kaptak (83. *ábra*).

### III.2.4 Skarlátbogár (*Cucujus cinnaberinus*)

A skarlátbogár esetében sajnos csupán 24 adatpontot tudtunk felhasználni a modellezéshez.

#### *Automatizált modell*

Az automatizált módszer eredményeképpen kiválasztott változók közül a tengerszint feletti magasság bizonyult a legfontosabb változónak mind a modellben való százalékos részvétele, mind a permutációs fontossági értékek alapján. A grafikon alapján elmondható, hogy a nagyobb tengerszint feletti magasságon nagyobb a faj előfordulási esélye (64. *ábra*).

A korai juhar fiatalabb, 8 cm-nél kisebb átmérőjű egyedeinek borítási értékei (KJ08) és a faj előfordulási valószínűsége pozitív lineáris kapcsolatot mutat. Ezzel szemben a csertölgy 9–80 cm-es illetve 21–35 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek borítási értékei (CS0920 és CS2135) negatív összefüggést mutatnak a faj előfordulási valószínűségével (65–67. *ábra*).

A 21–50 cm közötti csonkok darabszáma (csonk2150) is bekerült a tíz legjobban magyarázó változó közé. A facsonk az erdőfelmérés során alkalmazott definíció szerint olyan lábbon száradt egyed, amely törzstörött, illetve biológiai folyamatok (lebontó szervezetek, madarak, stb.) következtében lepusztult, így magassága az újulati szint felső határát nem éri el (maximális magasság 2,5 m). A modellben a középső kategóriák esetében figyelhetünk meg nagyobb előfordulási valószínűséget (68. *ábra*).

A hegyi juhar újulatának (HJ\_Ujul), a magyar kőris 36–50 cm-es törzs-

átmérőjű egyedeinek borítási értékeinél (MK3650), az erdei szélfű (*Mercurialis perennis*) borítási értékénél (mercurper), illetve a korai juhar újulatánál (KJ\_Ujul) a magasabb borítottsági kategóriák magasabb előfordulási valószínűséget predikálnak (69-73. ábra).

A térképes elterjedés predikció alapján látható, hogy a modell a skarlátbogár számára a többi vizsgált fajhoz képest viszonylag szűkebb elterjedést prediktál, ennek valószínűsége azonban a jelenleg rendelkezésünkre álló információk tükrében nehezen megítélhető (83. ábra).

### *Manuális modell*

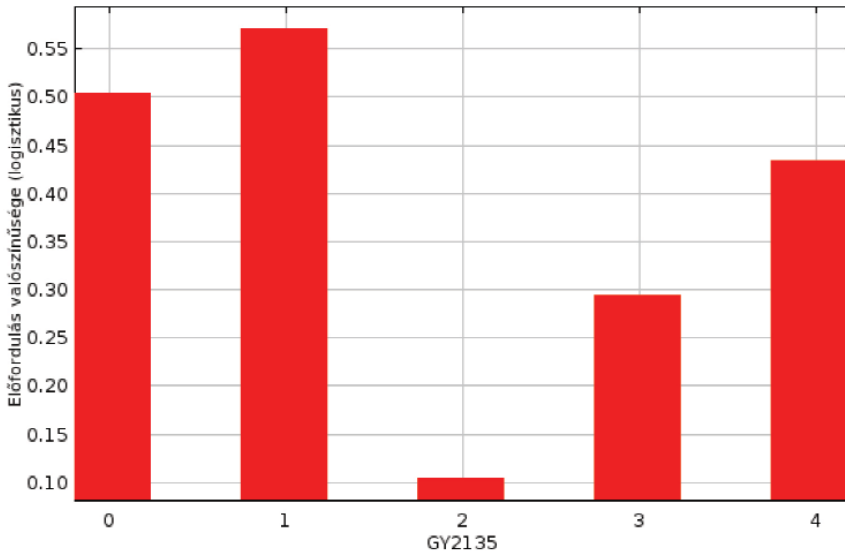
Mivel a faj nem kötődik adott fajokhoz, így általánosabb változókat próbáltunk kiválasztani. Érdekes módon az elváló kéreg, mint mikrohabitat teljesen alkalmatlannak bizonyult a skarlátbogár elterjedésének prediktálására.

A kiválasztott változók közül, az automatikus modellhez hasonlóan a tengerszint feletti magasság bizonyult a leghasznosabb változónak. Nagyobb tengerszint feletti magasságnál megnő az előfordulás valószínűsége (74. ábra). Ezzel szemben a kitettség változó mindössze csekély mértékben járult hozzá a modellhez (75. ábra).

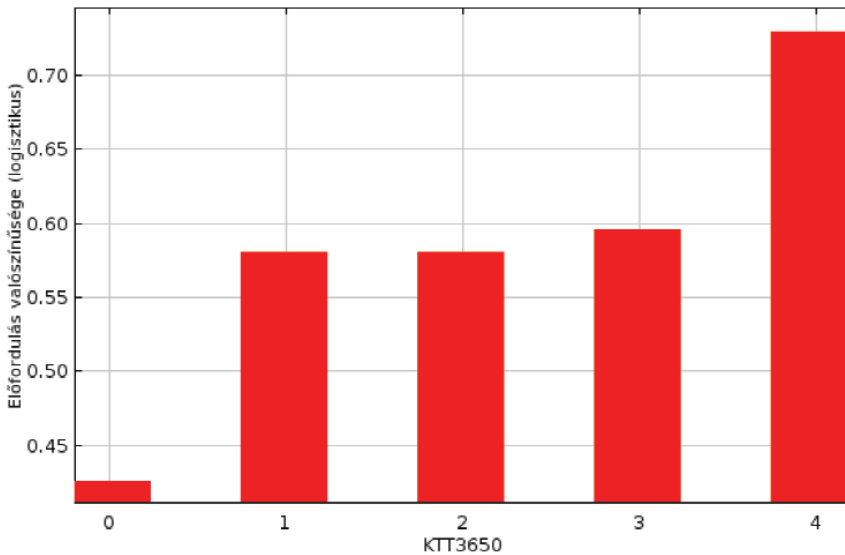
A különböző korhadt fa kategóriái (cwdskala, csonk2150, allokorrh21, regitusko) szintén hasznos változónak tűntek, de az előfordulási valószínűség ezekkel való összefüggése nem lineáris (76-79. ábra).

A társulás és a záródottság esetében a nagyobb értékeknél nő meg az előfordulás valószínűsége (80-81. ábra).

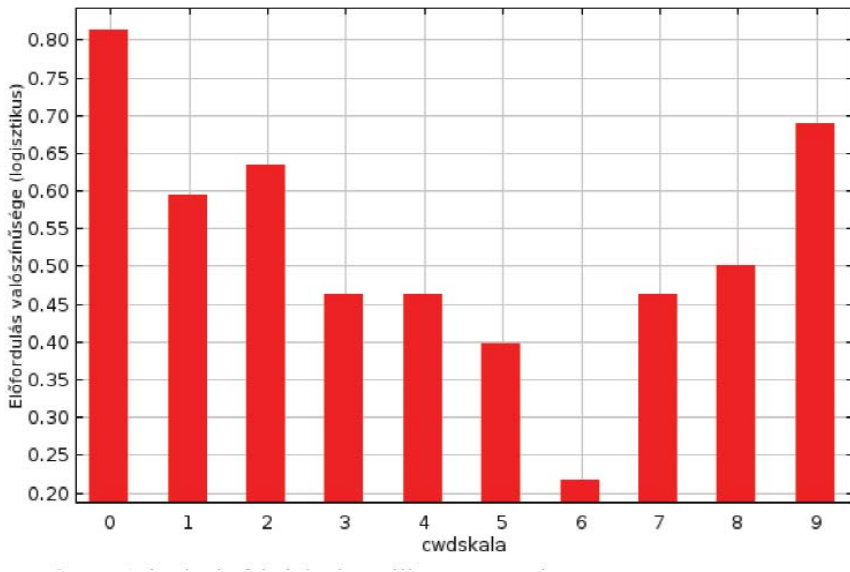
### III.2.5 Ábrák



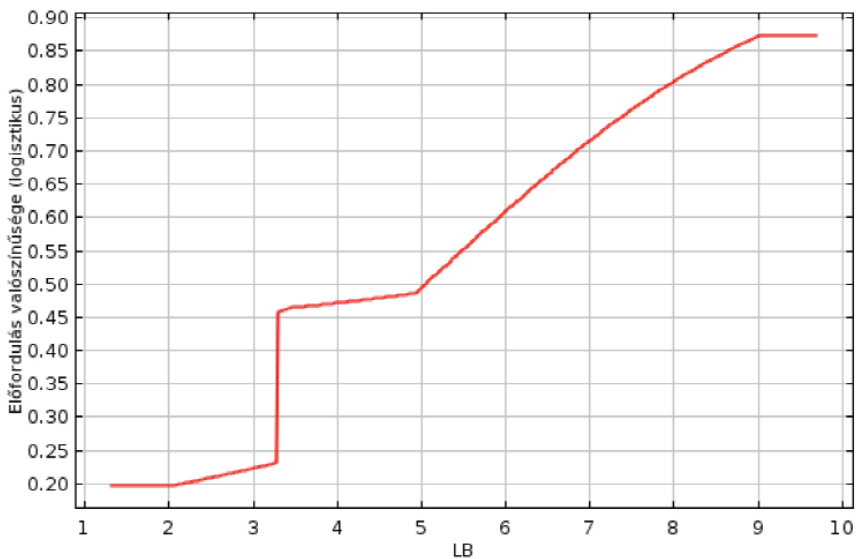
2. ábra: A gyertyán 21-35 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek borítottsága és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



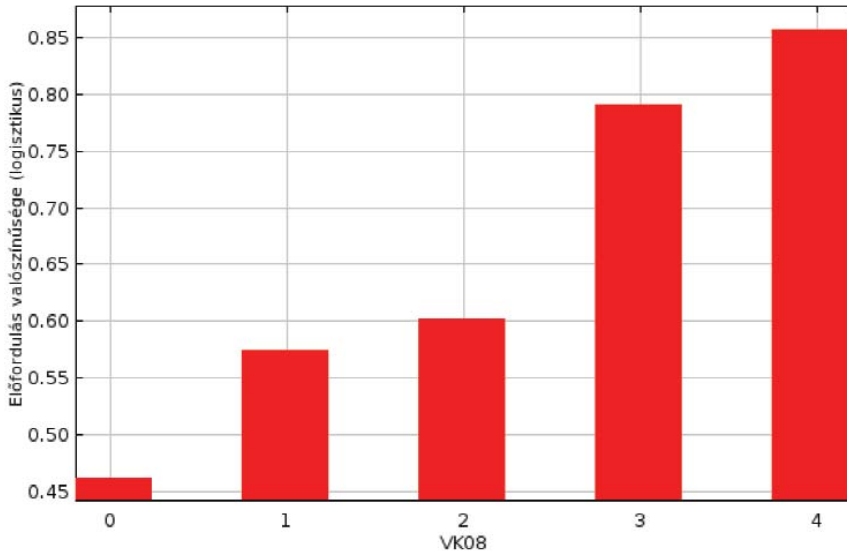
3. ábra: A kocsánytalan tölgy 36-50 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek borítottsága és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



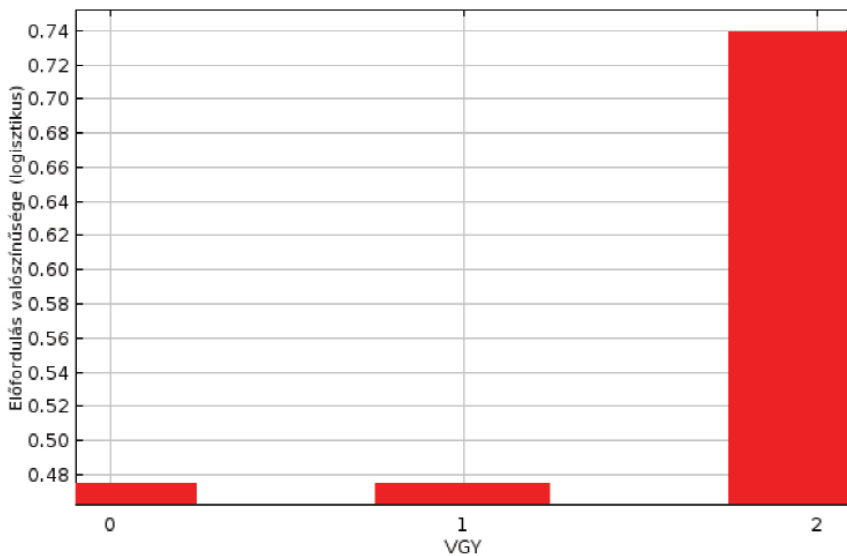
4. ábra: korhadt fák jelenléte, illetve mennyisége és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



5. ábra: A lágyszárú növények relatív fényigénye (LB) és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

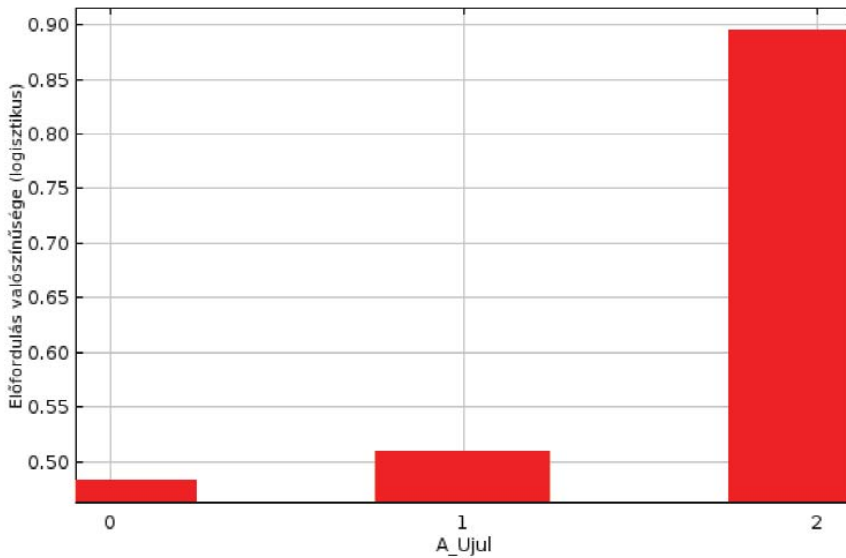


6. ábra: A virágos kőris fiatal egyedeinek borítottsága és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

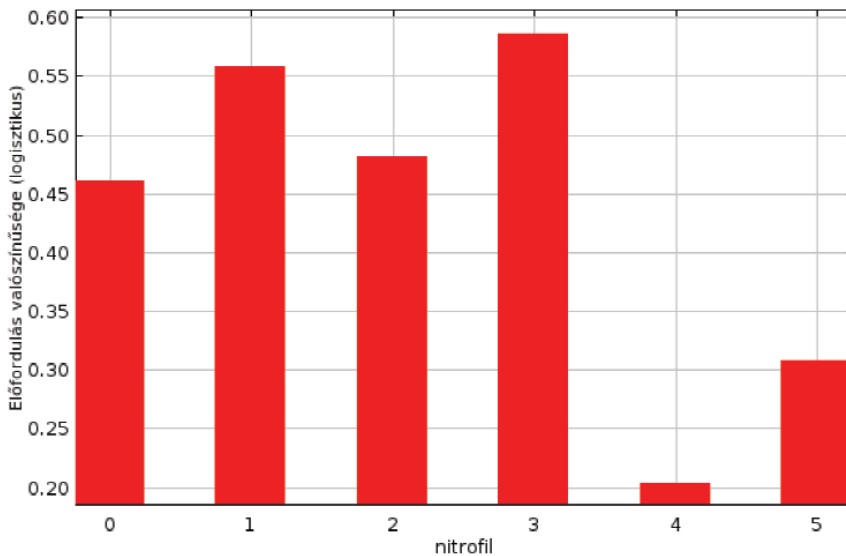


7. ábra: Veresgyűrűs som egyedeinek borítottsága és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

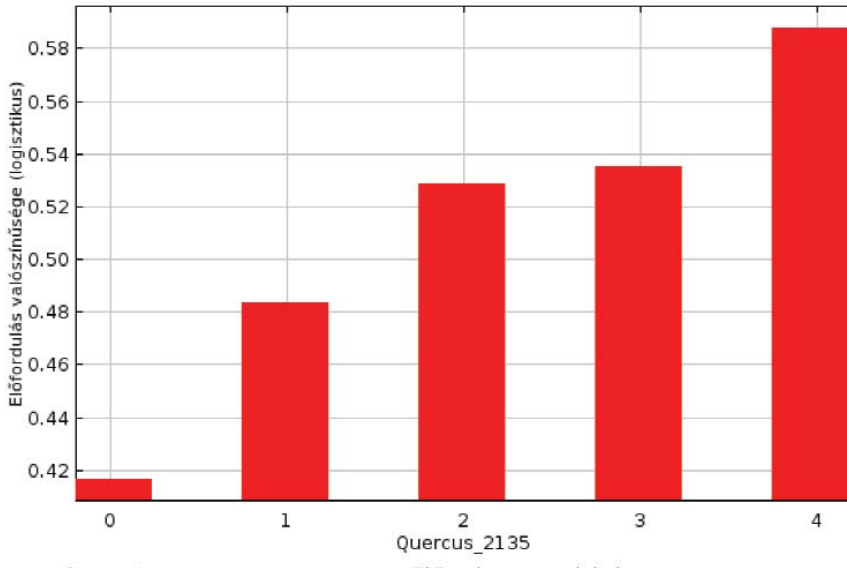




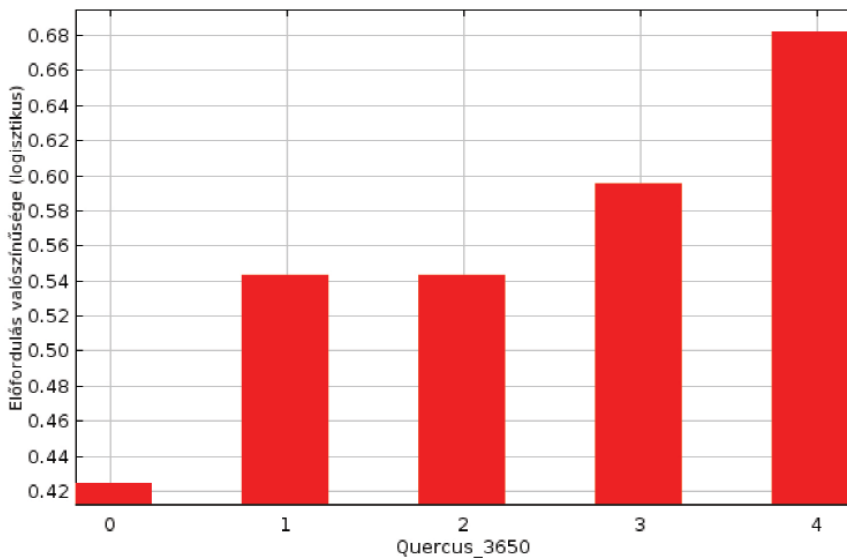
10. ábra: A fiatal akác jelenléte és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



11. ábra: A nitrofil növények borítottsági értékei és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

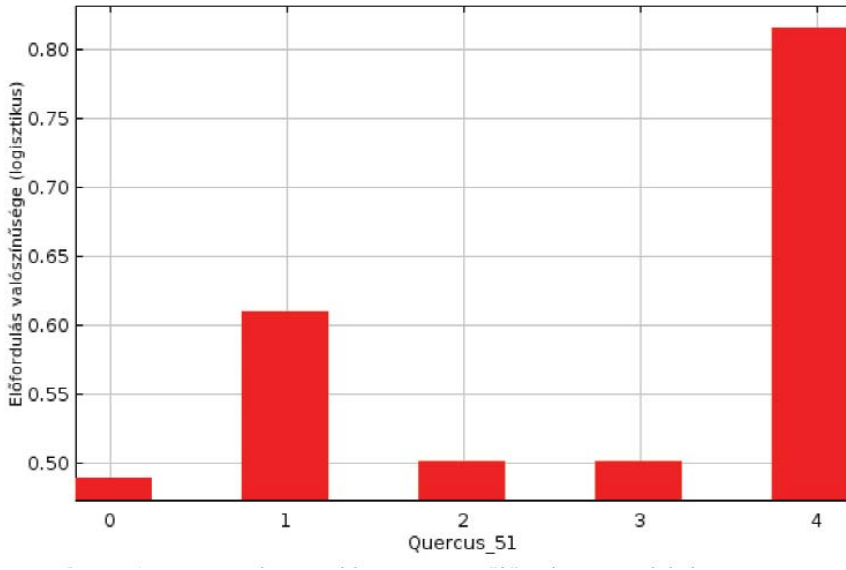


**12. ábra:** A 21-35 cm-es törzsátmérőjű tölgy egyedek borítottsága és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

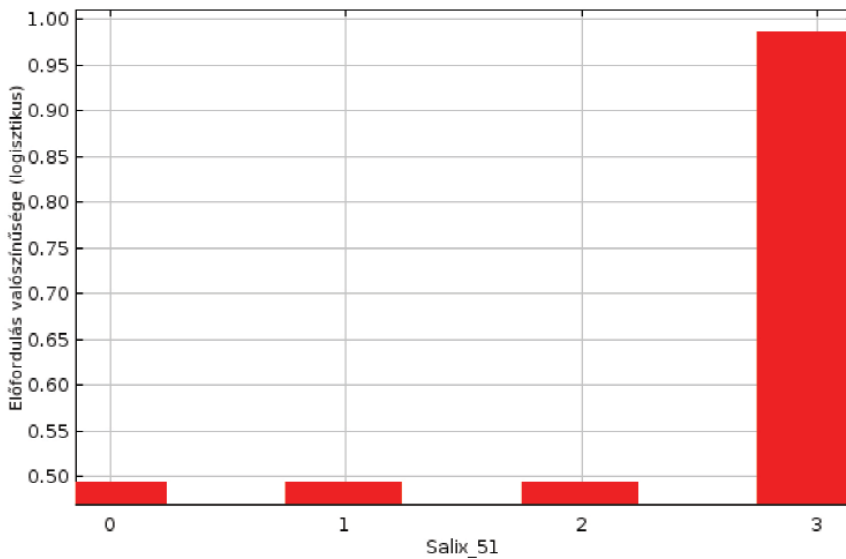


**13. ábra:** A 36-50 cm-es törzsátmérőjű tölgy egyedek borítottsága és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

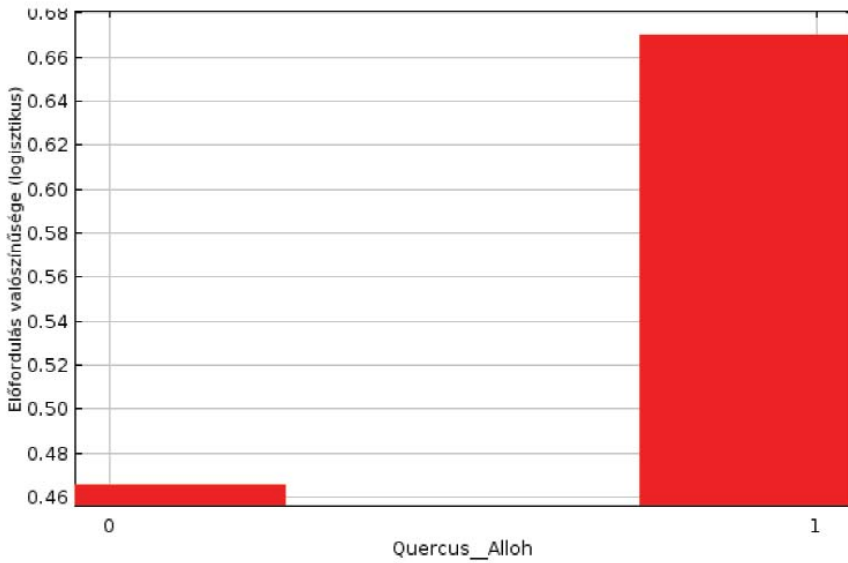




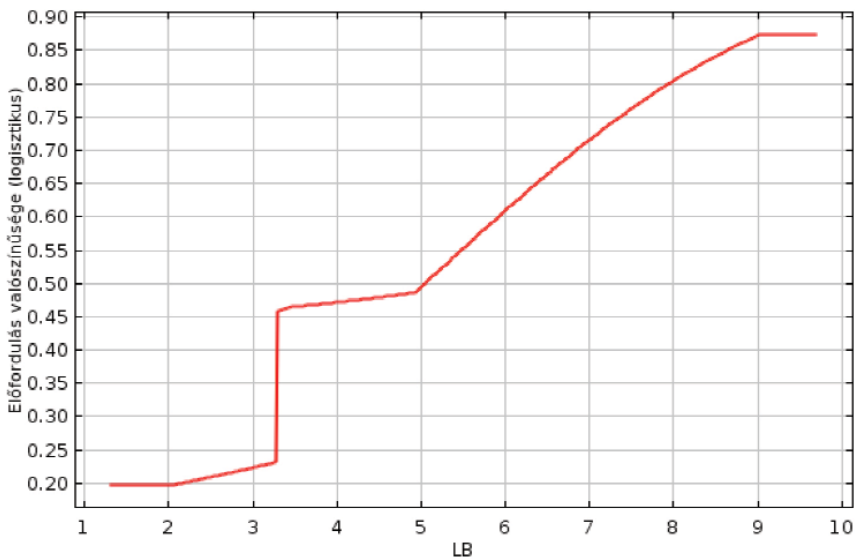
14. ábra: A 50 cm-nél nagyobb törzsátmérőjű tölgy egyedek borítottsága és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



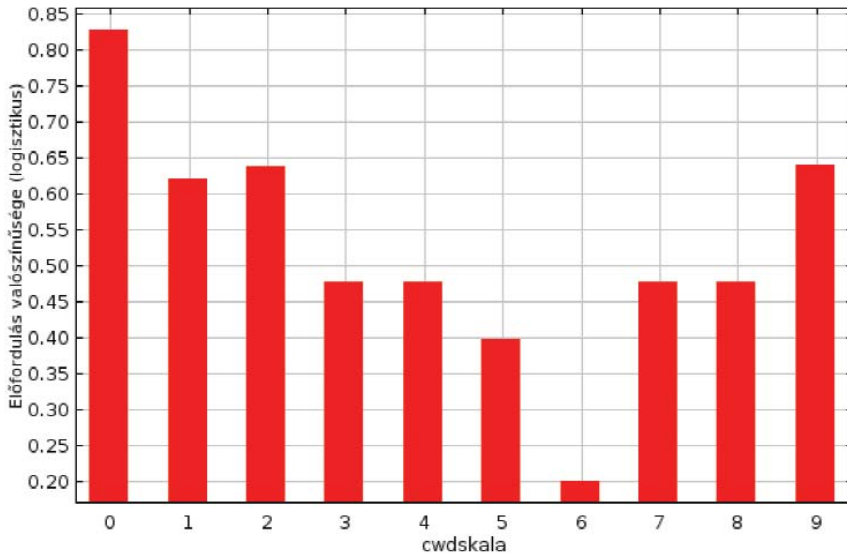
15. ábra: Az idősebb fűzek (50 cm-nél nagyobb törzsátmérőjű) egyedek borítottsága és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



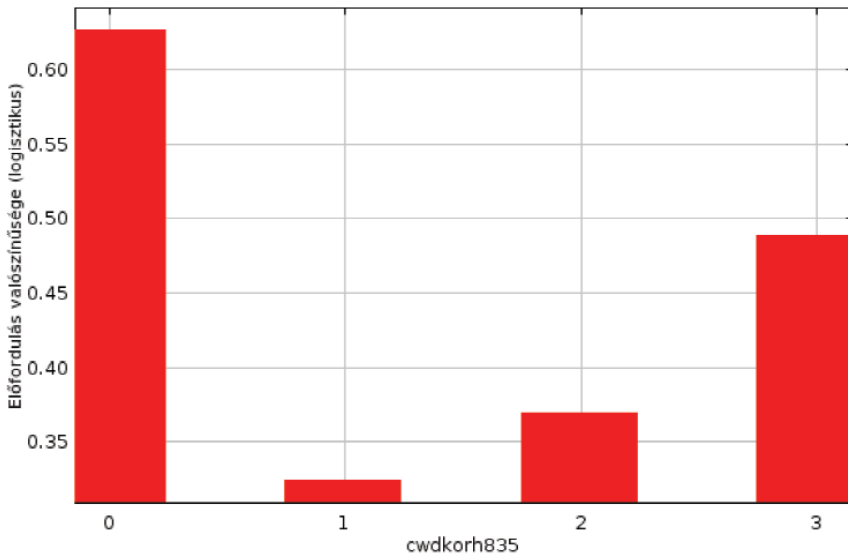
**16. ábra:** Az álló holt tölgyfa előfordulása és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



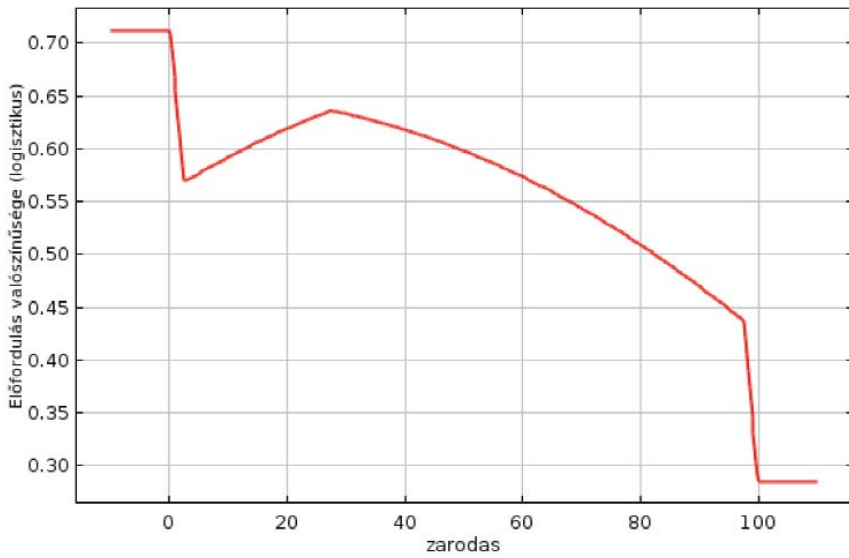
**17. ábra:** A lágyszárú növények relatív fényigénye (LB) és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



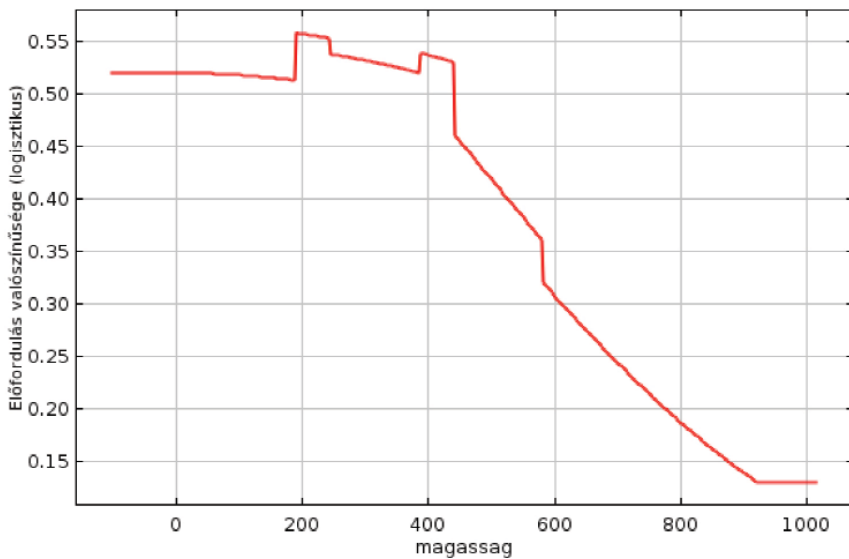
18. ábra: A holtfa törzsátmérője illetve mennyisége és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



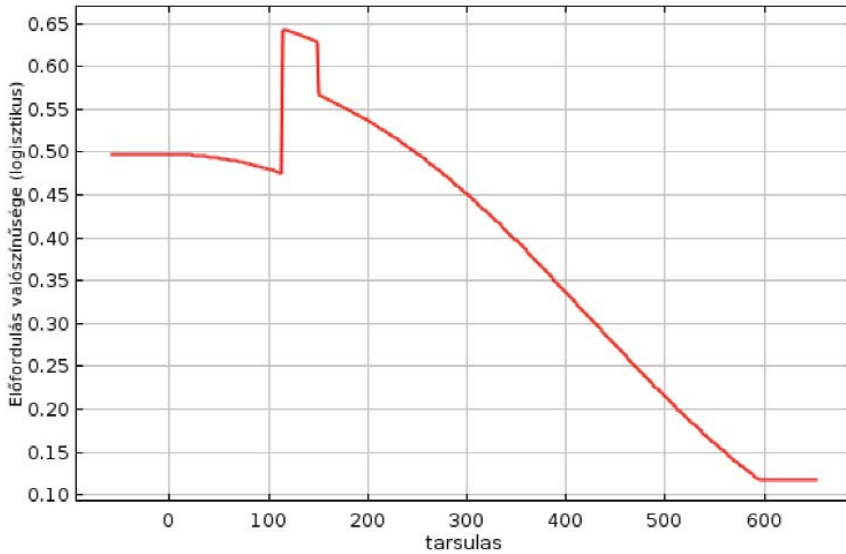
19. ábra: A fekvő vastag holtfa (8-35 cm) és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



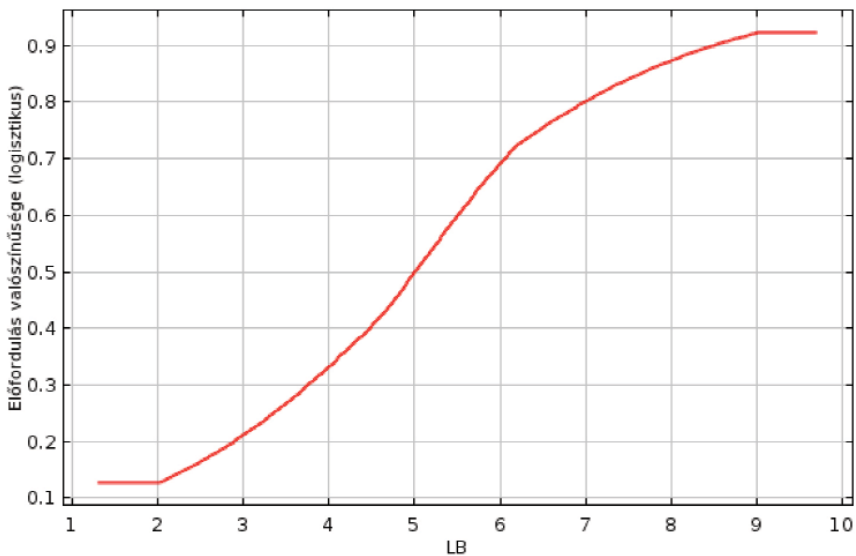
20. ábra: A növényzet záródottsága és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



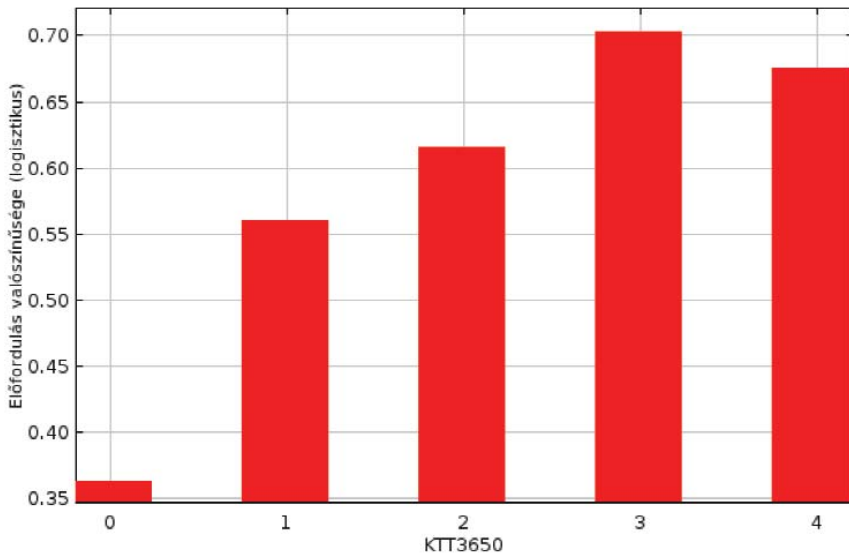
21. ábra: A tengerszint feletti magasság és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



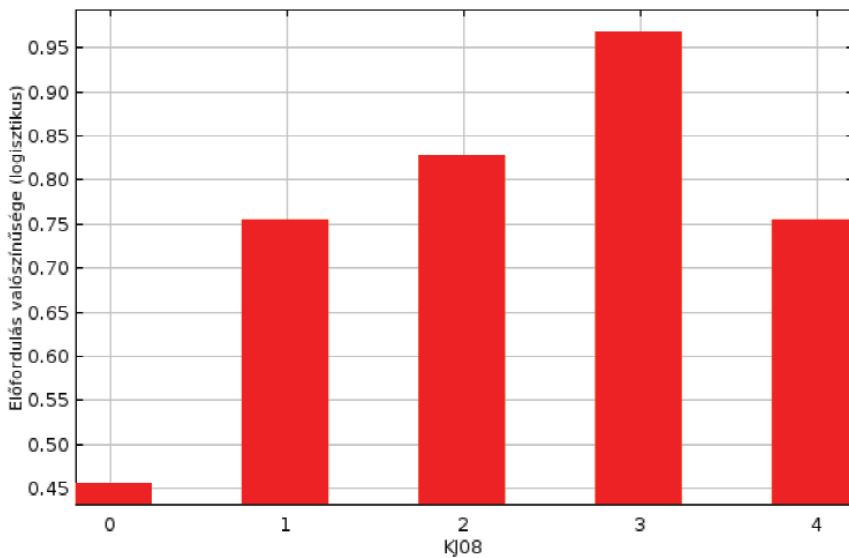
22. ábra: A fajok összetétele és a *Lucanus cervus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



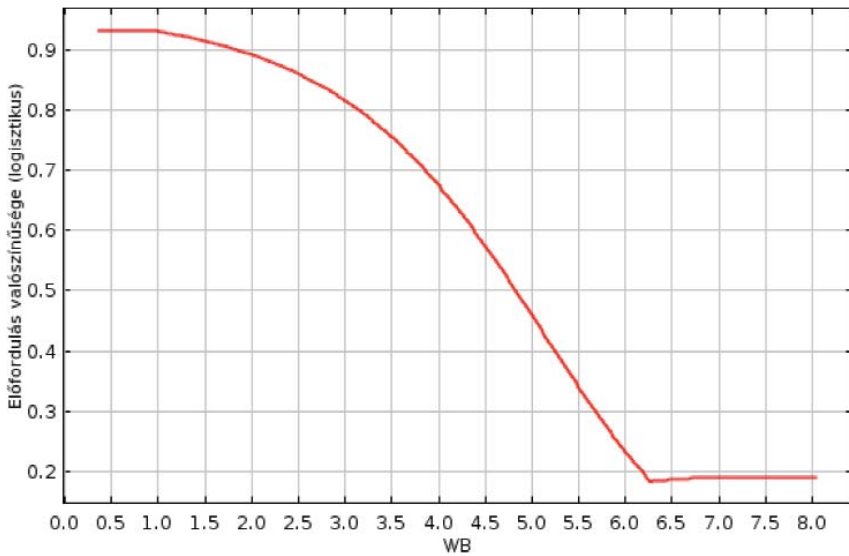
23. ábra: A lágyszárú növények relatív fényigénye (LB) és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



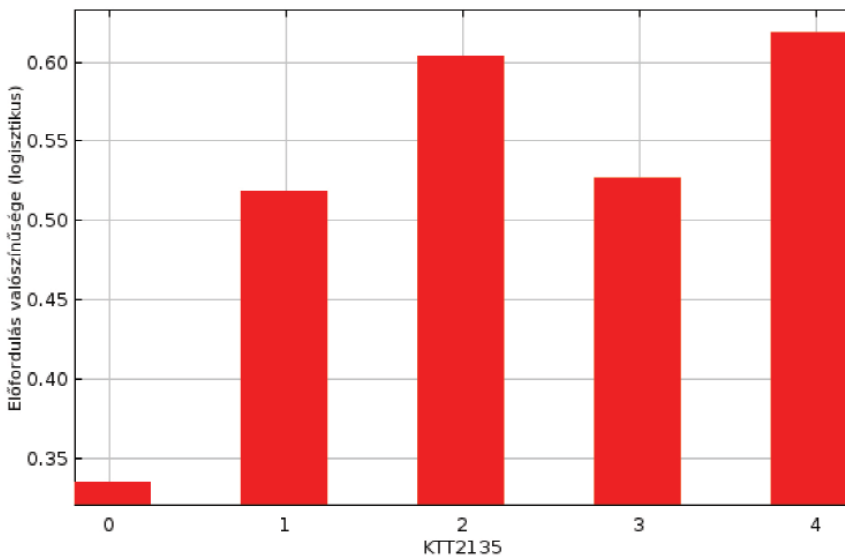
**24. ábra:** A kocsánytalan tölgy nagyobb törzsátmérőjű (36-50 cm) egyedei és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



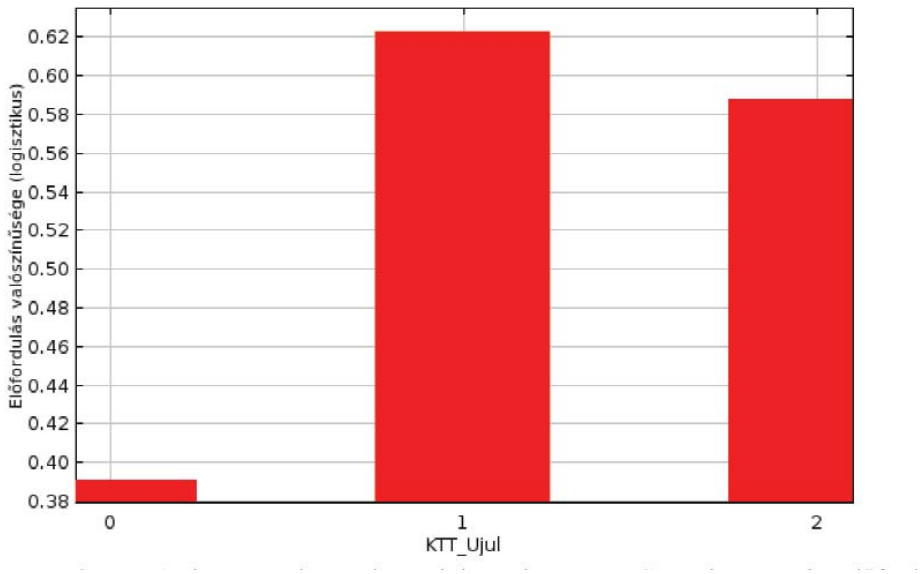
**25. ábra:** A korai juhar 9-20 cm törzsátmérőjű egyedeinek borítottsága és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



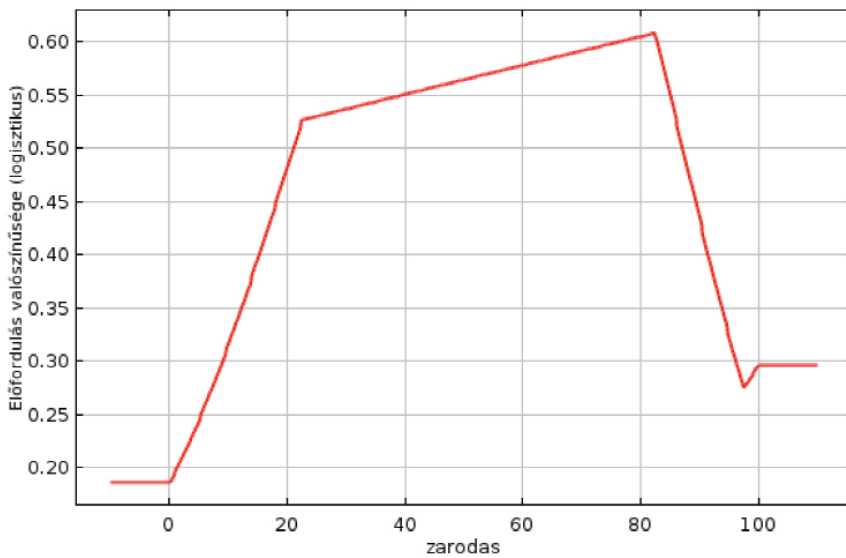
26. ábra: Relatív talajvíz, illetve talajnedvesség (WB) és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



27. ábra: A kocsánytalan tölgy 21-35 cm törzsátmérőjű egyedei és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

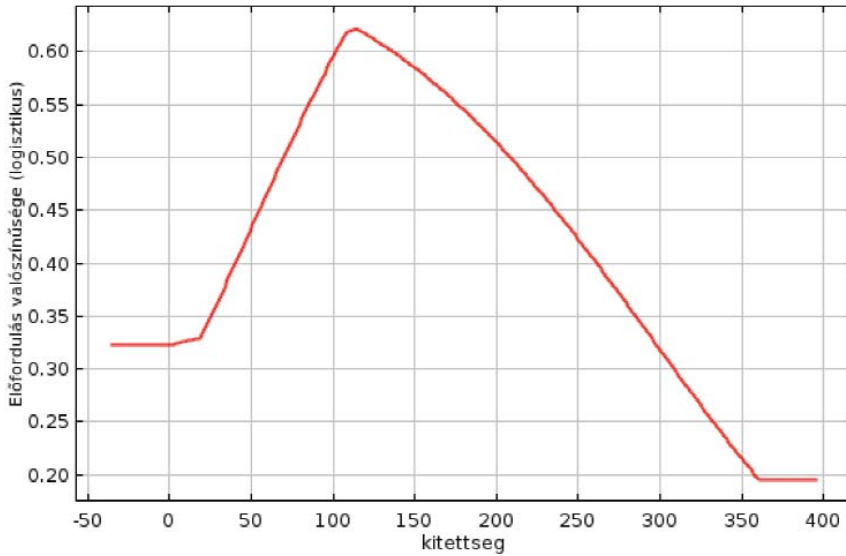


28. ábra: A kocsánytalan tölgy újulatának és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

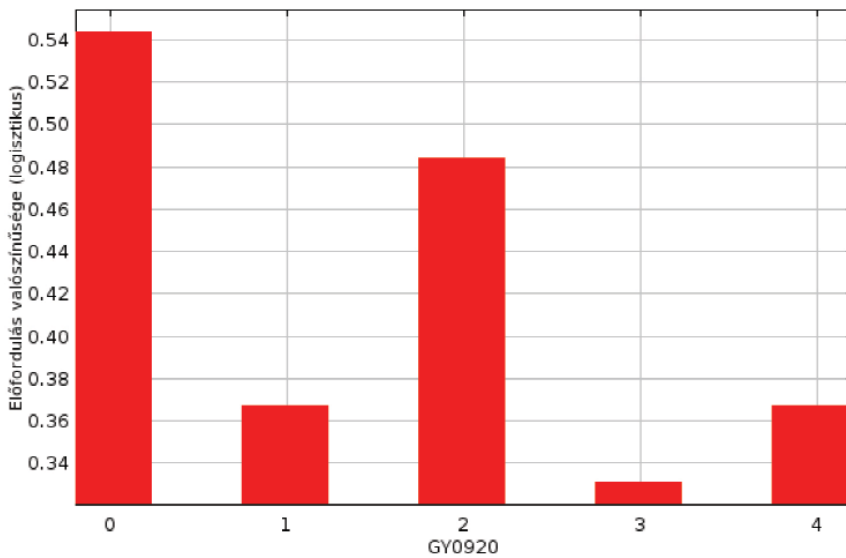


29. ábra: A záródottság és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

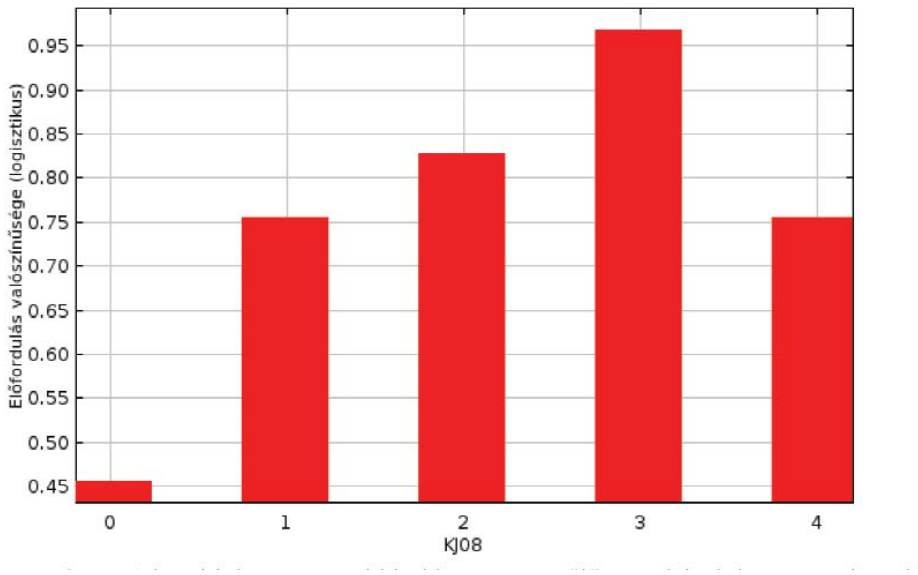




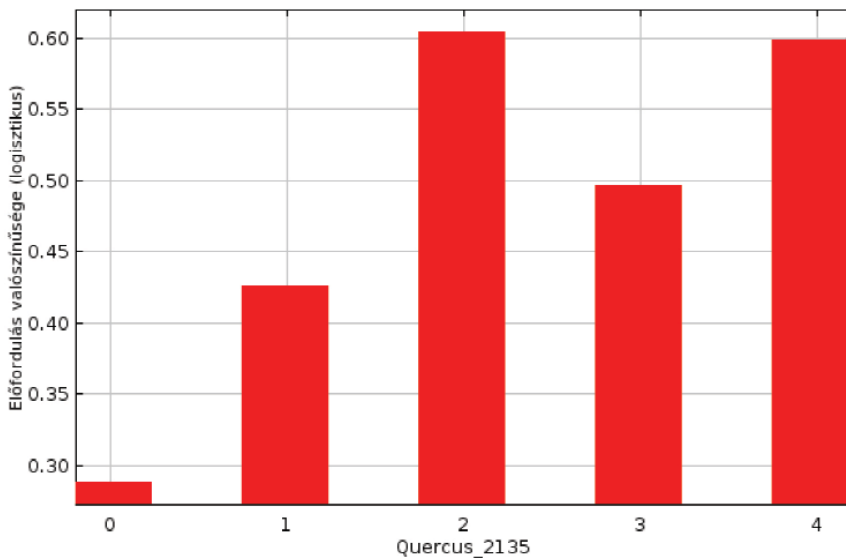
30. ábra: A kitettség és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



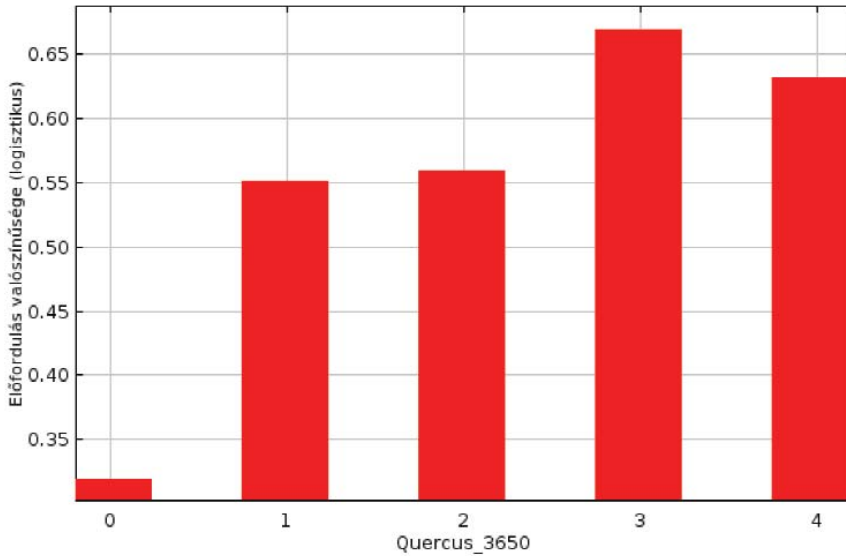
31. ábra: A gyertyán 9-20 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek borítottsági értékei és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



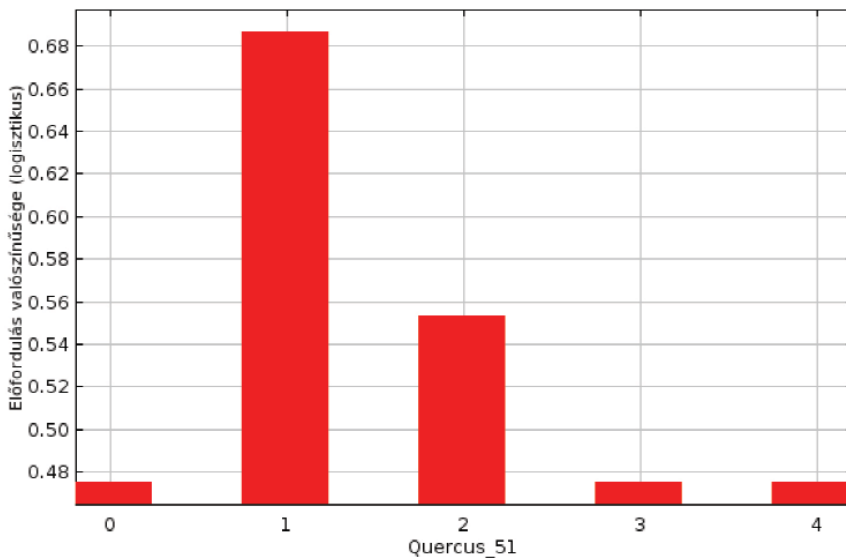
**32. ábra:** A korai juhar 8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű egyedeinek borítottsági értékei és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



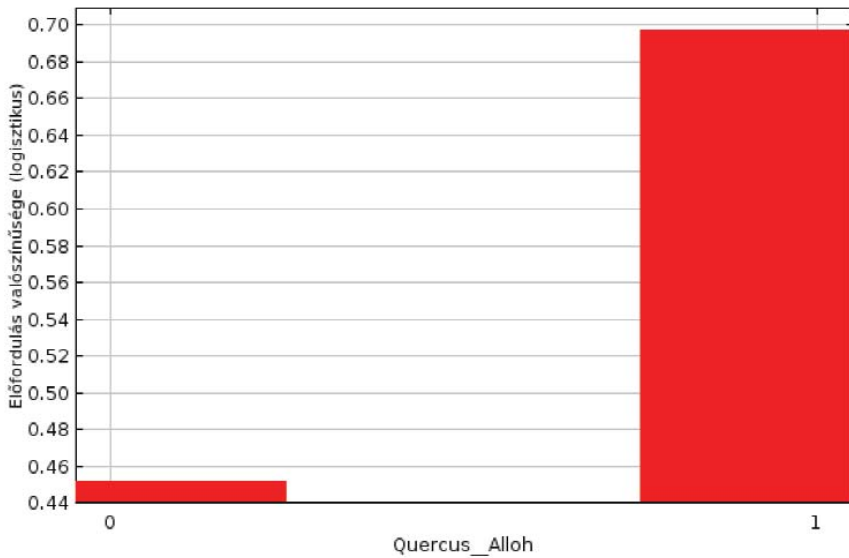
**33. ábra:** A tölgy 21-35 cm törzsátmérőjű egyedei és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



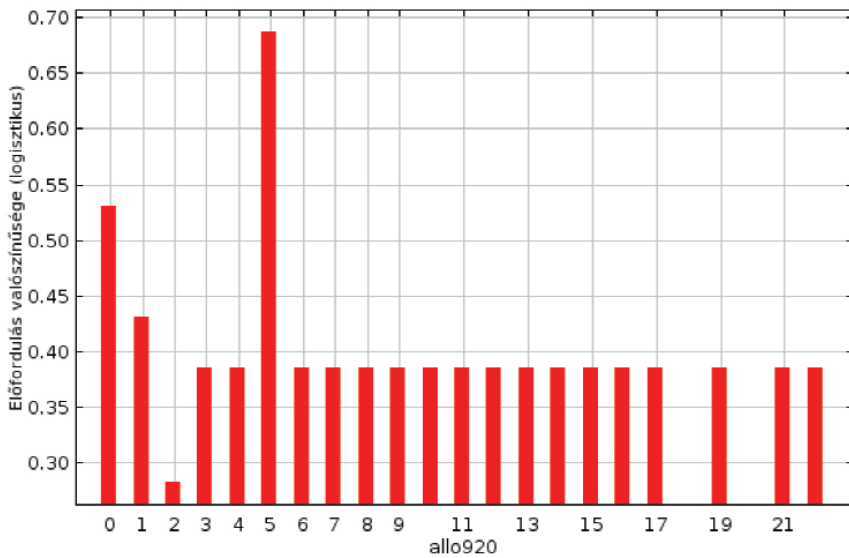
34. ábra: A tölgy 36-50 cm törzsátmérőjű egyedei és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



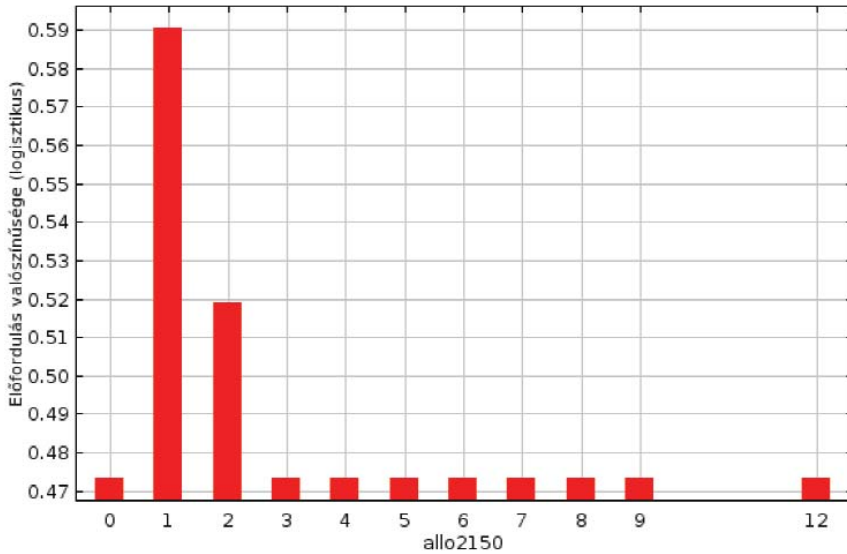
35. ábra: A tölgy 50 cm feletti törzsátmérőjű egyedei és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



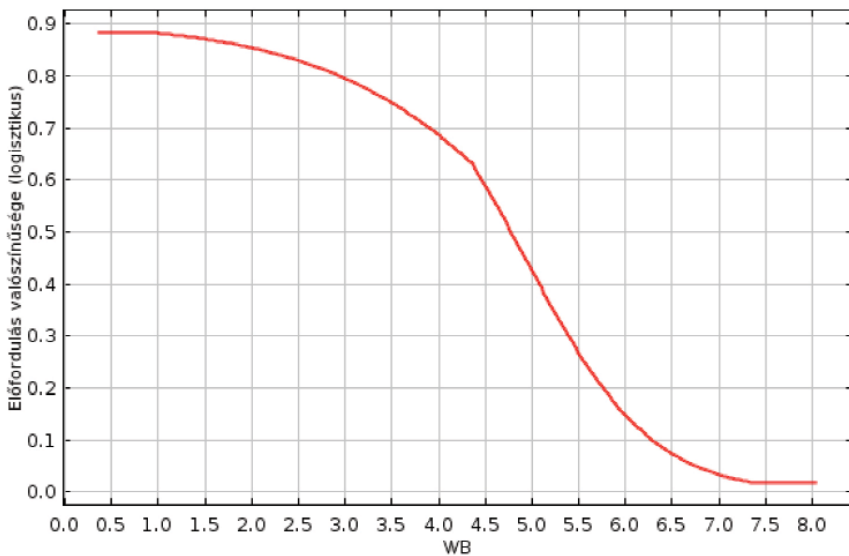
36. ábra: Álló holt tölgyek jelenléte és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



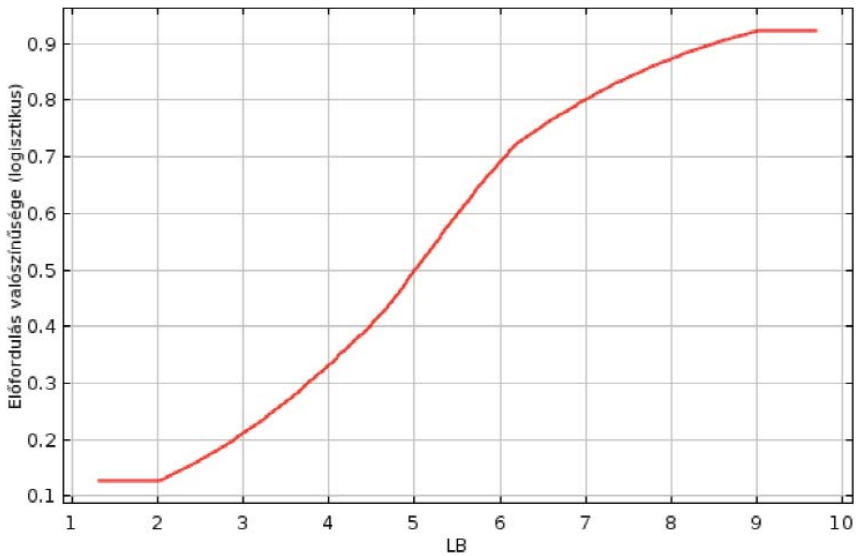
37. ábra: Álló holtfa (9-20 cm) és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



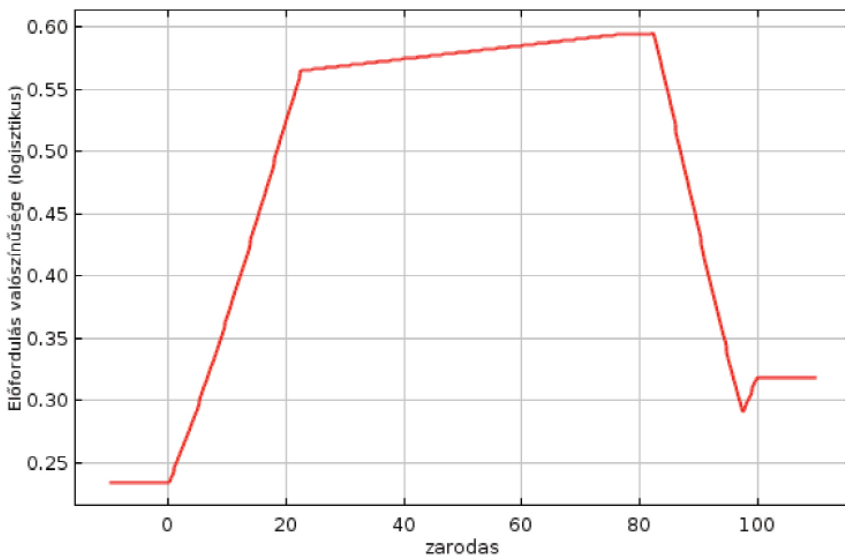
**38. ábra:** Álló holtfa (21-50 cm) és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



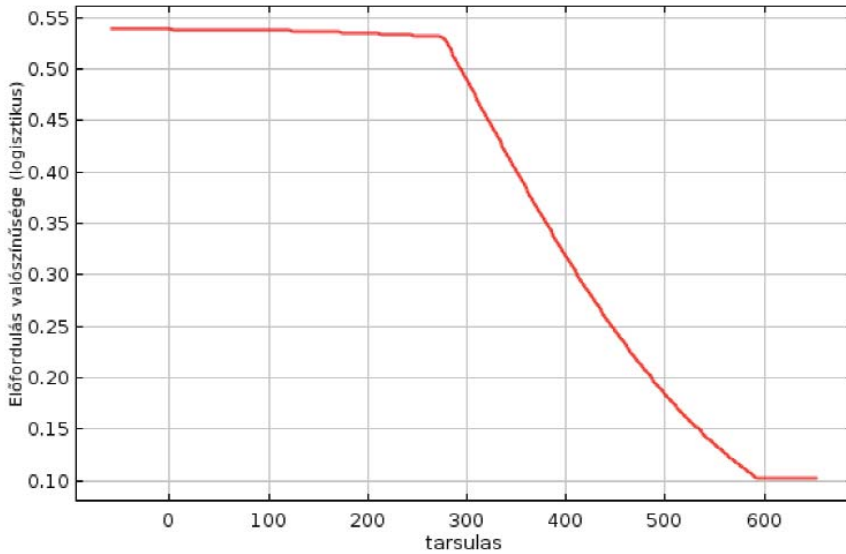
**39. ábra:** Relatív talajvíz, illetve talajnedvesség (WB) és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



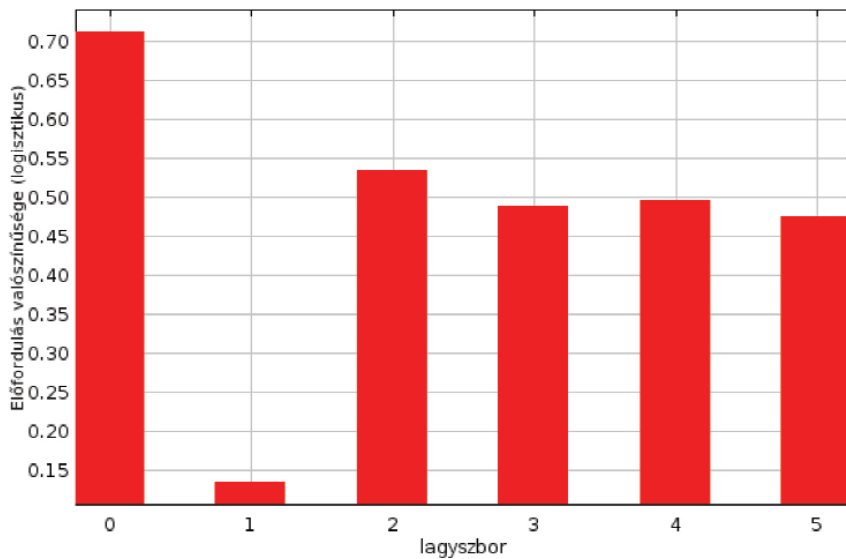
**40. ábra:** A lágyszárú növények relatív fényigénye (LB) és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



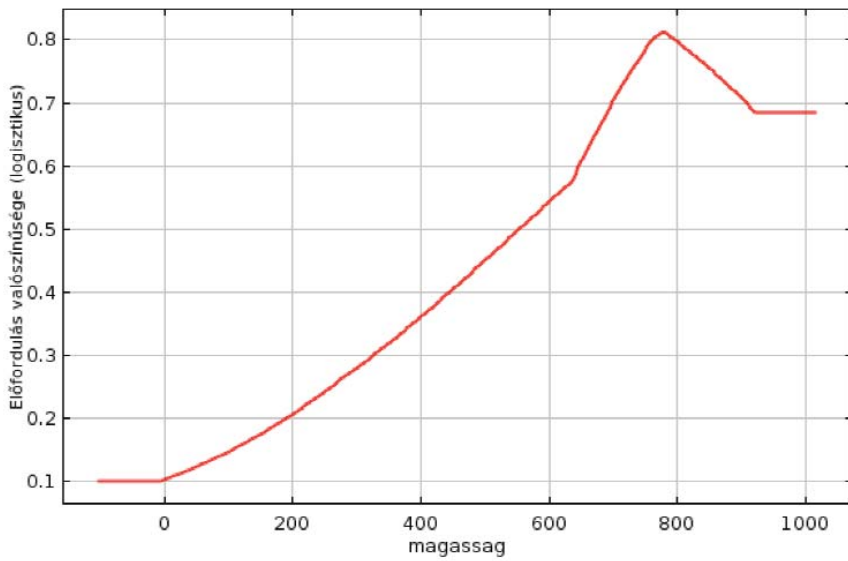
**41. ábra:** A záródottság és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



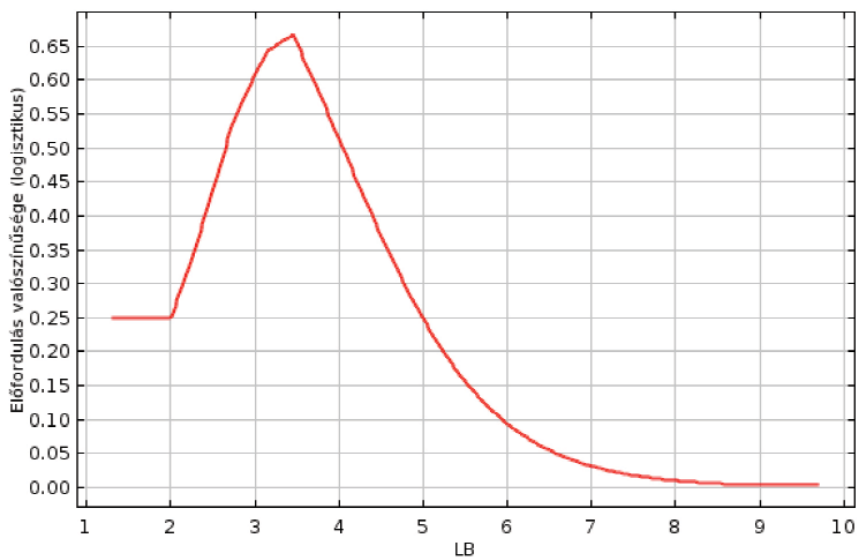
42. ábra: A faj összetétel és a *Cerambyx cerdo* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



43. ábra: A lágyszárú borítás és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

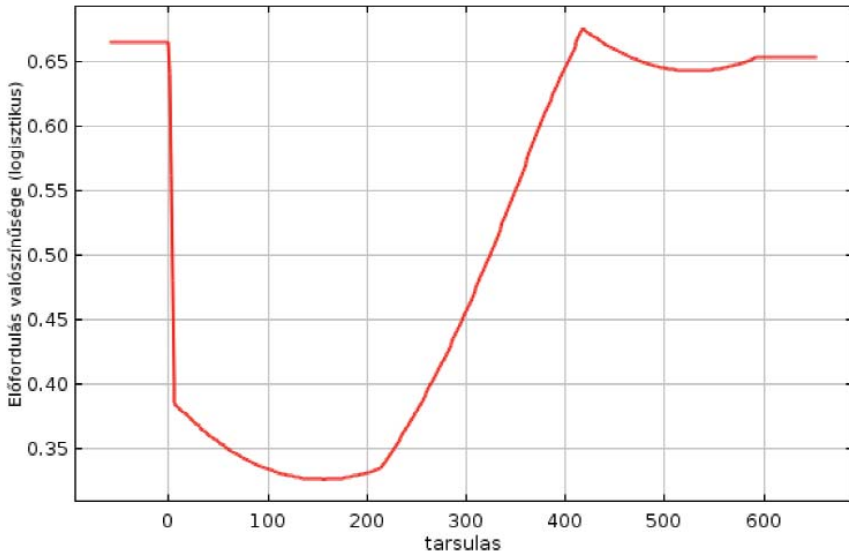


44. ábra: A tengerszint feletti magasságl és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

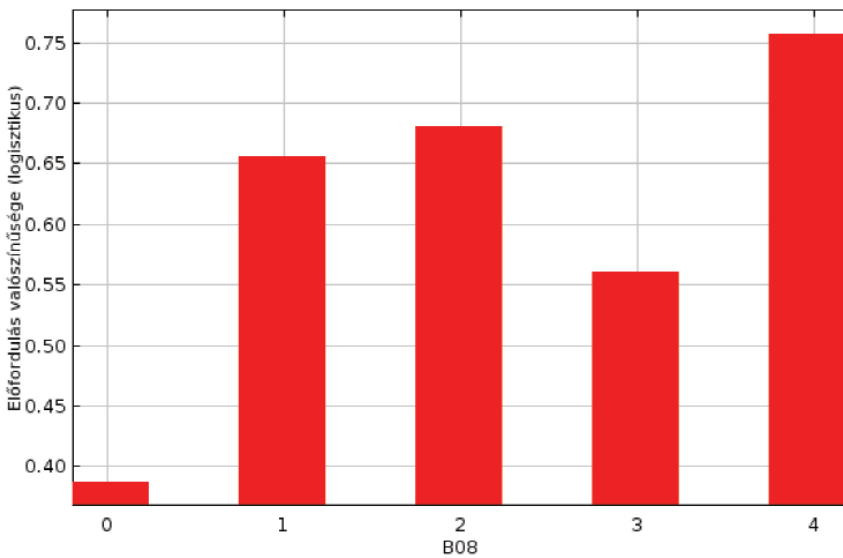


45. ábra: A lágyszárú növények relatív fényigénye (LB) és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

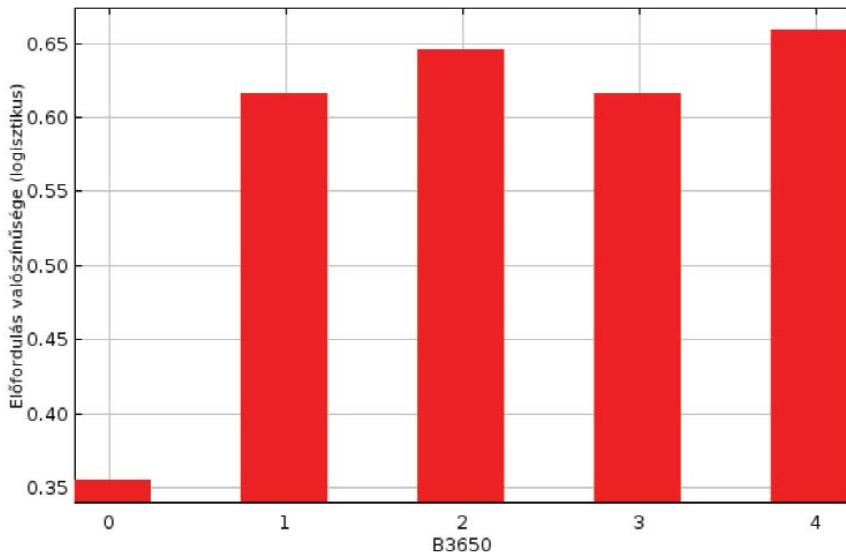




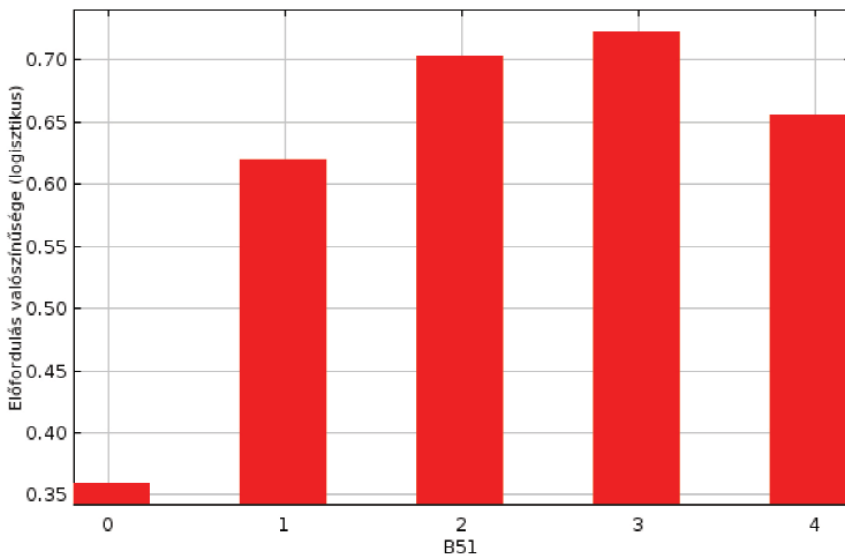
46. ábra: A fajaj összetétel és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



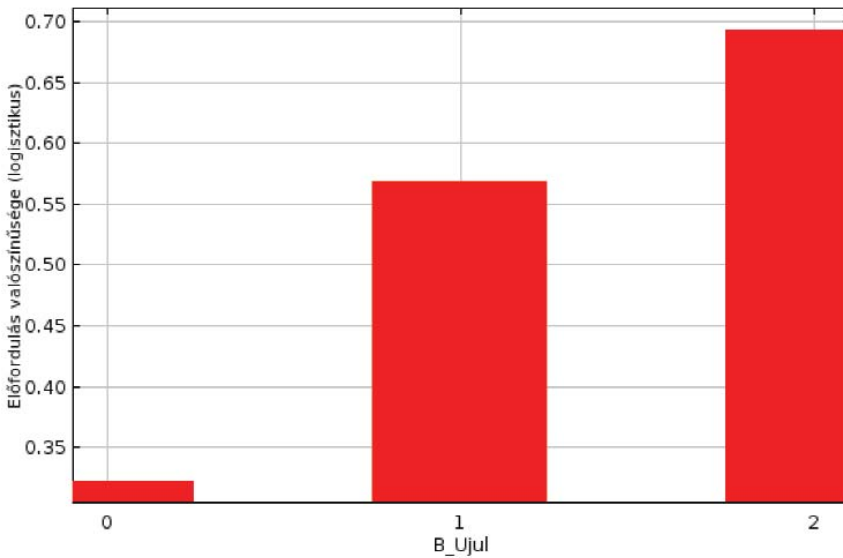
47. ábra: A bükk 8 cm alatti törzsátmérőjű egyedeinek borítása és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



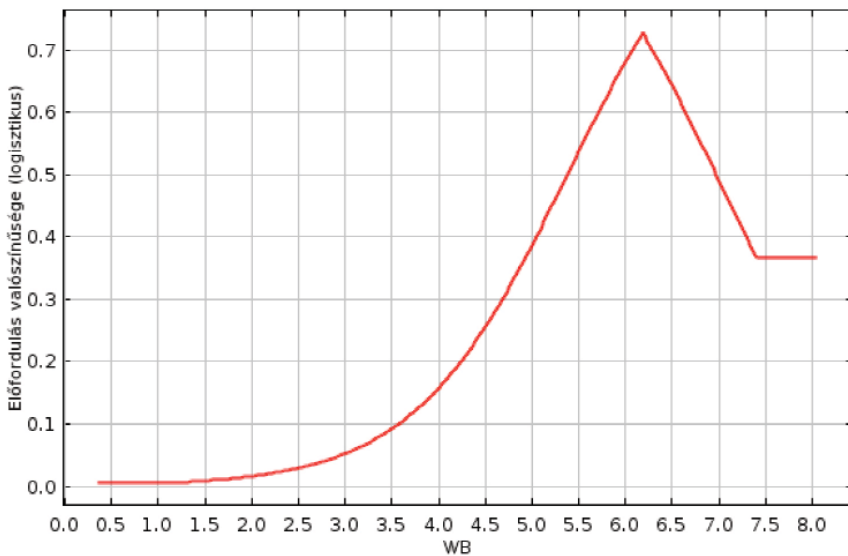
48. ábra: A bükk 36-50 cm törzsméretű egyedeinek borítása és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



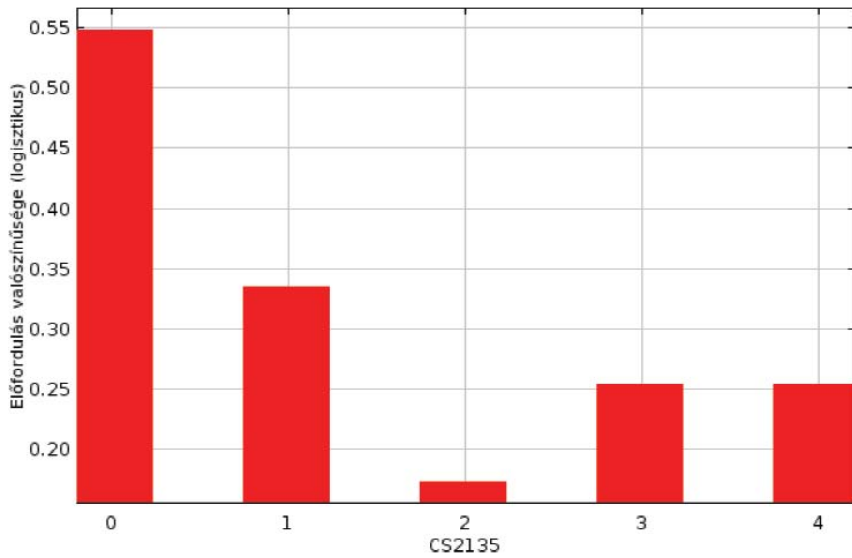
49. ábra: A bükk 50 cm-nél nagyobb törzsméretű egyedeinek borítása és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



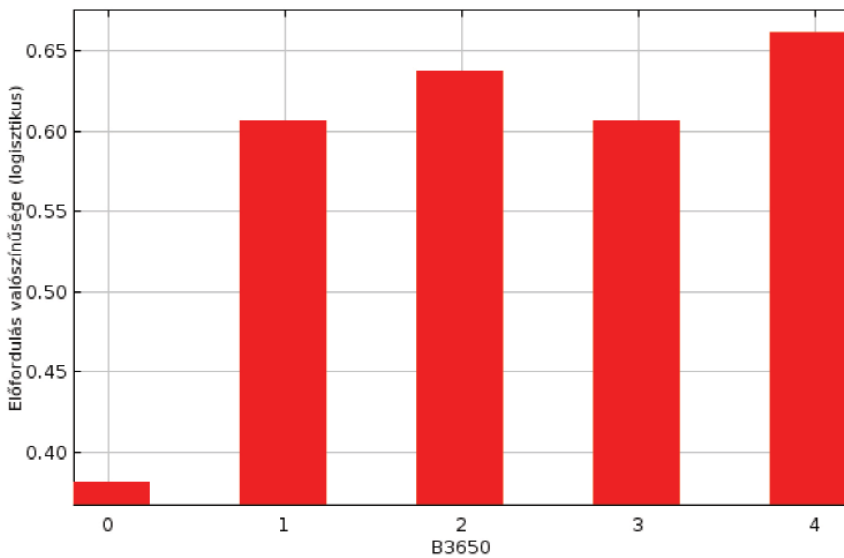
50. ábra: A bükk újulatának borítása és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



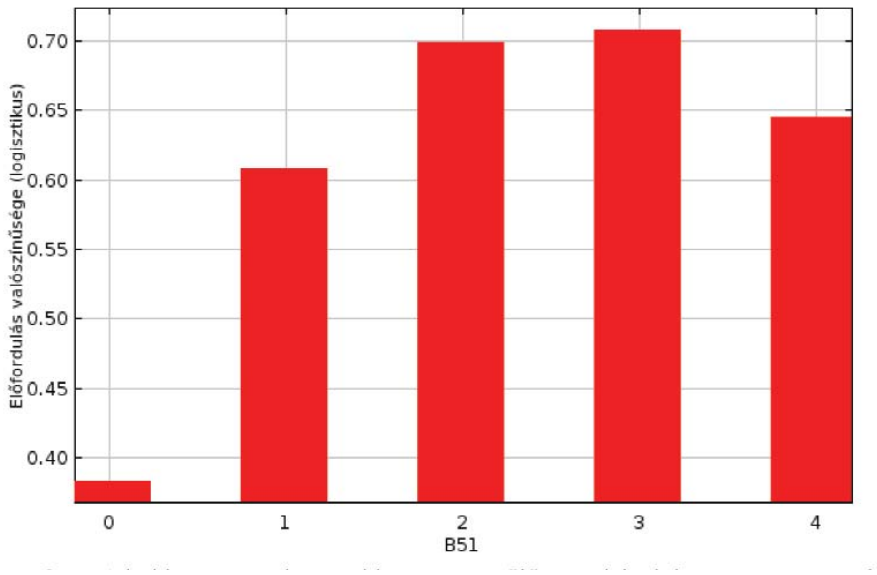
51. ábra: A Relatív talajvíz, illetve talajnedvesség (WB) és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



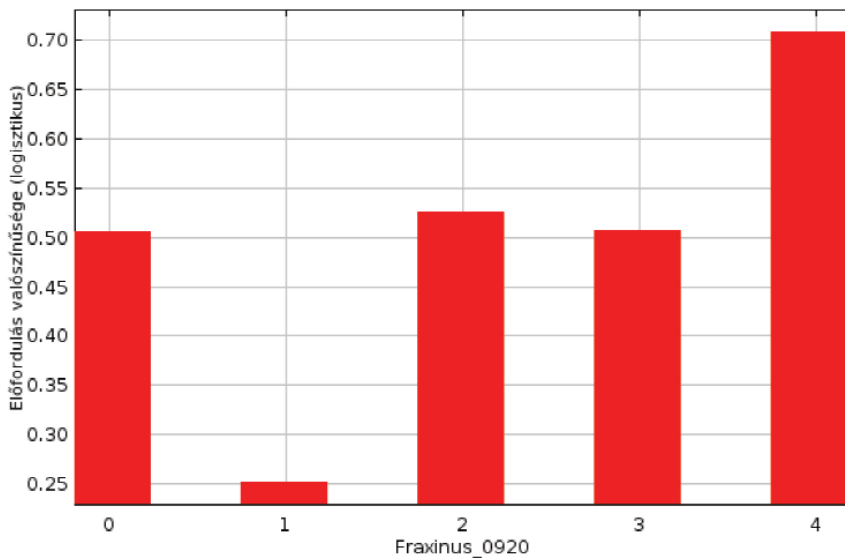
52. ábra: Az idősebb csertölgyek jelenléte és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés



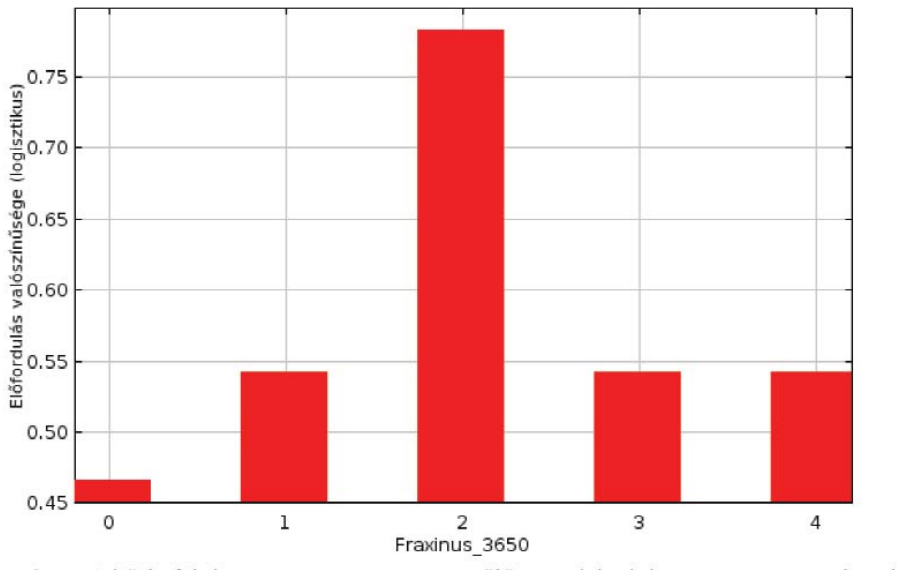
53. ábra: A bükk 36-50 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek borítása és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



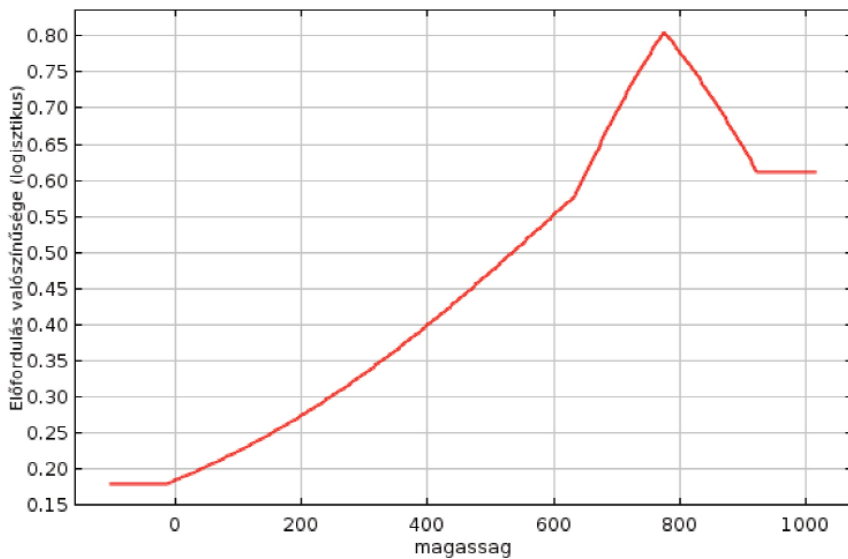
54. ábra: A bükk 50 cm-nél nagyobb törzsátmérőjű egyedeinek borítása és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



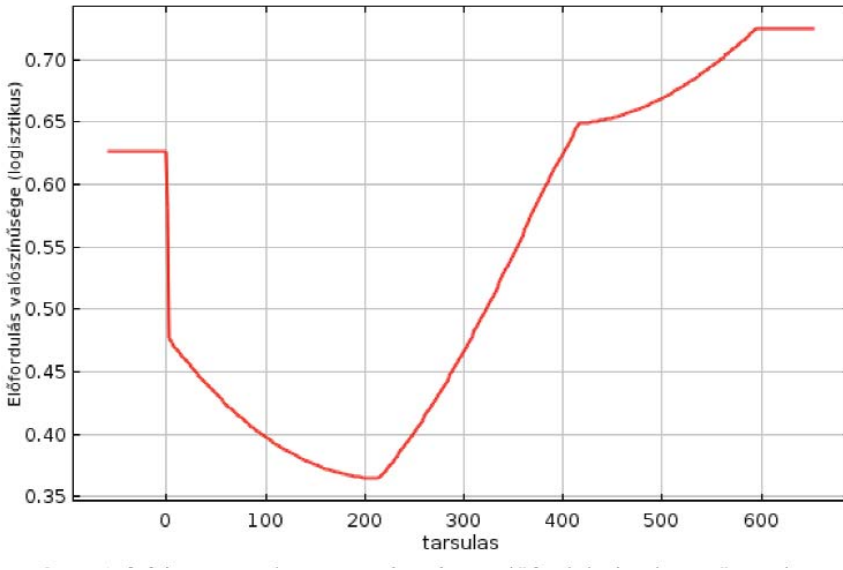
55. ábra: A kőris fajok 9-20 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek borítása és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



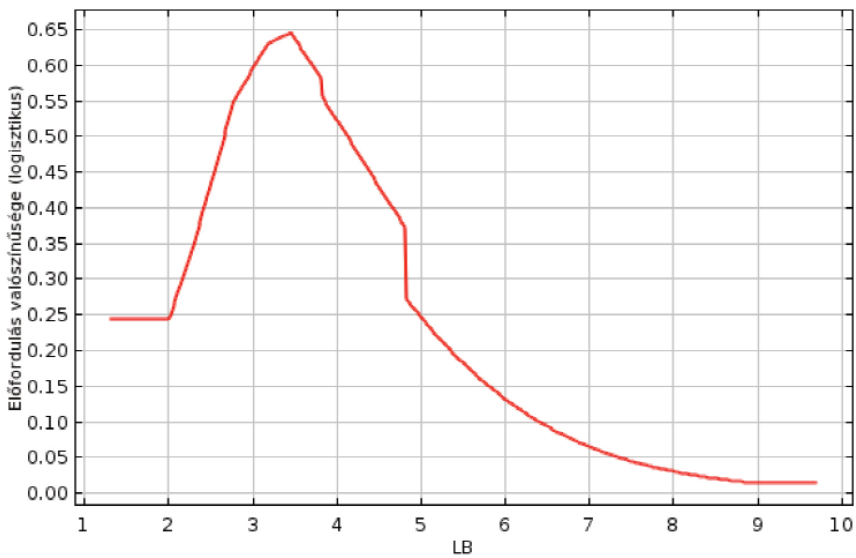
56. ábra: A kőris fajok 36-50 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek borítása és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés



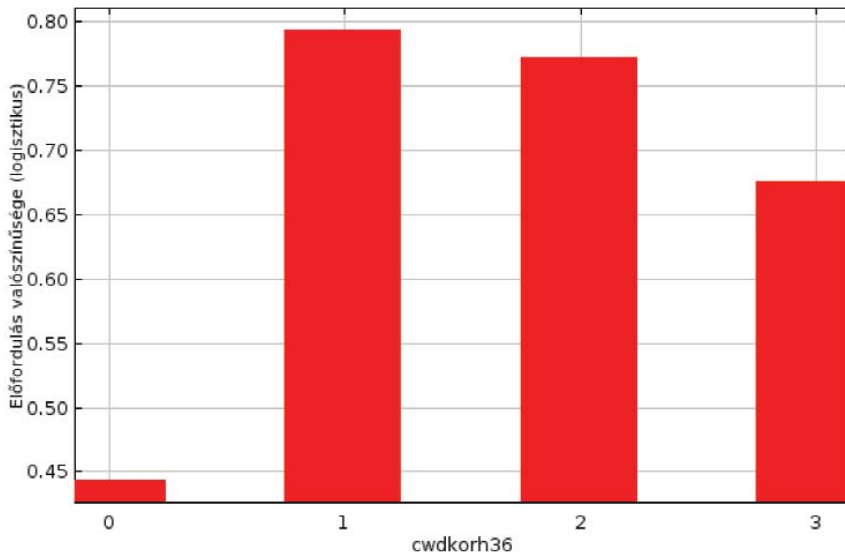
57. ábra: A tengerszint feletti magasság és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés



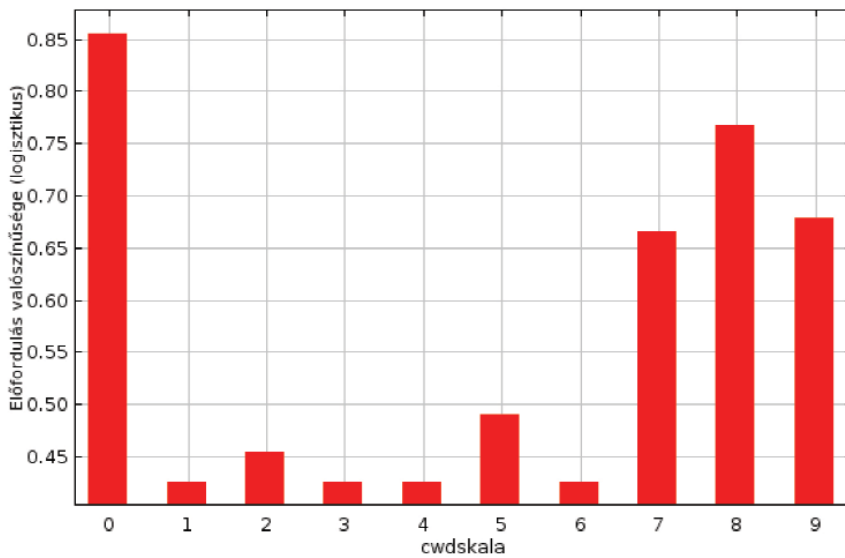
58. ábra: A fajösszetétel és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



59. ábra: A lágyszárú növények relatív fényigénye (LB) és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

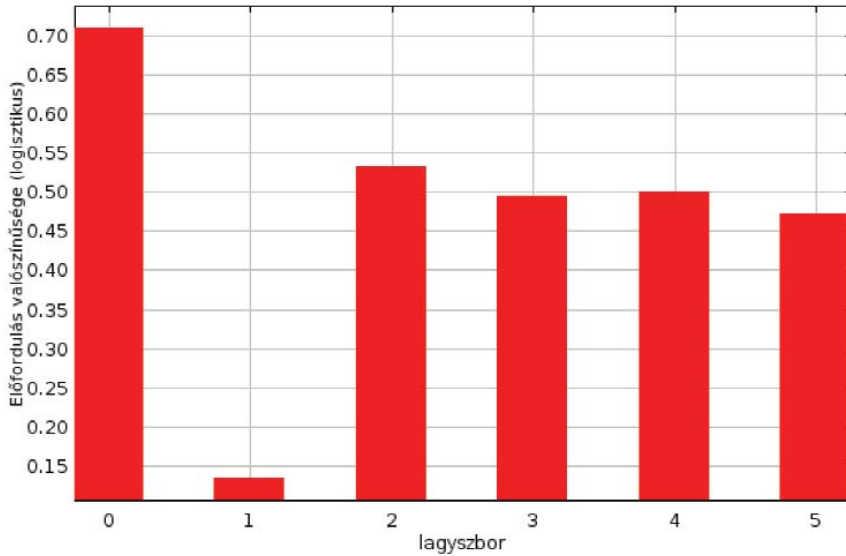


**60. ábra:** A fekvő vastag holtfa és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés

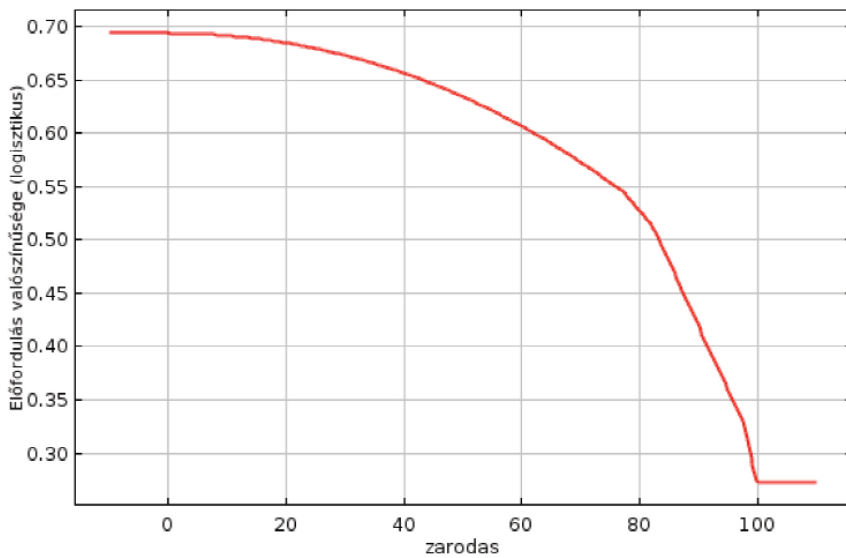


**61. ábra:** A korhadt fák jelenléte, illetve mennyisége és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

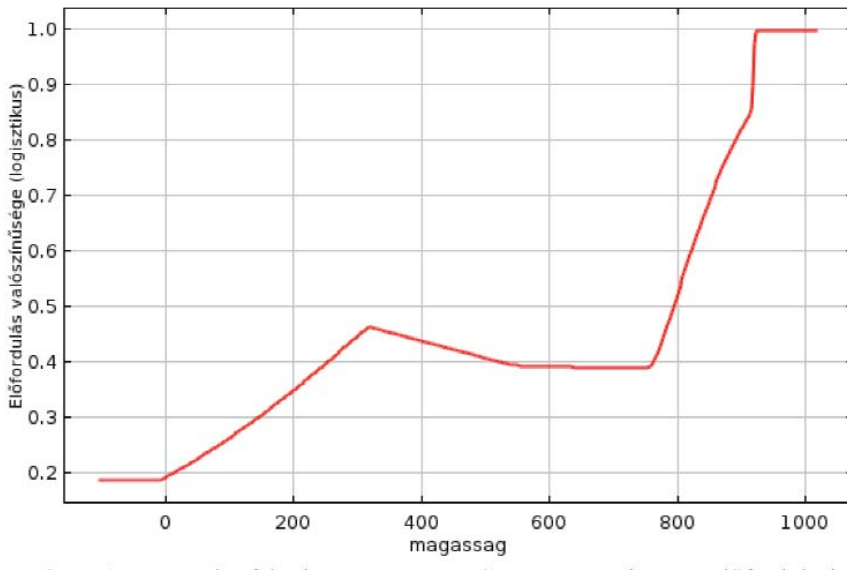




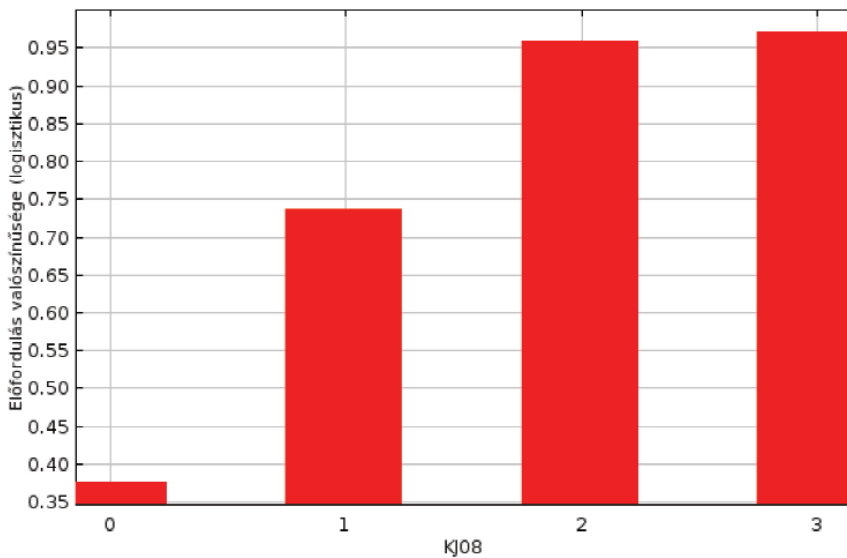
62. ábra: A lágyszárú borítottság és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



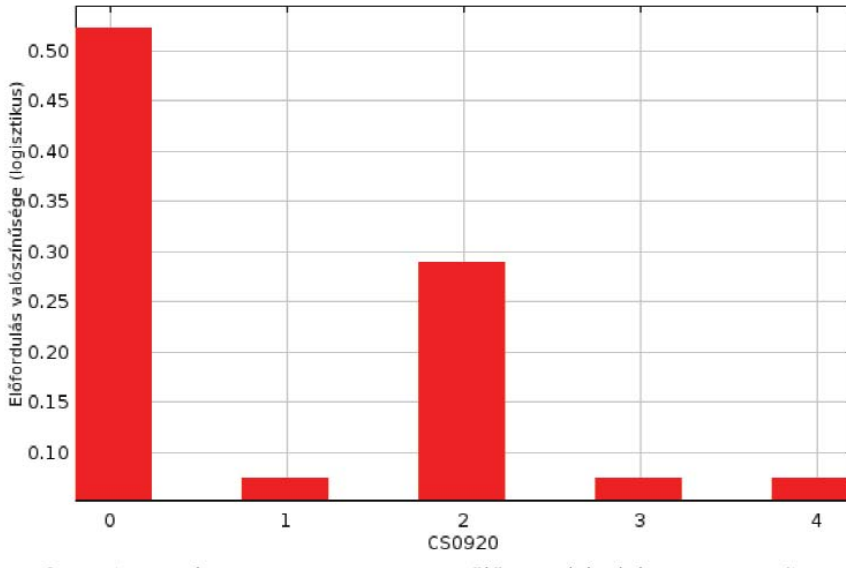
63. ábra: A lombkorona záródottsága és a *Rosalia alpina* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



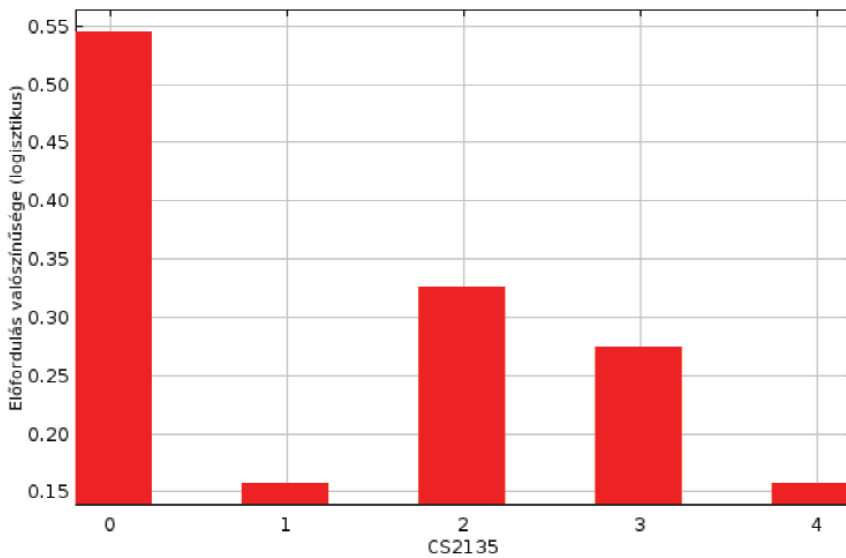
64. ábra: A tengerszint feletti magasság és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



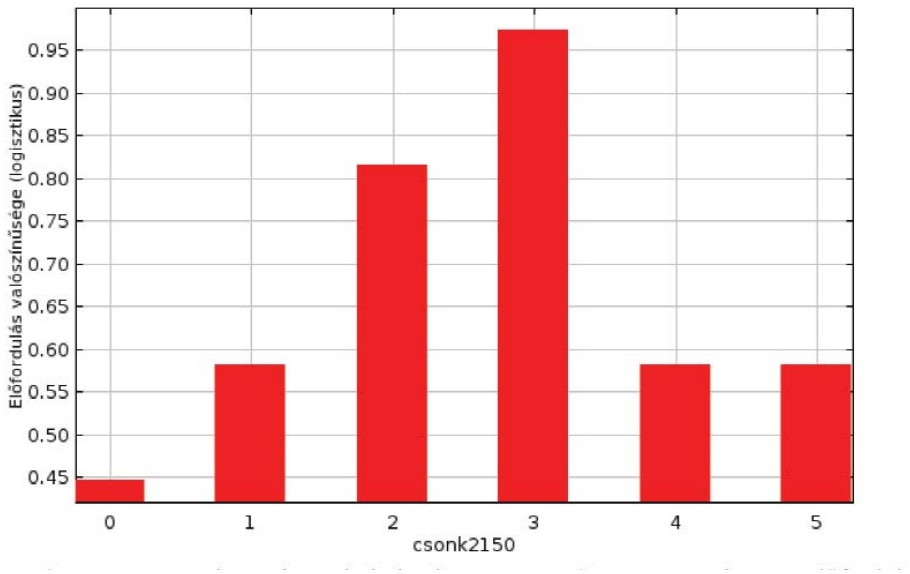
65. ábra: A korai juhar 8cm alatti törzsátmérőjű egyedeinek borítása és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



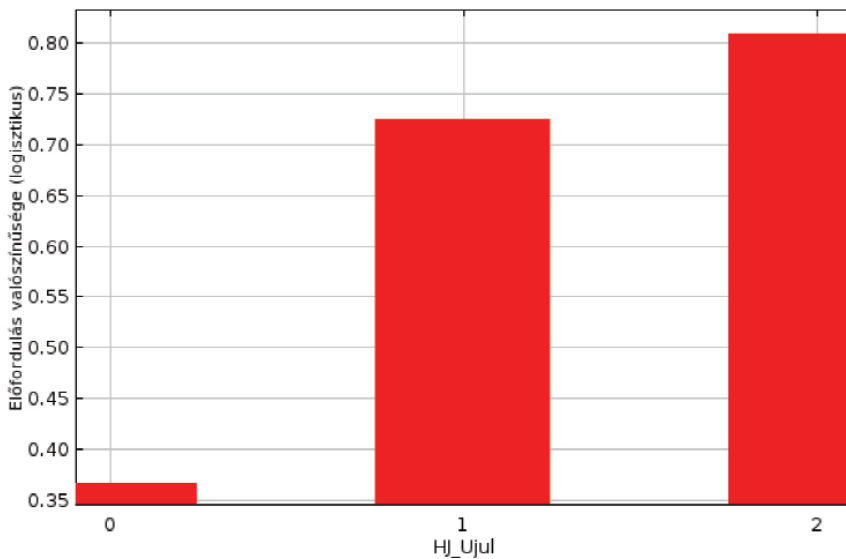
66. ábra: A csertölgy 9-20 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek borítása és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



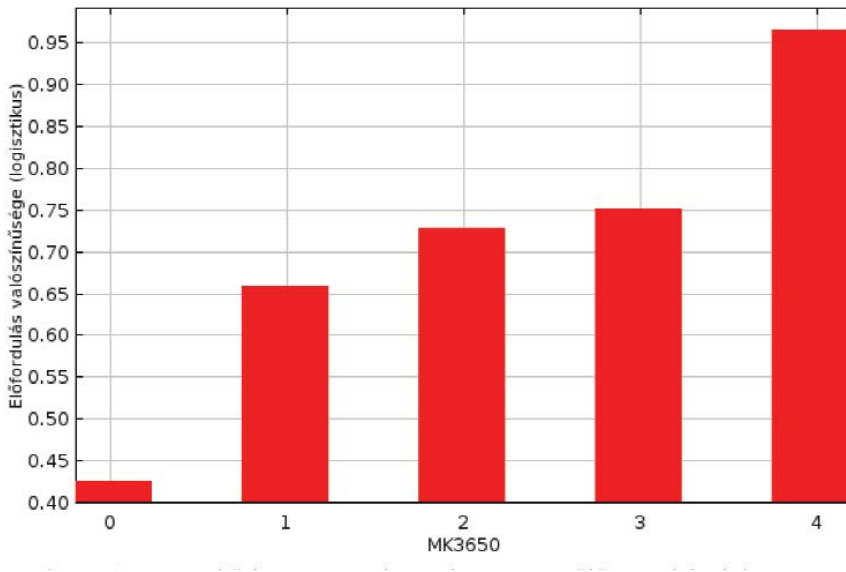
67. ábra: A csertölgy 21-35 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek borítása és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



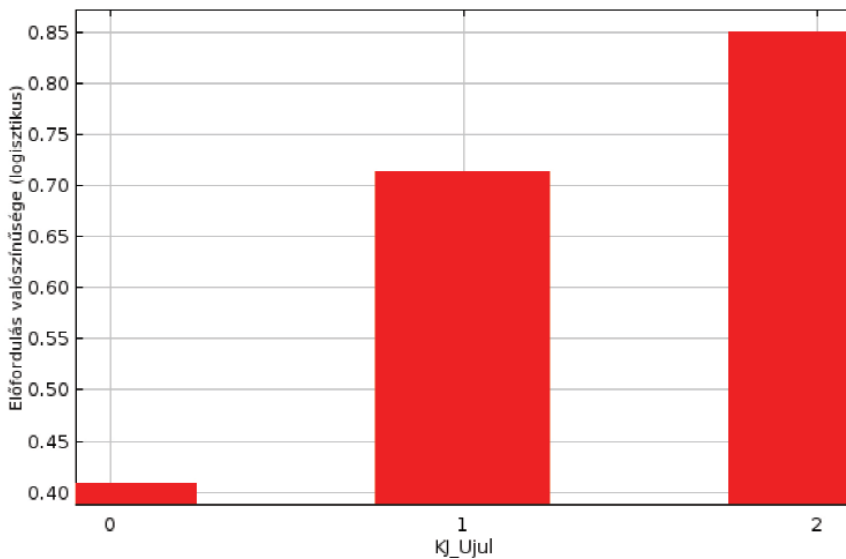
68. ábra: 21-50 cm közötti csonek darabszáma és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés



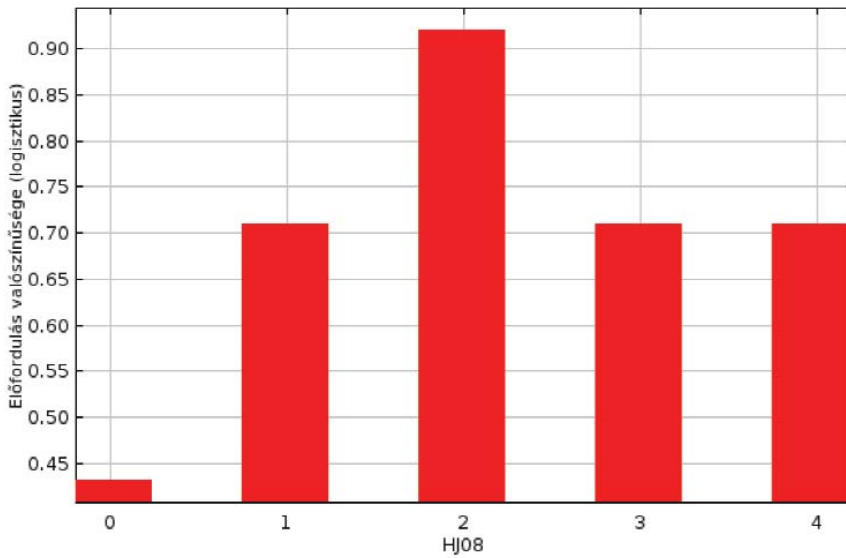
69. ábra: A hegyi juhar újulata és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés



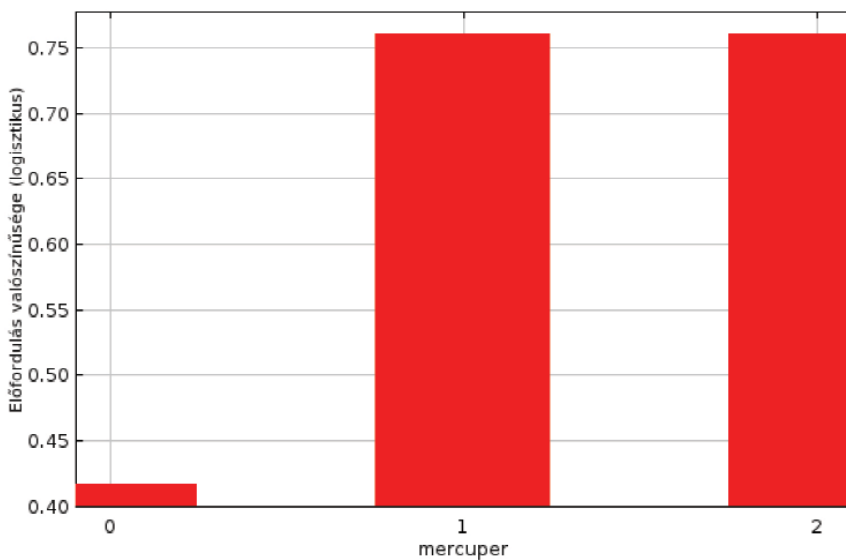
70. ábra: A magyar kőris 36-50 cm közötti törzsátmérőjű egyedeinek borítása és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



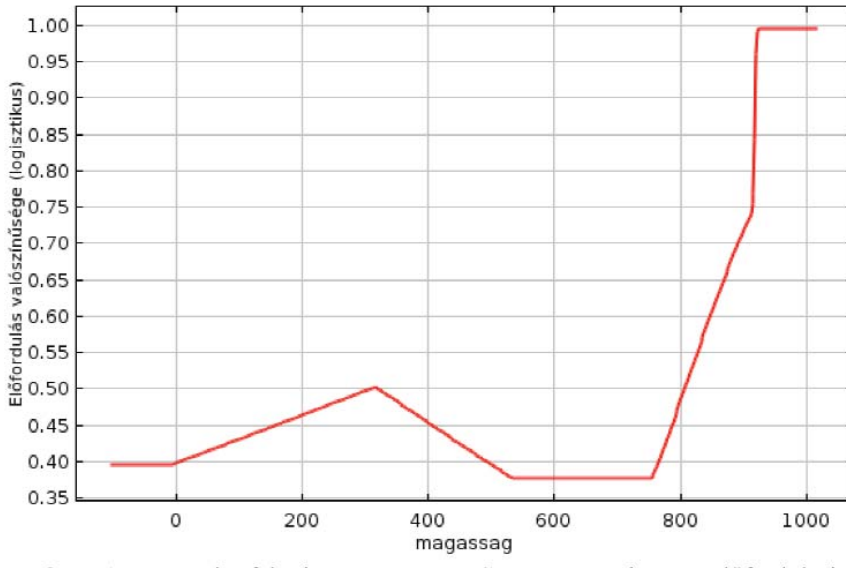
71. ábra: A korai juhar újulata és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



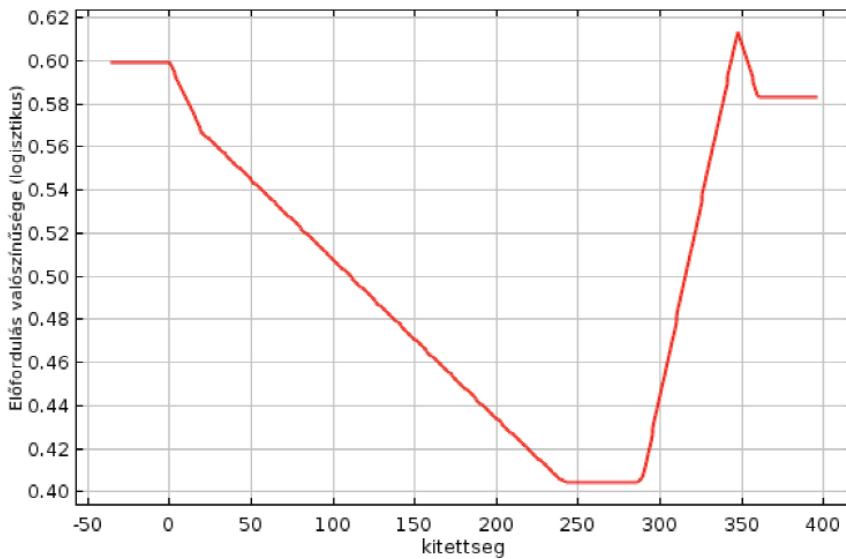
72. ábra: A hegyi juhar 8cm alatti törzsátmérőjű egyedeinek borítása és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



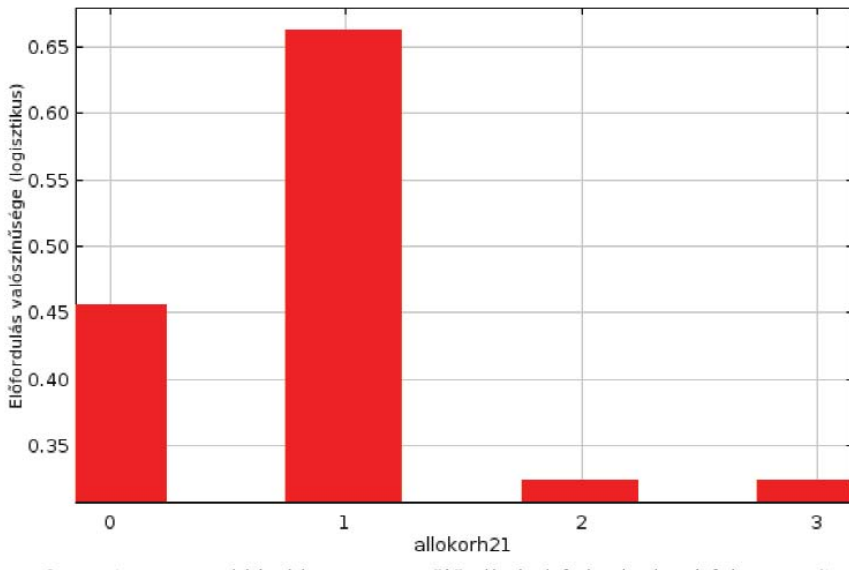
73. ábra: Az erdei szélfű és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés



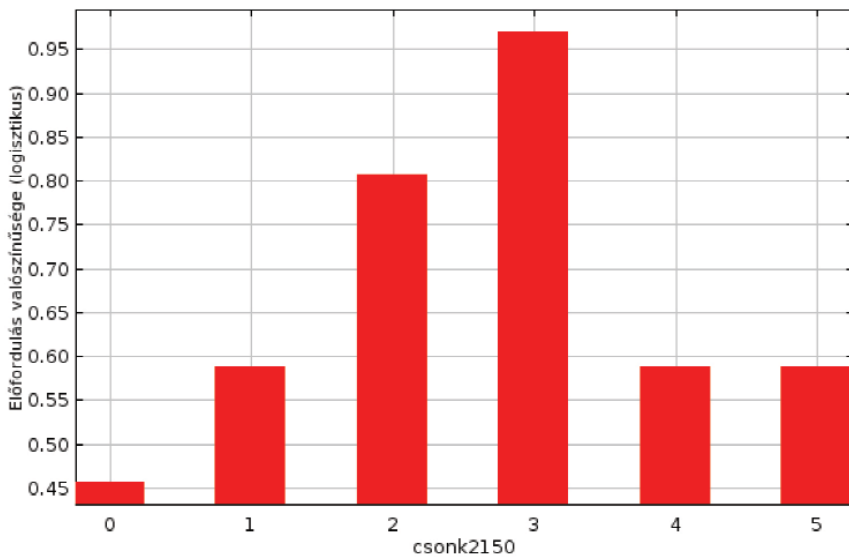
74. ábra: A tengerszint feletti magasság és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



75. ábra: A kítetttség és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

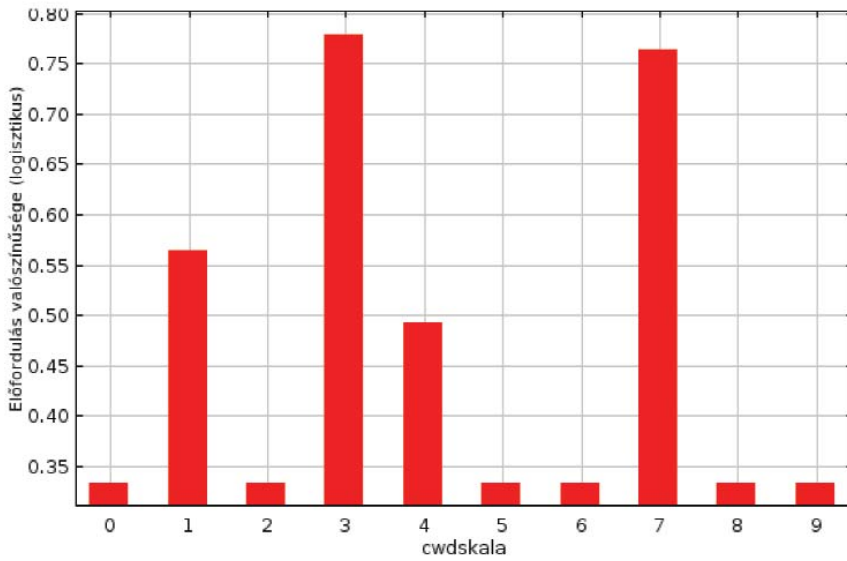


76. ábra: A 21 cm-nél kisebb törzsátmérőjű álló holtfa korhadsági foka és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.

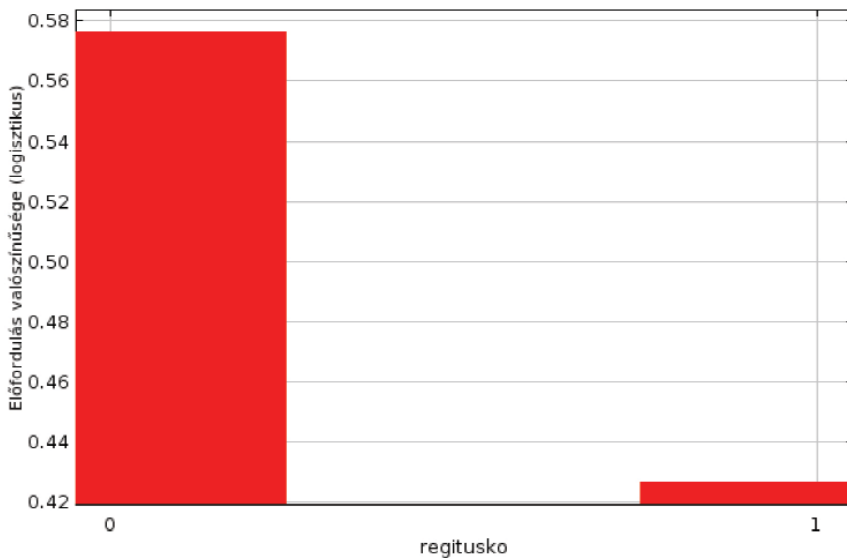


77. ábra: 21-50 cm közötti csonkok darabszáma és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés

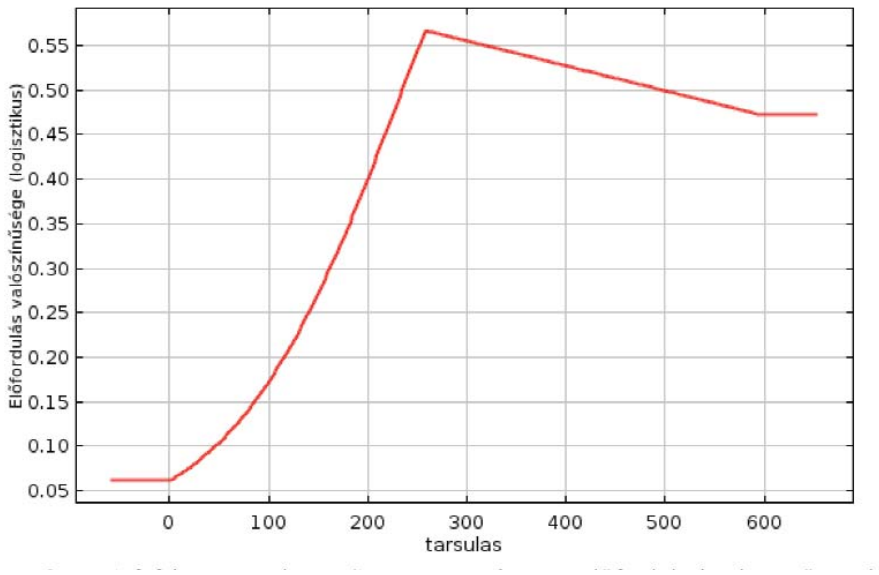




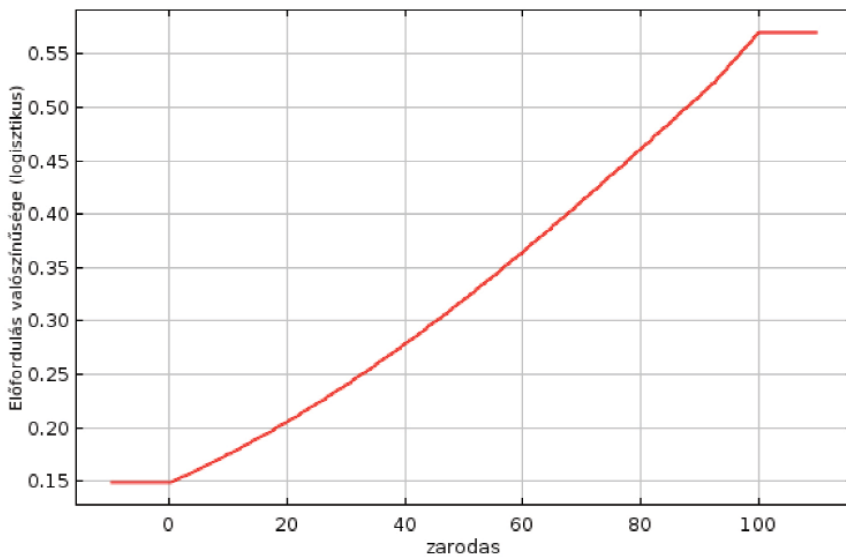
78. ábra: A fekvő holtfa mennyisége és minősége és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



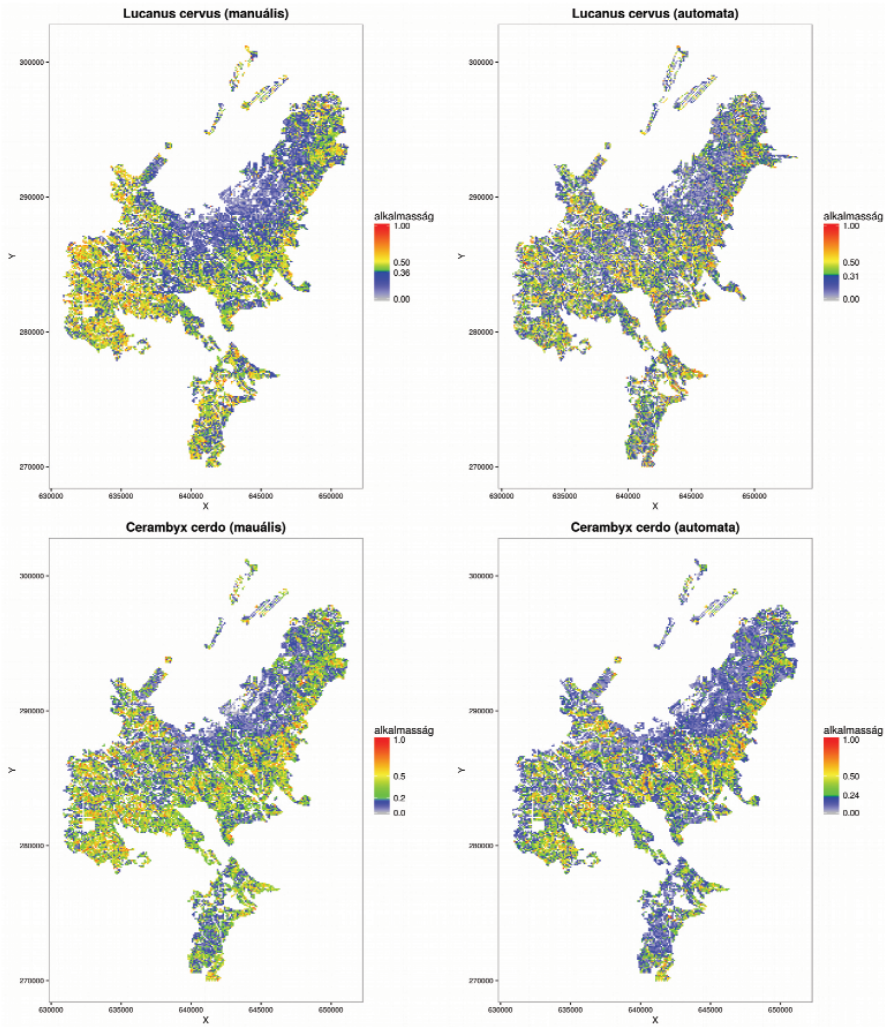
79. ábra: A régi tuskók jelenléte és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés.



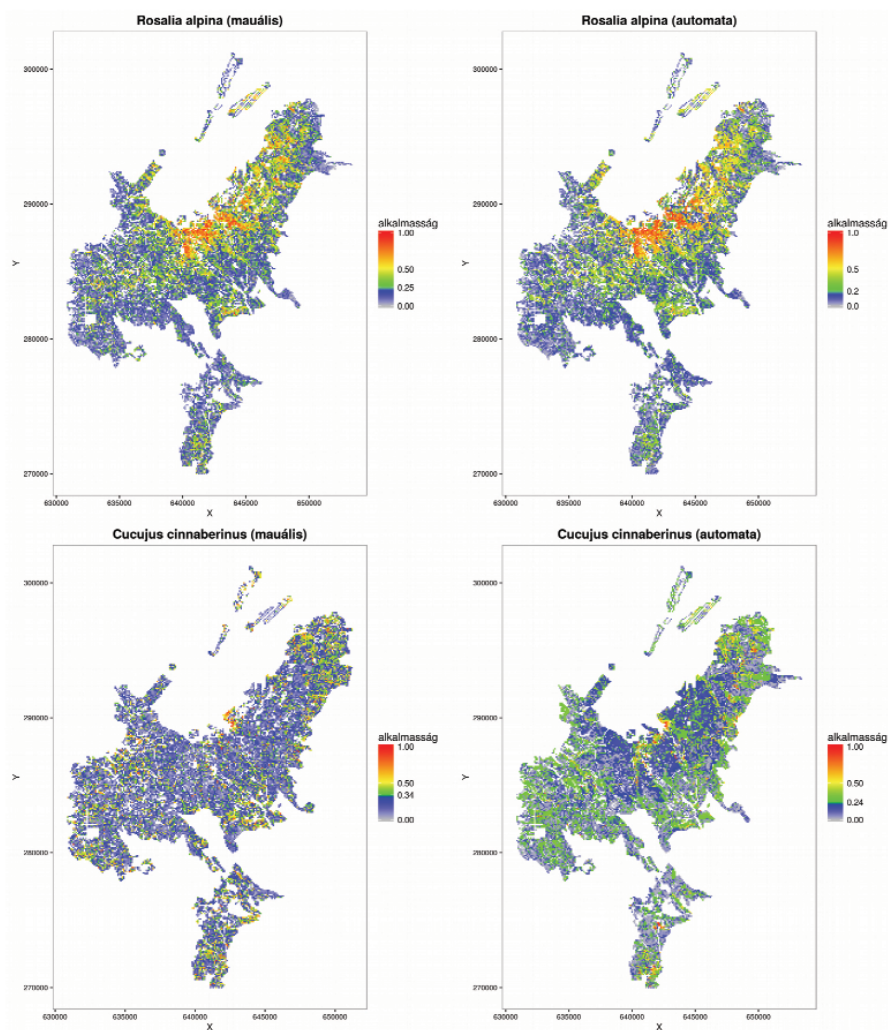
**80. ábra:** A fajaj összetétel és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés



**81. ábra:** A záródottság és a *Cucujus cinnaberinus* előfordulási valószínűsége közötti összefüggés



**82. ábra:** A *Lucanus cervus* és a *Cerambyx cerdo* elterjedés modelljeinek predikciói. A melegebb színek alkalmasabb területeket jelölnek.



**83. ábra:** A *Rosalia alpina* és a *Cucujus cinnaberinus* elterjedés modelljeinek predikciói. A melegebb színek alkalmasabb területeket jelölnek.

### III.3 DISZKUSSZIÓ

#### III.3.1 Szaproxilofág bogarakkal kapcsolatos eredmények diskussziója

Általánosságban elmondható, hogy az erdőfelmérés során rögzített igen nagy számú (902) változónak csupán a töredéke volt az, amely akár minimális mértékben is, de alkalmas volt a vizsgált xilofág fajok elterjedésének modellezésére. Néhány esetben a fajok életmenetéből adódóan teljesen nyilvánvaló változók is kiestek, mint pl. az elváló kéreg nevű mikrohabitat kategória a skarlátbogár esetében. A modellezés során kétféle megközelítést alkalmaztunk. Az automatizált módszernél a 10, önmagában leginkább magyarázó változót használtuk fel, a „manuális” modelleknél pedig a fajok életmenetét és a változók magyarázó erejét figyelembe véve választottuk ki azokat a változókat, amelyekről azt gondoltuk, hogy leginkább meghatározzák az adott faj előfordulását. Mindkét módszernek megvannak a maga előnyei és hátrányai.

Bár az automatizált módszert sokkal objektívebbnek gondolhatnánk, sokszor olyan változók bevonását eredményezte, amelyek közvetlenül aligha hatnak az általunk vizsgált xilofágok elterjedésére. Jó példa erre, hogy több esetben is nem tápnövény fásszárú újulatának borítottsági értékei bizonyultak igen alkalmas változónak a fajok elterjedésének prediktálására.

Ezzel szemben a „manuális” modelleknél olyan változókat választottunk ki, amelyek nagy része közvetlenül hatással lehet a vizsgált fajok előfordulására, ilyen pl. a lárvák táplálékául szolgáló fajok jelenléte. Ennél a típusú változószelekciónál is figyelembe vettük a változók magyarázó erejét, így kerültek be az inkább az élőhelyet jellemző ökológiai indikátorok, mint amilyen például a lágyszárúak relatív fényigénye. A skarlátbogártól eltekintve minden faj esetében hasznos változónak bizonyult a relatív fényigényből számolt változó. Bár ez a változó szignifikánsan korrelált a záródottság változóval érdekes módon a korreláció erőssége messze elmaradt a kritikus szinttől, így adott esetben mindkét változó bekerülhetett a modellbe. Az elemzést nehezítette, hogy a botanikusok által rögzített változók egy jelentős része bináris (1, és 0) jellegű, mások pedig diszkrét skála adatok. Az ilyen változók közötti korreláció mértékének meghatározása nem lehetséges az általánosan elterjedt Pearson-féle korrelációs együtthatóval, mivel annak feltételei nem teljesülnek (folytonosság, linearitás, normalitás). Helyette kevésbé elterjedt korrelációs együtthatók használhatóak, mint pl. a Spearman-féle rangkorrelációs együttható. További problémát jelent, hogy az erdőfelmérés nem feltétlenül az adott bogár megtalálási pontján történt. Ez különösen

olyan esetekben válik fontossá, amikor a vizsgált faj egy speciális mikrohabitat jelenlétéhez köthető, vagy a peterakó hely jelentősen eltér a táplálkozó-, illetve a szaporodó helytől.

### III.3.1.1 Nagy szarvasbogár

Lárvája elsősorban korhadó tölgyekhez kötődik, így nem meglepő módon tölgyeseink jellemző faja. A tölgyek mellett bükk és különböző fűzfajok is számításba jöhetnek a lárvák táplálékforrásaként. Az automatikus változó szelekció által leszűkített halmazba az előzetes ismereteknek megfelelően belekerült a kocsánytalan tölgy nagyobb, 36–50 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek borítottsága (KTT3650), illetve a fekvő korhadt fa mennyisége és minősége (cwdskala). Bár ezek fontos részét képezik a modellnek, a várakozással ellentétben százalékos részvételük elmarad a gyertyán közepes átmérőjű állományának borítási értékeitől (GY2135): itt alacsonyabb értékeknél ( $x < 5\%$ ) volt a legnagyobb a faj előfordulási valószínűsége. Ezek mellett kisebb részesedéssel számos olyan változó került be az automatikus modellbe, amelyek közvetlenül nem hathatnak a faj jelenlétére, mint például a veresgyűrűs som és a 8 cm alatti törzsátmérőjű virágos kőris. A bükk idősebb egyedeinek borításával való összefüggés nehezen értelmezhető, mivel a 0 és a 2 kategóriánál volt a legnagyobb a faj előfordulásának a valószínűsége. Bár a bükk szerepel a nagy szarvasbogár alternatív tápnövényei között, a faj ritkán fordul elő bükkösökben. Ez az ellentmondásos helyzet valószínűleg faj klímaigényéből adódik. A nagy szarvasbogár számára a bükkösök mikroklimája valószínűleg túl hűvös, így bár a holtfaanyag megfelelő lenne számára, ez az élőhely csak marginálisan képes biztosítani az életfeltételeket.

A nagy szarvasbogár manuális modelljének esetében az általunk kiszelektált változók néhány kivételtől eltekintve nagyon hasonló százalékos részesedéssel vettek részt a MaxEnt modell predikciójának kialakításában. Ezeket a változókat az összevont tölgyfajok borítottsági értékei, illetve a jelen levő holtfamennyiség alkották. A MaxEnt, a kevéssé záródott állományokban, alacsonyabb tengerszint feletti magasságra prediktálta az alkalmasabb élőhelyeket a nagy szarvasbogár számára. Érdemes megemlíteni, hogy az alternatív (nem tölgy) táplálékként szolgáló fafajok közül egyedül az idősebb fűzek egyedeinek magasabb borítási értékei befolyásolták pozitívan a faj előfordulási valószínűségét. Ezzel szemben a tengerszint feletti magasság és a lombkorona záródottságának növekedése negatívan befolyásolta a faj előfordulási valószínűségét.

A nagy szarvasbogár esetében is érdemes összehasonlítani az automatikus és a „manuális” modell térképen megjelenített predikcióit. A manuális modell a Börzsöny sokkal nagyobb részére prediktál alkalmas területet, mint az automatikus.

A nagy szarvasbogár jelenleg még hegy- és dombvidékeken általánosan elterjedt faj, amely a számára kedvező helyeken gyakorinak mondható, a megfelelő élőhelyek fenntartása nélkül azonban összeomolhatnak állományai. Az elemzés több szempontból is megerősítette a faj élőhely- preferenciájával kapcsolatos eddigi, elsősorban tapasztalati alapú ismereteket. Az egyes változók és a nagy szarvasbogár előfordulási valószínűsége közötti összefüggések alapján elmondható, hogy a Börzsönyben a faj az alacsony és közepes tengerszint feletti magasságon található középkorú vagy idős tölgyeseket kedveli. Az ilyen erdőkben nagyobb az esélye a lárvák számára megfelelő korhadt faanyag jelenlétének. Bár ennek mennyiségét mutató változók is jelen voltak a modellekben, százalékos részvételük elmaradt a fajok borítottsági értékeitől. Ennek az ellentmondásnak több oka is lehet. A holt faanyag faji identifikációja nem mindig volt lehetséges, ami nyilvánvalóan torzítást okozhatott a fajspecifikus változók esetében. Más részről az általános változók (pl. cwdkorh, cwdskala), amelyek valószínűleg sokkal pontosabban tükrözik a valós helyzetet, nem fajspecifikusak és egy táplálék specialista bogár számára ez fontos különbséget jelent.

### III.3.1.2 Nagy hőscincér

Lárvája még élő, idős, sérült tölgyekhez kötődik, így a nagy szarvasbogárhoz hasonlóan tölgyeseink jellemző faja. Az automatizált modell esetén a légyszárúak relatív fényigénye mutatkozott a legfontosabb magyarázó változónak, meg kell azonban jegyezni, hogy a kocsánytalan tölgy nagyobb törzsátmérőjű kategóriája (KTT3650) és a korai juhar 9–20 cm törzsátmérőjű (KJ0920) egyedeinek borítottsága sem marad el mögötte jelentősen. Ezek közül egyedül a kocsánytalan tölgy jelenléte befolyásolja közvetlenül is a faj jelenlétét. A délies kitettségű, kevésbé záródott erdőállományokban nagyobb a faj előfordulási valószínűsége, ami könnyen értelmezhető egy alapvetően melegkedvelő faj esetében.

A manuális változó szelekciónál egyértelműen az idősebb tölgyek (*Quercus3650*, *Quercus2135*) bizonyultak a legfontosabb változóknak. Az álló holtfa és a fekvő holtfa szintén pozitívan befolyásolta a faj előfordulási valószínűségét.

Mind a manuális, mind az automatizált modellek alapján a délies kitettségű, 20%-nál nagyobb, de 80%-nál kisebb záródású idősebb tölgyes állományokban a legnagyobb a faj előfordulási valószínűsége.

A térképes elterjedés predikciók alapján a faj számára alkalmas területek a Börzsöny alacsonyabb részein találhatóak, klímazonális tölgyesekben. Ez az általános kép jól illeszkedik az eddigi tapasztalatokhoz. A megfelelő erdőstruktúra, illetve a lárvák fejlődése szempontjából kulcsfontosságú sérült tölgyek jelenléte elengedhetetlen a faj megőrzéséhez.



### III.3.1.3 Havasi cincér

Lárvája elsősorban elhalt bükk faanyagban fejlődik, így bükköseink egyik jellemző faja. Az automatizált modell esetében a legfontosabb magyarázó változó a tengerszint feletti magasság volt, ami szoros kapcsolatban van a különböző társulások jelenlétével, hiszen magasabb tengerszint felett a bükk válik a jellemző fafajjá. Nem véletlen, hogy a fafaj összetételt jellemző társulás változónk is jelentős százalékban részesedik a modellben. Az általános lágyszárúak borítás értékei mind az automatikus, mind a manuális modell esetében fontosnak bizonyultak. A lágyszárúakkal erősen borított élőhelyeken kisebb volt a faj előfordulásának valószínűsége. Az eddigi tapasztalatok alapján a havasi cincér az olyan kevésbé gombás fákat preferálja, amelyek napsütötte, száraz helyen találhatóak. Úgy tűnik, hogy a lombkorona záródottsága mellett a lágyszárúak borítottsága is meghatározó tényezője ezen feltételek teljesülésének. A manuális modell változói között a záródást is szerepeltettük, ennek százalékos részvétele azonban messze elmarad a lágyszárú borítottság értékétől. A bükk jelenléte mindkét modell esetében fontos változó, de százalékos részvétele a modellekben meglepően alacsony. Érdemes megjegyezni, hogy a manuális modell esetében az idősebb bükkfák jelenléte az egyik olyan változó, amelynek hiányában a statisztikák szerint jelentősen romlana a modell predikciós képessége, így tehát, bár csak kis százalékban van jelen a modellben, nagy jelentőségű változóról van szó. A térképes elterjedés becslés a két modell esetében teljesen hasonló mintázatot mutat, ami a várakozásoknak megfelelő. A faj számára legalkalmasabb területek a Börzsöny magasabb részein találhatóak, a bükkös zónában.

### III.3.1.4 Skarlátbogár

Ezen faj esetében állt rendelkezésünkre a legkevesebb, mindössze 24 jelenlétpont. Bár a MaxEnt több esetben is igen hatékonynak bizonyult ilyen kisszámú jelenlétpont felhasználásával készült elterjedés predikciókban, jelen tanulmány eredményeinek általánosíthatóságával kapcsolatban indokolt a fokozott óvatosság. Valószínű, hogy egy nagyobb mintaszámon alapuló vizsgálat egészen más eredményeket hozna.

Az automatizált modellben a tengerszint feletti magasság bizonyult a legfontosabb változónak. Nagyobb tengerszint feletti magasságon nagyobb a faj előfordulási esélye, ez azonban mint általános mintázat nem jelenik meg a térképes elterjedés predikciónál. A skarlátbogár életmenet sajátosságai meglehetősen eltérnek az eddigi fajoktól. Nem kötődik adott fafajokhoz, ráadásul éltrendjének fontos részét képezi az állati eredetű táplálék. Tapasztalatok alapján az olyan fás élőhelyeken gyakori, ahol a nyárfa fajok egyedszáma magas. Ez az



összefüggés azonban nem volt megfigyelhető a vizsgált területen. Az összevont nyárfa fajok jelenléte semmilyen összefüggést nem mutatott a skarlátbogár jelenlétével. Fontos tényező a faj számára az elváló, de még a fán található kéreg jelenléte. Az elváló kéreg, mint mikrohabitat-kategória szerepelt ugyan az erdőfelmérés során rögzítendő paraméterek között, ez a változó azonban a szelekció során teljesen alkalmatlannak bizonyult a faj előfordulásának prediktálására.

Az automatizált modell esetében a korai juhar fiatalabb, 8 cm-nél kisebb átmérőjű egyedeinek, a csertölgy 9–21 illetve 21–35 cm-es törzsátmérőjű egyedeinek (CS0920 és CS2135), a hegyi juhar újulat és a magyar kőris idősebb egyedeinek borítási értékei bizonyultak hasznos változónak a faj elterjedésének prediktálására. A 21–50 cm közötti csonkok darabszáma (csonk2150) esetén a középső kategóriáknál volt nagyobb a faj előfordulási valószínűsége. A facsonk olyan lábon száradt egyed, amely törzstörött vagy biológiai folyamatok (lebontó szervezetek, madarak, stb.) következtében lepusztult, így magassága az újulati szint felső határát nem éri el (maximális magasság 2,5 m). Nehezen értelmezhető, hogy ténylegesen milyen kapcsoltság lehet a skarlátbogár előfordulása és ezen változók között.

A térképes elterjedés predikció alapján látható, hogy a modell a skarlátbogár számára a többi vizsgált fajhoz képest viszonylag szűkebb elterjedést prediktál, ennek valószínűsége azonban a jelenleg rendelkezésre álló információk tükrében nehezen megítélhető.

A manuális modellnél általánosabb változókat próbáltunk kiválasztani. A kiválasztott változók közül itt is a tengerszint feletti magasság volt a leghasznosabb. Az automatizált modellhez hasonlóan, nagyobb tengerszint feletti magasságnál megnő az előfordulás valószínűsége. A korhadttá különböző kategóriái (cwdskala, csonk2150, allokorh21) szintén hasznos változónak bizonyultak, az előfordulási valószínűség ezekkel való összefüggése azonban nem lineáris, nehezen értelmezhető.

A társulás és a záródottság esetében a nagyobb értékeknél nő meg az előfordulás valószínűsége. A térképes predikció itt sem mutatott egységes nagy elterjedési területet. A záródottsági értékek és az előfordulási valószínűség kapcsolata esetén zavaró, hogy az eredmények teljesen ellentmondanak egy nemrégiben készült cseh tanulmánynak, ahol HORÁK és mtsai (2010) éppen ellenkező eredményt kaptak egy szisztematikus vizsgálat során. Az idézett cikk egyik fő eredménye, hogy a skarlátbogár a napsugárzásnak kitett holt fákat preferálja. Ahhoz, hogy magyarázatot találjunk az ellentmondásra és biztosak legyünk abban, hogy a kapott eredményeink nem csak a viszonylag kisszámú jelenlétpont torzításának köszönhetőek, mindenképpen további vizsgálatok szükségesek.

### III.3.2 A vizsgált bogár fajok diszperziós képessége

Az eredmények értelmezéséhez érdemes figyelembe venni azt a tényt, hogy röpképes fajokról van szó. Az egyes fajok valódi diszperziós képességének megbecslése nem egyszerű feladat. Alapvetően három módszerrel szokásos a terjedési képesség becslése: jelzés-visszafogás vizsgálattal, rádió-telemetriával és genetikai alapon. Az eddigi tapasztalatok alapján a jelzés-visszafogás messze alulbecsüli a fajok valódi diszperziós képességét. Ennek az az oka, hogy a nagy távolságokban történő diszperzió ritka esemény, aminek kimutatása a direkt módszernek számító jelzés visszafogással legtöbbször nem sikerül. Ezek a ritka események azonban kulcsfontosságúak a faj terjedése és a metapopulációs szerkezet fenntartása szempontjából (STEVENSON és mtsai 2010). Például a részletesen vizsgált *Maculinea arion* esetében a genetikai alapon kimutatott diszperziós távolság 15-ször nagyobb, mint amit valaha is megfigyeltek jelzés-visszafogás vizsgálat során (UGELVIG és mtsai 2012)

A xilofág fajok esetén a legnagyobb diszperziós képességet a kis termetű fajoknál figyelték meg, amelyek passzív módon, a szél segítségével is képesek terjedni. A nagyobb méretű fajoknál ez sokkal ritkább esemény. Bár a szarvasbogarak nem kiváló röpközők, és leggyakrabban a földön közlekedve látjuk őket, hímjeikről rádió -telemetriás vizsgálatok mégis kimutatták, hogy több mint 2 km-re is képesek elvándorolni a kikelési helyüktől (RINK és SINSCH 2007). A nőstények esetében ez a távolság maximum 762 m-nek adódott.

DRAG és mtsai (2011) jelzés-visszafogás vizsgálata alapján a havasi cincér több mint 1,6 km-re is képes elmozogni. A szerzők véleménye szerint a faj erősen mobilis, és legalább néhány kilométernyi távolságra képes elmozogni a kikelés helyétől. Ezt támasztja alá DRAG és mtsai (2015) variábilis mikroszatelliteken és a citokróm -oxidáz 1 alegységén alapuló genetikai vizsgálata, amelyből kiderül, hogy a közép -európai állományok kevésbé differenciálódtak. A genetikai vizsgálatok alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a havasi cincér nagy nyílt populációkban tenyészik.

A nagy hőscincér diszperziós képessége kevésbé ismert, de annak alapján, hogy az imágók rövid életűek, továbbá hogy elsősorban alkonyat után repül, azt feltételezik, hogy csak kis távolságokra mozog el (BUSE és mtsai 2008). Az EU Natura 2000 fajokra vonatkozó összeállításában (<http://ec.europa.eu>) azt olvashatjuk, hogy az imágók nem repülnek messzebb 500 méternél. Sajnos az utóbbi információhoz nem tartozik forrás.

A skarlátbogárral kapcsolatban az ilyen jellegű információk sajnálatos módon teljesen hiányoznak, az imágók azonban itt is röpképesek.

A fajok mozgékonyaságából következik, hogy nem csak az adott megtalálási pontra rögzített változóknak van jelentősége a faj számára, hanem azok környezetének is. Az erdőfelmérés során rögzített adatok igen finom léptékű elemzést tesznek lehetővé, mivel az ebből képzett raszterek maximális felbontása  $100 \times 100$  m, ha azonban a bogár diszperziós képességét is figyelembe vesszük, nyilvánvalóvá válik, hogy a megtalálási ponttól egy adott sugarú körben jelen levő környezeti paramétereket is számításba kell vennünk. Így például lehetséges az, hogy a bogár jelenlét pontja egy olyan mintavételi négyzetbe esik, ahol pl. a felmérés során nem sikerült a faj számára nélkülözhetetlen mikrohabitatot találniuk a térképezőknek.

Az előbb jellemzett probléma feloldását jelenthetné a háttérváltozókként szolgáló raszterek felbontásának növelése. Kézenfekvőnek tűnik pl.  $500 \times 500$  m-re csökkenteni az eredeti felbontást, sajnos azonban ez olyan mértékben lecsökkenti az elemzés alapjául szolgáló kvadrátok (pixelek) számát, hogy az nagyban befolyásolhatja a módszer megbízhatóságát. A csak jelenlét pontokat használó statisztikák esetében, mint amilyen a MaxEnt is, a jelenlét pontokat az úgynevezett háttérpontokhoz (más néven pszeudo-abszcencia pontok) képest vizsgálja az algoritmus. A módszer akkor működik jól, ha a háttérret sok pont alapján határozzuk meg. Ez a MaxEnt esetében kb. 10 000 háttérpontot jelent (BARBET-MASSIN és mtsai 2012). A felbontás csökkentésével ezt a számot meg sem közelíti a lehetséges háttérpontok száma (kb. 1 000).

Általános tanulásgént levonható, hogy az elterjedés modellezés, amennyiben a faj változókhöz való viszonyát is értékelni akarjuk, nem automatizálható, legalább is nem teljes mértékben. Az egymással korreláló változók közül azokat érdemes kiválasztani, amelyek a ténylegesen ható tényezők közé sorolhatóak. Ilyen módon elkerülhető az olyan változók bevonása, amelyek csupán azért bizonyulnak hasznos prediktornak, mert a vizsgált rovar faj előfordulásával korrelációt mutatnak, tehát ugyanazon élőhely kvadrátban fordulnak elő. Még az is előfordulhat, hogy az adott földrajzi léptékben ezek a nem ható tényezők önmagukban jobban prediktálják a faj előfordulását, az ilyen, adott körülmények között hasznosnak mutató változók általános használhatósága azonban erősen kétséges a vizsgálati területen kívül.

## IRODALOMJEGYZÉK

- BARBET-MASSIN, M., JIGUET, F., ALBERT, C. H. és THUILLER, W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 327–338.
- 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.
- BUSE, J., RANIUS, T. és ASSMANN, T. (2008). An endangered longhorn beetle associated with old oaks and its possible role as an ecosystem engineer. *Conservation Biology*, 22(2): 329–337.
- DRAG, L., HAUCK, D., BÉRCES, S., MICHALCEWICZ, J., Šrić Jelaska, L., AURENHAMMER, S. és CIZEK, L. (2015). Genetic differentiation of populations of the threatened saproxylic beetle *Rosalia longicorn*, *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) in Central and South-east Europe. *Biological Journal of the Linnean Society*, 116(4): 911–925.
- DRAG, L., HAUCK, D., POKLUDA, P., ZIMMERMANN, K. és CIZEK, L. (2011). Demography and dispersal ability of a threatened saproxylic beetle: a mark-recapture study of the *Rosalia Longicorn* (*Rosalia alpina*). *PLoS One*, 6, e21345.
- ELITH, J., GRAHAM, C. H., ANDERSON, R. P. és mtsi (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129–151.
- ELITH, J. és LEATHWICK, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1): 677.
- ELITH, J., PHILLIPS, S. J., HASTIE, T., DUDÍK, M., CHEE, Y. E. és YATES, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17: 43–57.
- FIELDING, A. H. és BELL, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.* 24: 38–49.
- FRANKLIN, J. és MILLER, J. A. (2009). Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- HEGYESSY, G. és MERKL, O. (2014a). Havasi cincér – *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758), Haraszti Árpád (szerk.) *Natura 2000-es fajok és élőhelyek Magyarországon, Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár*, pp. 254–255.
- HEGYESSY, G. és MERKL, O. (2014b). Nagy hőscincér - *Cerambyx cerdo* (Linnaeus, 1758), Haraszti Árpád (szerk.) *Natura 2000-es fajok és élőhelyek Magyarországon, Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár*, pp. 254–255.
- 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. [www.archipel.uqam.ca/3445/1/M11498.pdf](http://www.archipel.uqam.ca/3445/1/M11498.pdf)

- HIJMANS, R. J. és ELITH, J. (2016). "Species distribution modeling with R."  
<https://cran.r-project.org/web/packages/dismo/vignettes/sdm.pdf>
- HORÁK, J., VÁVROVÁ, E., és CHOBOT, K. (2010). Habitat preferences influencing populations, distribution and conservation of the endangered saproxylic beetle *Cucujus cinnaberinus* (Coleoptera: Cucujidae) at the landscape level. *European Journal of Entomology*, 107(1): 81–88.
- MERKL, O. (2014a). Nagy szarvasbogár – *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758), 254–255, In Haraszi Árpád (szerk.) *Natura 2000-es fajok és élőhelyek Magyarországon, Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár.*
- MERKL, O. (2014b). Skarlátbogár - *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763), 254–255, In Haraszi Árpád (szerk.) *Natura 2000-es fajok és élőhelyek Magyarországon, Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár.*
- MERKL, O. (2016). A szaproxilofág bogarak (Coleoptera) szerepe a holtfa lebontásában. *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére.*
- PHILLIPS, S. J. (2011). A brief tutorial on Maxent, version: 3.3.3. Available at: [www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/](http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/)
- PHILLIPS, S. J. és DUDÍK, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31: 161–175.
- PHILLIPS, S. J., ANDERSON, R. P. és SCHAPIRE, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231–259.
- RINK, M. és SINSCH, U. (2007). Radio-telemetric monitoring of dispersing stag beetles: implications for conservation. *Journal of Zoology*, 272: 235–243.
- SPEIGHT, M. C. D. (1989). Saproxylic invertebrates and their conservation. – Council of Europe, Strasbourg, 79.
- STEVENS, V. M., TURLURE, C. és BAGUETTE, M. (2010). A meta-analysis of dispersal in butterflies. *Biological Reviews*, 85: 625–642.
- UGELVIG, L. V., ANDERSEN, A., BOOMSMA, J. J. és NASH, D. R. (2012). Dispersal and gene flow in the rare, parasitic Large Blue butterfly *Maculinea arion*. *Molecular ecology*, 21: 3224–3236.
- WILDI, O. (2016). Why mean indicator values are not biased. *Journal of Vegetation Science*, 27(1): 40–49.
- ZELENÝ D. és SCHAFFERS, A. P. (2012). Too good to be true: pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science*, 23(3): 419–431.

## FÜGGELÉK

## Változónevek és használt rövidítések

Változó neve	használt rövidítés
Záródás 2,5 m felett	zarodas
Tengerszint feletti magasság	magassag
9–20 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája	S.0920
50 cm-nél nagyobb törzsátmérőjű fák dominanciája	S.51
36–50 cm-es törzsátmérőjű fák dominanciája	S.3650
Földrajzi szélesség (LAT / Y)	Y
21–35cm törzsátmérőjű bükk dominanciája	B2135
8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája	MJ08
Lágyszárú növények borítása	LB
Mezei juhar dominanciája	MJ
Bükkás dominanciája	carexpil
36–50 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája	KTT3650
50 cm-nél magasabb újulat dominanciája	ujulatmaga
9–20 cm-es törzsátmérőjű álló holtfa darabszáma	allo920
Bükk dominanciája	B
09–20 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája	KTT0920
Őshonos nitrofil és bolygatásjelző növények dominanciája	nitrofil
Földrajzi hosszúság (LON / X)	X
8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű bükk dominanciája	B08
50 cm-nél nagyobb törzsátmérőjű bükk dominanciája	B51
Fénytelen galaj dominanciája	galiusch
Csertölgy dominanciája	CS
09–20 cm-es törzsátmérőjű mezei juhar dominanciája	MJ0920
Nagyvirágú méhfű dominanciája	melitmel
Földi szeder dominanciája	SZE
Pseudo speciestek száma	pseudo.sp.no
Egyvirágú gyöngyperje dominanciája	melicuni
Fafajok diverzitása	tree.sp.div
Cserjeborítás	cserjebor
Kocsánytalan tölgy dominanciája	KTT

Fekvő vastag holtfa mennyisége	cwd.m3
09–20 cm-es törzsátmérőjű csertölgy dominanciája	CS0920
Álló holtfa dominanciája	alloholtva
36–50 centiméteres átmérő-tartományú bükkfák dominanciája	B3650
Relatív hőigény	TB
8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája	KT08
Sárga gyűszűvirág előfordulása	digilgra
Ligeti perje dominanciája	poa__nem
Gyökértányér jelenléte	gyoktany
36–50 cm-es átmérőjű csertölgy dominanciája	CS3650
09–20 cm-es törzsátmérőjű gyertyán dominanciája	GY0920
21–35 cm-es törzsátmérőjű kocsánytalan tölgy dominanciája	KT2135
Magas kőris dominanciája	MK
8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű gyertyán dominanciája	GY08
Húsos som dominanciája	HUSO
Erdei ibolya dominanciája	violasy1
Orvosi tüdőfű dominanciája	pulmooff
Elváló kéreg	elvkereg
8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű csertölgy dominanciája	CS08
Aljzat kövességének mértéke	kovesseg
09–20 cm-es törzsátmérőjű bükk dominanciája	B0920
Fehér perjeszittyó dominanciája	luzulluz
Lágyszárú borítás mértéke	lagyszbor
Olocsán csillaghúr dominanciája	stellhol
Üreges törzsek jelenléte	ureg
21–35 törzsátmérőjű gyertyán dominanciája	GY2135
Régi tuskók dominanciája	regitusko
Üreges tő jelenléte	uregesto
Édeslevelű csüdfű dominanciája	astragly
Fagylécek jelenléte	fagylec
Tükör (levált kéreg) jelenléte	tukor
Fagyal dominanciája	FA
Madárcseresznye dominanciája	CSNY
Fekvő holtfa mennyiség és minősége	cwd.class
Friss tuskók jelenléte	frisstusko
Kocsányos tölgy dominanciája	KT
Gyertyán dominanciája	GY
21–35 törzsátmérőjű csertölgy dominanciája	CS2135

Meredekség	slope
Erdei gyöngyköles dominanciája	lithopur
Kitettség	exposure
Szagos müge dominanciája	galiuodo
Relatív talajvíz, illetve talajnedvesség	WB
8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű fák dominanciája	S.08
Erdei pajzsika dominanciája	dryopfil
Fafajok száma	tree.sp.no
Barkócaberkenye dominanciája	BABE
8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű virágos kőris dominanciája	VK08
09–20 cm-es törzsátmérőjű facsonkok dominanciája	csonk920
21–35 törzsátmérőjű fák dominanciája	S.2135
09–20 cm-es törzsátmérőjű barkócaberkenye dominanciája	BABE0920
Hagymás fogasír dominanciája	dentabul
8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű kislevelű hárs dominanciája	KH08
Kúszónövények legalább 2.,5 magasságban dominanciája	lian
8 cm-nél kisebb törzsátmérőjű barkócaberkenye dominanciája	BABE08
Galagonyafajok dominanciája	GG
Fürtös salamonpecsét dominanciája	polynmul
Tapló dominanciája	taplo



