

Szent István Egyetem
Környezettudományi Doktori Iskola

Feketefenyvesek természetvédelmi megítélésének ökológiai alapjai

doktori (PhD) értekezés

Cseresnyés Imre

Gödöllő
2013

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola
tudományága: Környezettudomány
vezetője: Dr. Heltai György
egyetemi tanár, MTA Doktora, tanszékvezető
Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Környezettudományi Intézet
Kémia és Biokémia Tanszék

Témavezető: Dr. Csontos Péter
tudományos tanácsadó, MTA Doktora
MTA, Agrártudományi Kutatóközpont
Talajtani és Agrokémiai Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés és célkitűzések	5
2. Irodalmi áttekintés	7
2.1. A tájidegen feketefenyő és telepítése	7
2.2. Természetvédelmi és erdőgazdálkodási problémák	8
2.3. A fenyvesek tűzveszélyessége	11
2.4. Invazív fajok térhódítása feketefenyvesekben	13
2.5. A fehér akác és inváziója	14
2.6. A lepényfa és inváziója	16
2.7. A selyemkóró és inváziója	17
2.8. A feketefenyvesek őshonos társulásokká alakítása	18
2.9. A feketefenyő szerepe a rekultivációban	19
3. Anyag és módszer	23
3.1. A feketefenyvesek tűzveszélyességének vizsgálata	23
3.1.1. A tűzveszélyesség modellezése	23
3.1.2. Az éghető anyag mennyiségének meghatározása elegyetlen feketefenyvesekben	27
3.1.3. Lombelegyes állományok avarmennyiségének és tűzveszélyességének vizsgálata	28
3.2. Invazív fajok magbankjának vizsgálata	29
3.2.1. Az akác magbankjának vizsgálata	29
3.2.2. A lepényfa magbankjának vizsgálata	30
3.2.3. A selyemkóró magbankjának vizsgálata	30
3.3. Feketefenyővel rekultivált külfejtések aljnövényzetének vizsgálata	31
3.3.1. A mintaterületek és jellemzőik	31
3.3.2. A vegetáció cönológiai felvételezése és jellemzése	33
3.3.3. A vegetáció természetvédelmi szempontú értékelése	34
3.4. Statisztikai módszerek	36
4. Eredmények	37
4.1. Feketefenyvesek tűzveszélyességének vizsgálata	37
4.1.1. Az éghető anyag mennyisége és korfüggő változása	37
4.1.2. A szárazsági viszonyok változása	39
4.1.3. A Tűzveszélyességi Index és a tűz jellemzői	40
4.1.4. Lombelegyes állományok avarmennyisége és tűzveszélyessége	45
4.2. Invazív fajok magbankja	47
4.2.1. Az akác magbankja	47
4.2.2. A lepényfa magbankja	48
4.2.3. A selyemkóró magbankja	50
4.3. Feketefenyővel rekultivált külfejtések aljnövényzete	51
4.3.1. A rekultivált területek vegetációja	51
4.3.2. A vegetáció természetvédelmi szempontú értékelése	62

5. Következtetések	69
5.1. A feketefenyvesek tűzveszélyessége	69
5.1.1. Az éghető anyag mennyisége	69
5.1.2. A szárazsági viszonyok változása	71
5.1.3. A McArthur-modell eredményeinek értékelése	73
5.1.4. Lombelegyes állományok avarmennyisége és tűzveszélyessége	75
5.2. Invazív fajok vizsgálata	77
5.2.1. A magbankok jellemzői	77
5.2.2. A magbank potenciális szerepe a fenyesített területeken	78
5.3. Feketefenyővel rekultivált külfejtések aljnövényzete	80
5.3.1. A vegetáció jellege és a fenyőborítás hatása	80
5.3.2. A rekultivált dolomitfejtők aljnövényzete	82
5.3.3. A rekultivált bauxitfejtők aljnövényzete	84
6. Új tudományos eredmények és javaslatok	87
6.1. Új tudományos eredmények	87
6.2. Javaslatok a feketefenyvesek kezelésére	88
7. Összefoglalás	91
8. Summary	97
9. Mellékletek	103
M1. Irodalom	104
M2. Az avarmérés kivitelezéséhez kijelölt elegyetlen feketefenyő állományok	120
M3. Az avarmérés kivitelezéséhez kijelölt lombelegyes feketefenyő állományok	121
M4. Az invazív fajok magbankjának mintavetelezéséhez kijelölt feketefenyő állományok	121
M5. A külfejtések rekultivációja során létesített feketefenyő állományok és a cönológiai felvételezéshez használt kvadrátok adatai	122
M6. Az elegyetlen feketefenyvesekben mért avarfrakciók száraztömege és a tűavar-frakció nedvességtartalma	123
M7. A lombelegyes feketefenyvesekben mért avarfrakciók száraztömege	124
M8. Az akác magbankjának vizsgálatához kiválasztott akác példányok mellmagassági átmérője, a gyűjtött és csírázott magok száma, a csírázási arány, valamint a magbank nagysága a két talajrétegben	124
M9. A lepényfa magbankjának vizsgálatához kiválasztott lepényfa példányok mellmagassági átmérője, a gyűjtött és csírázott magok száma, a csírázási arány és a magbank nagysága a két talajrétegben, valamint a csemetebank jellemzői	125
M10. A selyemkóró magbankjának vizsgálatához kiválasztott selyemkóró foltok denzitása, a gyűjtött és csírázott magok száma, a csírázási arány, valamint a magbank nagysága a két talajrétegben	125
M11. A rekultivált dolomit és bauxit külfejtések cönológiai tabellája	126
10. Köszönetnyilvánítás	135

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

A tájidegen feketefenyő (*Pinus nigra* Arn.) telepítését Magyarországon a XIX. sz. második felében kezdték meg, főként talaj- és tájvédelmi megfontolásokból. A fenyvesítés elsődleges célja a dombvidékeken a talajerózió megakadályozása, míg az alföldi területeken a homokterületek fásítása és a homok megkötése volt. Mivel a feketefenyő viszonylag igénytelen, fény- és melegkedvelő, ugyanakkor fagy- és szárazságtűrő faj, az imént említett célok eléréséhez jó alanynak mutatkozott. Az eredményes telepítéseknek köszönhetően később már a fatermesztési célok kerültek előtérbe, melynek következtében az állományok területe gyors növekedésnek indult, és mára meghaladta a 67000 hektárt, amely a hazai erdőállományok területének 3,7%-át jelenti. A faj jelentősége azonban túlmutat csekély területarányán, mivel az állományok tekintélyes része védett természeti területen található.

A XX. sz. során, de főként a második világháborút követően egész Európában (így Magyarországon is) az erdőtelepítés és erdőgazdálkodás fő célja a minél nagyobb faprodukciónak elérése volt, mely sok esetben tájidegen fafajok monodomináns állományainak kialakításához vezetett. Meg kell jegyeznünk, hogy az erdészek egy része már a telepítések kezdetén felhívta a figyelmet a túlevelű monokultúrák veszélyeire, ennek ellenére az erdészeti irányelvek változatlanul az állományok területének (és az ország erdősültségének) növelését célozták. Az elmúlt évtizedekben a fenyvesítés következményeként fellépő ökológiai, természetvédelmi és gazdasági problémák egyre inkább előtérbe kerültek. Az árnyékolás és a felhalmozódó gyantás tűavar hatására a dolomitvidékek és az alföldi homokterületek egykor gazdag flórája jelentősen elszegényedett, mely számos növény- és állatfaj lokális kipusztulásához vezetett. A gyorsan kiszáradó, nagy mennyiségű éghető anyag jelenléte kedvezett a nagy intenzitású erdőtűzek kialakulásának, melyek általában az állományok teljes pusztulásával jártak. A szuboptimális termőhelyekre való telepítés következtében az állományok ellenálló képessége néhány évtized alatt jelentősen csökkent, amely – a nagy egyedsűrűséggel együtt – számos gomba- és rovarkártevő tömeges elszaporodását tette lehetővé. A tájidegen monokultúrák diverzitása alacsony, nem rendelkeznek megfelelően szerveződött kísérőfaj-együttessel (nem alkotnak valódi fitocönózist), így más tájidegen flóraelemek inváziójára különösen érzékenyek. A feketefenyvesekben elszaporodó özönnövények tovább fokozzák az őshonos flórára gyakorolt káros hatásokat. Emellett az invazív fajok egy része perzisztens magbank kialakítására képes, mely jelentősen növeli veszélyességüket: a fenyves letermelését vagy esetleges leégését követően e fajok – magbankjuk segítségével – képesek az adott területen gyorsan felújulni és dominánssá válni. A magvak elhúzódó kelésükkel évtizedekig megnehezíthetik a feketefenyőtől mentesített terület megfelelő használatát.

Az elmúlt évtizedekben – gyakran természetvédelmi törekvések hatására – a monokultúras fatermesztés háttérbe szorulásával megkezdődött a fenntartható erdőgazdálkodási gyakorlat elterjedése, melynek fő célja a gazdasági-társadalmi és természetvédelmi szempontból is előnyös, természetes fajösszetételű, mikrohabitatokban gazdag, nagy diverzitású erdőállományok létrehozása és fenntartása. Ennek megfelelően a feketefenyvesek helyén az őshonos lomberdei, sziklagyepi vagy homokpusztai vegetáció legalább részleges restaurációja (főként a védett területeken) természetvédelmi szempontból elengedhetetlen. Mindezek ellenére a feketefenyő állományok területe országos viszonylatban alig csökkent, és sok erdész továbbra is az erdőgazdálkodási szempontból rossz termőhelyi adottságú területek fenyvesítése mellett érvel.

A feketefenyő eddig említett negatív hatásai mellett megemlítené a faj tájrekultivációban játszott szerepe is. A Magyarország területén lévő több ezer tájseb jelentős része külfejtéses bányászat eredménye. Ez a tevékenység a humuszos termőréteg eltávolításával és rendszerint

nagyméretű meddőhányók létrehozásával jár; a terméketlen alapkőzet felszínre kerülésével a flóra és fauna elvész. Az erdőtelepítés – a biológiai rekultiváció részeként – a gazdasági célokon túlmutatva a táj ökológiai és esztétikai potenciáljának növelését is szolgálja. A feketefenyő szárazságtűrése, csekély tápanyagigénye és jó eróziógátló képessége miatt a hazai gyakorlatban általánosan alkalmazott rekultiváló fafaj annak ellenére, hogy talajjavító hatását mindeddig nem sikerült kétséget kizáróan igazolni. A fenyvesítéssel rekultivált területek utólagos monitorozása rendszerint nem valósult meg, botanikai (természetvédelmi) szempontú elemzése pedig teljesen hiányzik.

A feketefenyő hazai telepítése és az állományok kezelése jelenleg is az erdészek és a természetvédő botanikusok és ökológusok ütközőpontja, melynek objektív megítélése sok szempontból nehézkes. A fenyvesítés hatásainak ökológiai vizsgálata segíthet e tájidegen faj természetvédelmi szempontú értékelésében, valamint hozzájárulhat a meglévő állományok hatékony kezeléséhez.

Célkitűzések:

Mivel a feketefenyő természetes flórára gyakorolt negatív hatásaival számos tanulmány foglalkozik [BORHIDI 1956, BÓDIS 1993, HORÁNSZKY 1996, JÁRÓ 1996, CSONTOS et al. 1998, MIHÓK 1999; illetve lásd még az *Irodalmi áttekintés* fejezetben], ezért vizsgálatainkat olyan eddig nem, vagy csak kevéssé kutatott kérdésekre irányítottuk, mint az állományok tűzveszélyessége, az invazív fajok talajmagbankja, valamint a feketefenyővel rekultivált területeken kialakult vegetáció jellege. Konkrét kutatási céljaink az alábbiak voltak:

1. A felhalmozódott éghető anyag mennyiségének meghatározása különböző korú és égtáji kitettségű elegyetlen feketefenyvesekben, kiegészítve a vizsgálatokat a lombelegyes állományok avartömegének meghatározásával.
2. Tűzveszélyesség modellezése a különböző korú és kitettségű elegyetlen, valamint lombelegyes állományokban: a tűzgyulladás valószínűsége és a tűz terjedésének vizsgálata különböző meteorológiai és topográfiai viszonyok esetén.
3. Az alkalmazott McArthur-féle tűzveszélyességi modell eredményeinek, így a modell hazai alkalmazhatóságának értékelése saját eredményeinknek szakirodalmi forrásokból nyert adatokkal történő összehasonlításával.
4. A feketefenyvesekben megfigyelt invazív fajok közül a fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.), a lepényfa (*Gleditsia triacanthos* L.) és a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) talajmagbankjának tanulmányozása, ennek alapján a fajok potenciális veszélyességének becslése.
5. Feketefenyővel rekultivált dolomit és bauxit külfejtések aljnövényzetének cönológiai vizsgálata és természetvédelmi szempontú értékelése.
6. A rekultivált területek vegetációjának összehasonlítása a területek potenciális vegetációját jelentő, természetes állapotú társulásokkal (molyhos tölgyes karsztbokoredő vagy cseres-tölgyes), valamint tűz után vagy tarvágást követően regenerálódó társulásokkal.
7. A kapott eredmények alapján a feketefenyő hazai jelenlétének értékelése, valamint javaslatok megfogalmazása a meglévő állományok kezelésével és az esetleges új telepítésekkel kapcsolatban.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A tájidegen feketefenyő és telepítése

A feketefenyő (*Pinus nigra* Arn.) a holarctikus elterjedésű *Pinaceae* család faja, eredeti areája a Pireneusoktól az Alpokon, az Appennineken és a Balkán-félszigeten át a kis-ázsiai Taurus-hegységig terjed [MEUSEL és JÄGER 1992]. Alpin–mediterrán flóraelem, Magyarország területén nem őshonos, táj- és társulásidegen egzóta faj, melynek korábban feltételezett természetes hazai előfordulása (Kőszegi-hegység) elvethető [BARTHA és MÁTYÁS 1995]. A mediterrán és kontinentális hegyvidékek fája, legközelebbi nagyobb területű spontán előfordulása a Bécsi-erdő, a horvát Karszt-hegység, a Domogled és az Al-Duna hegyei. Bécsi-erdei őshonossága valószínűleg az atlantikus hatástól való védettségnek és a keleti sztyepekről érkező meleg légáramlásnak köszönhető [JÁRÓ 1996]. Mediterrán fajként a szélsőségesen meleg és száraz termőhelyhez való alkalmazkodás jellemzi, ugyanakkor jól tűri az erős fagyot is [BARTHA 1999]. Szárazságtűrő (xerofil) jellegét annak köszönheti, hogy horizontális gyökérrendszere kissé mélyebben terül el, mint a többi *Pinus* fajé, a sekély vázталajokon vagy rendzinákon pedig a repedésekbe mélyen lenyúló karógyökereket fejleszt [MAGYAR 1960]. Baziklin faj, elsősorban meszes, lúgos kémhatású talajokon él, de a semleges vagy gyengén savanyú kémhatást is tűri [BARTHA 1999]. Tápanyagigénye csekély, a magas talajvízszintre azonban érzékeny.

Hegyvidéki élőhelyének köszönhetően a feketefenyő areája diszkontinuus, ennek következtében négy alfaja és számos változata alakult ki, melyek az areáknak megfelelő ökofiziológiai adaptációt mutatnak [RICHARDSON 1998]. A *P. nigra* ssp. *salzmanni* Franca elterjedési területe a Pireneusok és Dél-Franciaország; a ssp. *laricio* Maire az Appennineken, Korzikán és Szicílián él; a ssp. *nigra* Arn. a Bécsi-erdőben és a Déli-Kárpátokban; míg a ssp. *pallasiana* Holmboe Kis-Ázsiában, Cipruson, a Krím-félszigeten és a Balkán-félsziget déli részén honos [JÁRÓ 1996]. Hazánkban valamennyi alfajt telepítik, sőt keresztezésből származó változatok is ismertek, de jelentős termőterülettel csak a ssp. *nigra* rendelkezik. Természetes előfordulási területein a ssp. *nigra* a molyhos-tölgyesek elegyfája, de üdőbb termőhelyeken is társulásképes.

Magyarországon a feketefenyő telepítését a XIX. sz. második felében kezdték meg, főként talaj- és tájvédelmi megfontolásokból [TAMÁS 2001, 2003]. A fenyvesítés korabeli célja a középhegységeken (főleg a dolomitterületeken) a talajerózió megakadályozása, míg az Alföldön a homokterületek fásítása és a homok megkötése volt. A meredek hegyoldalakkal és éles gerincekkel tagolt dolomitterületek eróziós érzékenysége óriási. A dolomitoldalak erózióját a jelentős antropogén hatások (erdőirtás és intenzív legeltetés) is fokozták és kiterjesztették. A közbirtokossági legelőkön a fás növényzetet a gyp érdekében visszaszorították. Ezek a legelők az 1940–50-es években megszűntek, megindult az országos méretű erdősítés. Az állami vezetés kiemelt tervfeladatává vált a parlagok fásítása, és ennek célpontjává váltak a szintén parlagnak számító „dolomitkopárok” is. Ezek erdősítésére a feketefenyő kézenfekvőnek tűnt, hiszen a fajt karsztfásításra már jóval korábban eredményesen alkalmazták. A feketefenyő sűrű gyökérrendszere és koronájának magas intercepciója a hirtelen lezúduló csapadék erodáló hatását jelentősen csökkenti [TOPIĆ et al. 2008]. E tulajdonságai és tág környezeti tűrőképessége miatt erózióvédelmi céllal régóta széleskörűen telepítik Dél-Európa, Kis-Ázsia és Észak-Afrika degradált hegyvidéki területein is [PAUSAS et al. 2004, BARČIĆ et al. 2006, GILS et al. 2010]. A sikeres hazai és külföldi telepítések új lendületet adtak a fenyvesítésnek, így egy-két évtized alatt

a hazai feketefenyvesek területe a többszörösére növekedett. A folyamatot elősegítette az erdőgazdálkodási érdekek (fatermesztési célok) előtérbe kerülése is [VAHID és KÓBORI 2005].

A feketefenyves állományok jelentős része (64%-a) az Alföld és a Kisalföld homokterületein található. A laza futóhomokon állandó növénytakaró nem tud megtelepedni, ezért a szervesanyag-képződés gyenge, a képződött kevés humusz is gyorsan ásványosodik. Kolloidtartalmuk igen alacsony, ezért könnyen kiszáradnak, és tápanyagszolgáltató-képességük is rossz [STEFANOVITS et al. 1999]. A homok megkötésének gondolata már a XVIII. sz. második felében felvetődött, amikor a homokvidékeken az erdőirtások és a túllegeltetés hatására a futóhomok-képződés óriási pusztításokat okozott [MAGYAR 1960]. Az erdősítések kezdetén akácot és fekete nyárt telepítettek, a feketefenyő és az erdeifenyő alkalmazása csak a XIX. sz. végén kezdett elterjedni. Ennek fő oka az volt, hogy néhány sikertelen telepítési kísérlet miatt az Alföld klímáját alkalmatlannak találták a feketefenyő termesztésére. Később a feketefenyőt MAGYAR [1960] már az alföldi homokfásítás egyik kiemelkedően jó fafajaként említi, mely gyökérzetével elősegíti a szerkezet nélküli és szél hatására könnyen erodálódó homoktalajok megkötését, jó talajárnyaló és talajjavító hatású, valamint felhalmozódó tűavarájának köszönhetően gátolja a terület gyomosodását. A feketefenyő homokkötésre való alkalmazhatóságát észak-amerikai, angliai és észak-afrikai eredményes telepítések is igazolják, kiemelve a faj viszonylag jó növekedési ütemét és magas környezeti toleranciáját [LEEGE és MURPHY 2000, PAUSAS et al. 2004]. Az erdősítési programok következtében a homokra telepített monodomináns fenyvesek területe is gyors növekedésnek indult. A homokterületek kiterjedt fásításával a Duna–Tisza-közén a feketefenyvesek területi arányát az akkori érték háromszorosára, mintegy 40%-ra kívánták emelni [DÓZSA 1966], országos szinten pedig a fekete- és erdeifenyő-állomány összesen 16%-os területarányának elérésére törekedtek [HALÁSZ 1955].

A Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Erdészeti Igazgatóságának (a továbbiakban: MgSzH) adatai szerint a hazai feketefenyvesek területe jelenleg 67200 hektár, amely a teljes erdőterület 3,7%-a [MGSZH 2012]. Erdőgazdasági tájcsoportok tekintetében a feketefenyvesek 62,1%-a a Nagyalföldön, 19,2%-a Dunántúli-középhegység – jórészt mészkő és dolomit alapkőzetű – területein, 9,8%-a pedig az Északi-középhegységben található, a fennmaradó rész a Nyugat- és Dél-Dunántúl, valamint a Kisalföld között oszlik meg. A telepített állományok mészkedvelő és mészkerülő homokpusztákon, a középhegységekben mészkő- és dolomitsziklagepek, karsztbokorerdők, illetve mész- és melegkedvelő tölgyesek helyén vannak [BARTHA és MÁTYÁS 1995].

2.2. Természetvédelmi és erdőgazdálkodási problémák

A feketefenyvesek széles körű telepítése számos természetvédelmi problémával járt. Több ezer hektárnyi állományt a botanikailag értékes középhegységi dolomitvidékekre, valamint a szintén gazdag flórájú alföldi homokpusztagyepre telepítettek. Az őshonos vegetációra gyakorolt káros hatások vizsgálata különösen a dolomitterületekre terjedt ki. A dolomit csekély kémiai mállásának és erős fizikai aprózódásának következtében geomorfológiailag változatos terület jön létre meredek hegyoldalakkal és éles gerincekkel, mely maga után vonja a nagyfokú mikroklimatikus változatoság (eltérő víz- és hőháztartás) kialakulását is [ZÓLYOMI 1958]. A lefelé mozgó dolomittörmelék gátolja a talajképződést, a kifejlődő vázталajon vagy rendzinán fás társulás csak foltokban tud kialakulni. A dolomitjelenségként ismert folyamat következménye a botanikai szempontból értékes, fajgazdag vegetációtípusok kialakulása. A létrejött nyílt és zárt dolomitsziklagepek, karsztbokorerdők endemikus fajokat, valamint pre- és interglaciális reliktumokat őriznek, koegzisztenciális változatoságuk pedig kiemelkedő mértékű, ezért fokozott védelemre érdemesek [ZÓLYOMI 1958, CSONTOS és LÖKÖS 1992, BARTHA et al. 1998b].

A feketefenyő eredeti areájában lombhullató fajokkal elegyes, ritkás, ligetes állományok formájában van jelen, ezzel szemben hazai telepítései monodominánsak, gyérítés hiányában rövid idő alatt sűrűn záródnak. A feketefenyő a gyep-társulások ökológiai és cönológiai viszonyaihoz jól alkalmazkodik, árnyékoló hatása miatt a fénykedvelő sziklagyepi fajok tekintélyes része eltűnik vagy kiritkul, a vegetáció kiegyenlített textúrája megszűnik [BORHIDI 1956, BÓDIS 1993, BARTHA et al. 2004]. Az árnyékolás mellett a flóra elszegényítéséhez a feketefenyő gyökérkonkurenciája és felhalmozódó tűvarja is hozzájárul, sok esetben aljnövényzet nélküli, *nudum* jellegű állomány kialakulásához vezetve [HORÁNSZKY 1996, JÁRÓ 1996].

Az 1950–60-as évek nagy erdősítési programjainak végrehajtása a Dunántúli-középhegység gazdag flórájú és faunájú „dolomitkopárjainak” jelentős részét tájidegen fenyves monokultúrává változtatta. Az akkori erdészeti szemléletet jól tükrözi a pilisvörösvári dolomitvidék fenyvesítése [MATOLCSY 1958]: a helyi erdészek kiemelik a terület vegetációjának értékeit, a védett növények nagy faj- és egyedszámát, majd a 470 hektáros „kopár” szinte teljes egészére előírják a feketefenyő telepítését. Az 1956–58 között elvégzett munka következményeként az egykor jelentős kiterjedésű sziklagyepi vegetációnak jelenleg csak néhány izolált és degradált foltja lelhető fel. Hasonló változásokon esett át a Keszthelyi-hegység vegetációja is: az itteni erdőállományok több mint harmadát feketefenyvesek alkotják, a dolomitsziklagyepeknek csak kisebb maradványai vagy részlegesen regenerálódott származékai maradtak fenn [SZABÓ 1987]. A fajok lokális pusztulása nem csak a sziklagyepekben, hanem a szikla- és pusztafüves lejtőkön, karsztbokorerdőkben, valamint az alföldi homokpusztagyepekben is bekövetkezik. Utóbbi esetben a *nudum* állományok mellett gyakori a nagy borítású, de fajszegény (sokszor zavarástűrő és tájidegen fajokból álló) cserjeszint kialakulása is [BORHIDI 1956]. A fenyvesítés a flóra mellett a faunára is igen kedvezőtlen hatású. A fenyőállományokban lényegesen kisebb fajszámú és diverzitású állatközösségeket találunk, mint az eredeti gyeptársulásban, melynek fő okát a rosszabb táplálék-ellátottságban és a mikrohabitatok hiányában látják [NAGY 1996, TÖRÖK és TÓTH 1996].

Mivel a sziklagyepi fajok túlnyomó része nem rendelkezik hosszú távú perzisztens magbankkal, a fenyvesek alatt a dolomitvegetáció magbankja rövid idő alatt jelentősen elszegényedik, denzitása és fajszáma, így regenerációs kapacitása is csökken [CSONTOS et al. 1996, 1997, AUGUSTO et al. 2001]. A magbankban nagy számban jelennek meg egyéb vegetációtípusokra jellemző vagy társulásközömbös, jól terjedő, gyakran invazív fajok, melyek fakitermelés vagy erdőtűz után gyorsan kolonizálják a területet.

A feketefenyő természetvédelmi kárait fokozza, hogy önmaga is invazív faj, ráadásul az általa elfoglalt habitat tulajdonságait jelentősen megváltoztató, ún. transzformer invádorként jellemezhető [TÖRÖK et al. 2003]. Mivel a feketefenyő magoncai képesek a gyepekben való megtelepedésre, a dolomitra telepített állományok helyenként spontán terjedésnek indultak, veszélyeztetve a környező őshonos gyep-társulásokat [UDVARDY 1998, MIHÓK 1999]. A magról történő felújulást a homokra telepített állományoknál is megfigyelték, elsősorban a homokterületek mikroklimatikusan kedvezőbb, mélyebb fekvésű részein, főként az átlagosnál csapadékosabb években [LACZAY 1981, LEEGE és MURPHY 2000].

A feketefenyvesek telepítése és a meglévő állományok további fenntartása a természetvédelmi károkon túl gazdasági szempontok alapján is megkérdőjelezhető. A feketefenyő fájának felhasználhatósága a magas gyantatartalom és a nehezen feltisztuló törzs ággöcsös szerkezete miatt nem olyan sokoldalú, mint az erdeifenyőé [MOLNÁR 2000]. Az ágörvök helyén keletkező szárnyas göcsök lerontják mechanikai tulajdonságait, fűrészipari felhasználhatóságát pedig a gyakori kékülés (a szíjács károsodása), a „vaseresség” és a nagy gyantatartalom is korlátozzák [MOLNÁR és BARISKA 2002]. A középhegységek meredek hegyoldalain az állományok kitermelése nehezen gépesíthető, így rendszerint gazdaságtalan.

A mediterrán klímához adaptálódott feketefenyő számára a hazai termőhelyek a szegény tápanyag-ellátottság, valamint a nem megfelelő mennyiségű és időbeni eloszlású csapadék miatt

rendszerint szuboptimálisak. A határtermőhelyek negatív hatása a monokultúrás ültetési móddal kiegészülve az állományok gyors, néhány évtized alatt bekövetkező leromlásához vezet [KOLTAY 1999]. A 20–40 éves fenyvesek 56%-a valamilyen szinten károsodott, közel 20%-uk fenntartása pedig már gazdaságilag indokolatlan. Egyre gyakoribbak a kora téli és kora tavaszi nedves hó okozta töréskárok, valamint a széldöntések. A feketefenyő őszi csapadékigénye lényegesen nagyobb, mint a kontinentális klímához adaptálódott fenyőfajoké (pl. az erdeifenyőé), így a Magyarországon jellemző őszi szárazságra fokozottan érzékeny [LENGYEL 1964, JÁRÓ 1996]. Emellett rosszul tűri a téli hőmérséklet ingadozásait: a gyors felmelegedés a téli nyugalom hiánya miatt erőteljesen növeli a transzspirációt, ami hirtelen száradáshoz vezethet (főként, ha a talaj még fagyott). Erős tavaszi aktivitásnövekedése következtében a tavaszi hidegvisszaesésre és csapadékhiányra is érzékenyen reagál. A vízhiány miatt az egyedek fiziológiai állapota leromlik, védekezőképességük pedig a jelentősen gátolt gyantaképződés miatt csökken, így az aszályos időszakot a rákövetkező évben rendszerint gyengültségi kórokozók kiterjedt epidémiái követik [LENGYEL 1961, KOLTAY 1999]. A jelenséget az elmúlt bő fél évszázadban háromszor észlelték nagy területekre kiterjedően, a feketefenyvesek mellett időnként az erdeifenyő állományaiban is [CSILLAG 2006]. Az első jelentős károk a Mecsekben történtek 1948–50-ben, a következő fertőzési hullám az 1960-as években a Dunántúli-középhegység minden részén megfigyelhető volt. A legutóbbi pusztulás az 1980-as évek végén kezdődött, és 1992-re országos jelenséggé vált, de főként ismét a Dunántúli-középhegység gyorsan kiszáradó talajaira telepített állományokat érintette. A tűvörösödésben és erős tűhullásban megnyilvánuló fertőzések a hazánkban már régóta megfigyelt vagy újonnan megjelent gombakórokozókra (pl. *Cenangium ferruginosum*, *Cyclaneusma minus*, *Diplodia pinea*, *Mycosphaerella pini*, *Sclerophoma pithyophila* stb.) vezethetők vissza [KOLTAY 1990, 1997, 2003, CSILLAG 2006]. Főként a homoki állományokban okoz jelentős károkat a szíjácsot támadó gyökérrontó tapló (*Heterobasidion annosum*), mely a sűrű monokultúrákban a gyökérérítkezések révén egyedről-egyedre terjed [PAGONY 1980, LACZAY 1981]. A rovarok közül a fenyőpohók (*Dendrolimus pini*), a fehérfoltos fenyőormányos (*Pissoides notatus*) valamint a hatfogú szű (*Ips sexdentatus*) és a nagy fenyőhancsszű (*Myelophilus piniperda*) kártétele jelentős [AMBRUS és CSÓKA 1989, HORVÁTH 1993, KOLTAY 1999]. A szegényes aljnövényzetű fenyves monokultúrákban a kórokozók elszaporodásához a fenyők gyenge fiziológiai állapotán túl hozzájárul, hogy az állomány általában kedvezőtlen életteret jelent a kórokozók parazitái és természetes ellenségei számára [AMBRUS és CSÓKA 1989].

A fenyvesítés erdészek által hangoztatott fő pozitívuma, hogy a feketefenyő dús tűavarjának lebomlása talajjavító hatású, így egy rövidebb vágásidejű fenyves stádiumot követően a termőhely iparilag értékeesebb fafajjal telepíthető be. Részletes talajtani vizsgálatok azonban kimutatták, hogy a feketefenyő egy vágáskor alatt nem okoz jelentős változást a talaj kémiai összetételében, kémhatásában és szervesanyag-tartalmában [HALBRITTER et al. 2003]. Ellenben megállapították, hogy a dolomitra telepített fenyves talaja a felső rétegben nagyobb homogenitást mutat, mint az őshonos gyepvegetációé, ez pedig a mikrohabitatokat uniformizálva hozzájárulhat a vegetáció fenyvesítés hatására megfigyelhető – korábban főként az árnyalásnak tulajdonított – elszegényedéséhez. A feketefenyő avarjának lebomlása magas C/N aránynak köszönhetően lassú, így nagy mennyiségben halmozódik fel az állományok talaján [JÁRÓ 1996, CSERESNYÉS et al. 2003, 2006]. A tűavarból felszabaduló anyagok számos növényfaj csírázását és növekedését gátolják, a gyantas alom gyors kiszáradása pedig jelentősen fokozza az állományok tűzveszélyességét [BORHIDI 1956, CSERESNYÉS és CSONTOS 2004, 2006, CSERESNYÉS et al. 2011].

2.3. A fenyvesek tűzveszélyessége

A világ számos ökológiai rendszerének fennmaradásában, megújulásában, diverzitásának és produktivitásának fenntartásában a rendszeresen ismétlődő tüzek jelentős szerepet töltenek be, mintegy e rendszerek természetes részének tekinthetők [LICHTMAN 1998, RICOTTA et al. 1998, BOWMAN és MURPHY 2010]. Az ökoszisztémák bizonyos gyakoriságú, intenzitású és szezonális tüzekhez (meghatározott „tűzrezsimekhez”) adaptálódnak, az ezek valamelyikében történő változások az ökoszisztéma leromlásához, elszegényedéséhez vezethetnek [PALIK et al. 2002]. Az erdőtüzek világszerte jelentős gazdasági, ökológiai, egészségügyi és szociális hatásokkal járnak; a legnagyobb anyagi kárt és emberáldozatot rendszerint az urbanizált területek szegélyein, valamint az izolált és kis kiterjedésű lakott területeken okozzák [MUZY et al. 2008, LAMPIN-MAILLET et al. 2011]. Dendrokronológiai módszerekkel, valamint fosszilis faszén- és pollenmaradványok vizsgálatával kimutatták, hogy az emberi népességnövekedéssel és tájhasználattal párhuzamosan az erdőtüzek gyakorisága és kiterjedése több száz éve folyamatosan növekszik, és a növekedés üteme az elmúlt évtizedekben fokozódott [JOHNSON et al. 1990, MILLÁN et al. 1998, NIKLASSON és GRANSTRÖM 2000]. Az erdőtüzek számának növekedése nemcsak a közismerten tűzveszélyes mediterrán területeket érinti [VIEGAS 1998, BOBOULOS és PURVIS 2009], hanem megfigyelhető a kontinentális klímájú közép-európai erdőkben [ZUMBRUNNEN et al. 2011], sőt Eurázsia és Észak-Amerika boreális fenyveseiben is [JOHNSON és LARSEN 1991, ZACKRISSON 1997]. A tüzek egyre hatékonyabb eszközökkel történő, túlságosan aktív megelőzése és elfojtása azonban szintén hátrányos következményekkel járhat. Rendszeres tüzek hiányában egyes ökoszisztémákban – a lassú lebomlás miatt – igen nagy mennyiségű éghető anyag (többnyire avar) halmozódhat fel, és ennek meggyulladásakor óriási intenzitású, nagy terjedési sebességű tűz keletkezik, melynek elfojtása rövid időn belül szinte lehetetlenné válik [GANTEAUME et al. 2011]. A modern tűzvédelem feladata egy olyan tűzrezsimek fenntartása lenne, mely emberi életek és értékek veszélyeztetése nélkül tartja fenn az ökoszisztéma megfelelő állapotát, de ennek megvalósulására kevés helyen van reális esély [BURROWS 2008].

Különböző európai országokban végzett tanulmányok szerint az elmúlt évtizedekben keletkezett erdőtüzek 80–95%-a emberi gondatlanságra vagy szándékosságra vezethető vissza [GRANSTRÖM 1993, VIEGAS et al. 1999, FULÉ et al. 2008, ZUMBRUNNEN et al. 2011]. Az antropogén eredetű tüzek aránya Magyarországon is hasonló értéket mutat. Hosszú távú (1950–1992) adatelemzés szerint a tüzek 65%-a bizonyítottan emberi eredetű (47% gondatlanság és 17% szándékos gyújtogatás következménye), de további 23%-nál valószínűsíthető az emberi felelősség [GELETA 1995]. GHIMESSY [1995] tanulmánya szerint a tüzesetek 80–90%-át okozza gondatlan vagy szándékos gyújtogatás, de gyakori az eloltott tüzek után nem megfelelően elvégzett utómunkálatok miatti visszagyulladás is.

Magyarország a meleg mérsékelt övben terül el, amely a mediterrán és a nedves szubtrópusi területek után erdőtüzek szempontjából a leginkább veszélyeztetett [BUSSAY 1995]. Az elmúlt években az erdőtüzek száma országos szinten 500–600 körül alakult; 2007-ben összesen 4700 ha, 2008-ban 2400 ha, 2009-ben 2600 ha nagyságú erdőterület égett le [PAPP 2010]. Magyarországon az erdőtüzek területi kiterjedése ritkán haladja meg az 50 hektárt, átlagos nagyságuk 5,9 hektár [MGSZH 2012].

Az erdőtüzek kialakulását és terjedését az éghető anyag tulajdonságai, a meteorológiai tényezők és a topográfiai viszonyok együttesen határozzák meg [MILLÁN et al. 1998]. A tűzveszély mindig és mindenütt fennáll, ha az erdőben olyan mennyiségű éghető anyag van, amelynek elégeése során a felszabaduló hőmennyiség nagyobb, mint amennyi a jelen lévő víz elpárologtatásához szükséges [GHIMESSY 1995]. A tűz terjedési sebességét és intenzitását (idő- és területegységre vonatkoztatott energia-kibocsátását) befolyásolja az éghető anyag tömegén túl

annak méreteloszlása, térfogattömege, nedvességtartalma, kémiai összetétele és a vegetációs szintek közötti megoszlása (erdőállomány szerkezete) [ROTHERMEL 1972, BESSIE és JOHNSON 1995, GANTEAUME et al. 2011]. Az erdőtüzek kialakulásában alapvető szerepet játszanak a meteorológiai tényezők, mivel az időjárás irányítja azt a folyamatot, amelynek során a felhalmozódott szerves anyag éghető állapotba kerülhet [BUSSAY 1995]. Tüzek szempontjából fontos paraméter a szoláris sugárzás, a léghőmérséklet, a relatív humiditás, a csapadékviszonyok, a szélviszonyok (szél sebessége, iránya és turbulenciája), valamint a vertikális légáramlás (légköri instabilitás) mértéke [VIEGAS 1998]. A topográfiai viszonyok közül kiemelkedő jelentőségű a lejtőszög és a lejtés iránya [VIEGAS et al. 1994]. Az erdőkben található szerves anyag mennyisége többszörösen felülmúlja a nem erdei vegetációtípusokét [PRÉCSÉNYI 1971, MOLNÁR 1975], ezért az időszakosan csapadékszegény területek erdői fokozottan tűzveszélyesek lehetnek. A természetes hazai lombdombokban számottevő avarfelhalmozódást nem tapasztalunk, mivel a lombavar viszonylag gyorsan lebomlik [PAPP 1972]. A tűavar lebomlása azonban – eltérő kémiai összetételének köszönhetően – jóval lassúbb, ezért akkumulációra hajlamos [KAVVADIAS et al. 2001, CSERESNYÉS et al. 2003, 2006].

Az avarfelhalmozódás miatt a telepített feketefenyvesek nemcsak a területet korábban borító gyepeknél, hanem a hazai természetes erdőtípusoknál is sokszorosan tűzveszélyesebbek lehetnek. Észak-Amerikában végzett paleobotanikai vizsgálatok is igazolták, hogy az elmúlt néhány ezer év során a fenyvesekkel (többnyire *Pinus strobus* állományok) borított területeken gyakoribbak voltak a jelentős erdőtüzek, mint a lomberdei régiókban [CLARK et al. 1996, EBERHARDT és LATHAM 2000]. Dél-Európa egyes területein a feketefenyveseket (főként a telepített állományokat) a leginkább tűzveszélyes erdőtípusoknak tekintik [FERNÁNDEZ et al. 1997]. Spanyolország északkeleti részén az elmúlt 150 év során a feketefenyvesek telepítésével párhuzamosan gyors ütemben emelkedett az erdőtüzek száma, melyek csak az 1990-es években az ültetett állományok negyedét teljesen elpusztították [FULÉ et al. 2008]. A telepített feketefenyvesek tűzveszélyességét fokozza, hogy ezekben a sűrű, egykorú monokultúrákban nagyobb az éghető anyag mennyisége, mely növeli a tűz intenzitását és terjedési sebességét, az éghető anyag kontinuitása (sűrű koronaszint) pedig kedvez a nehezen megfékezhető koronatűz kialakulásának [FERNANDES et al. 2008]. A fenyőállományok magas intercepciója hozzájárul a talaj és a lehullott avar gyors kiszáradásához, a gyulladási hajlamot és a lángterjedés sebességét pedig növeli a tűavar magas terpenoid-koncentrációja és a levegő általi gyors átjárhatósága [ZHAO et al. 2012]. E tényezők együttesen magasabb láng hőmérséklethez és tűzintenzitáshoz vezetnek, amely tovább nehezíti a tűz elleni védekezést és növeli az ökoszisztéma károsodásának mértékét [GILS et al. 2010]. A tűzadaptált mediterrán fajokkal (pl. *Pinus pinea*, *P. pinaster*, *P. canariensis*) ellentétben a feketefenyő egyedek és magjainak tüzekkel szembeni ellenálló képessége csekély, az állományok rendszerint csak kis intenzitású tüzeket követően és csak részlegesen képesek regenerálódni [FERNANDES et al. 2008]. Fosszilis faszénmaradványok vizsgálatai arra utalnak, hogy az Ibériai-félszigeten egykoron széles körben elterjedt feketefenyő areájának jelentős csökkenése a klíma melegedésével és szárazabbá válásával együtt járó, növekvő gyakoriságú erdőtüzeknek köszönhető [FIGUEIRAL és CARCAILLET 2005].

A fenyőállományok tűzveszélyességét hazai statisztikák is alátámasztják. A Magyarországon leégett erdőterület átlagosan kb. 25%-a fekete- vagy erdeifenyves [GHIMESSY 1991], ugyanakkor ezen állománytípusok országos területaránya ennél jóval alacsonyabb, mindössze 11,1% [MGSZH 2012]. Az aszályos 1993–94-es években a Pilisben leégett erdők több mint felét feketefenyvesek tették ki [ZAMBÓ 1995], de a szintén 1993-ban keletkezett bugaci erdőtűzben is jelentős területű állományok pusztultak el [BUNDITY 1995]. A leginkább tűzveszélyes állományoknak Bács-Kiskun és Csongrád megye szélsőségesen száraz termőhelyű feketefenyvesei tekinthetők [MGSZH 2012].

Az erdőtüzek természeti és gazdasági kárai egyaránt számottevőek lehetnek. A tűzkárok közül a biomaszra pusztulását, a légszennyezést és a tüzeket gyakran követő talajeróziót kell kiemelni [AGÓCS 1995, BUSSAY 1995]. A nagy intenzitású tüzek jelentős változásokat idéznek elő a talaj – hőhatásnak leginkább kitett – felső rétegében: nő a pH, csökken a szervesanyag-

tartalom, a szerves savak mennyisége, a kationcsere-kapacitás és a Ca-humátok aránya, degradálódnak az agyagásványok, mobilizálódnak a toxikus nehézfémek és egyéb vegyületek [FERNÁNDEZ et al. 1997]. Ebből következően romlik a pufferkapacitás, a hő- és vízgazdálkodás; szerkezetromlás és erózió lép fel. A tüzek a fenyőállományt gyakran erősen károsítják, még abban az esetben is, ha koronatűz nem alakul ki. Az alom égésekor feláramló hő a koronában erőteljes párologtatást idéz elő, kiszáradást és intenzív tűhullást okozva [GHIMESSY 2003]. A fatörzs már egy kisebb alomtűz esetén is sérül. A feketefenyő gyantája már gyenge hőhatáskor is felhígul, a háncsrész edénnyalábjaikat eltömi, emiatt az alatta lévő gyökérrész elhal [GHIMESSY 1995]. A gyökérelhalás csökkenti a víz- és tápanyagfelvételt, emellett az állomány a széldöntésre is érzékenyebbé válik. A tűz jelentősen károsítja a kambiumot, táptalajt biztosítva a különböző gombabetegségeknek és egyéb károsítóknak [GHIMESSY 2003]. A kialakuló gombás fertőzések a fatestet is megtámadják, a szűfélék elszaporodása pedig néhány hónap alatt a fák kérgének leválásához vezet. A kambiumsérülések miatt még egy kis intenzitású avartűz is néhány év alatt az állomány összeomlását okozhatja. Az erdőtüzeket emellett gyakran invazív gyomfajok megtelepedése vagy felújulása követi.

2.4. Invazív fajok térhódítása feketefenyvesekben

A különböző növény- és állatfajok szándékos betelepítése vagy véletlenszerű behurcolása mára jelentős természetvédelmi problémák okozója lett, az idegenhonos (adventív) fajok a földi ökoszisztémák meghatározó zavaró tényezőivé váltak [REJMÁNEK 1996]. Jelenleg a magyar flóra 3%-a (közel 100 faj) adventív flóraelem, melyek egy része agresszív terjedésbe kezdve invazív fajként (özönnövényként) lépett fel, veszélyeztetve a természetes és természetközeli társulások ökológiai egyensúlyát [BOTTA-DUKÁT 2004]. A globális klímaváltozás több tényezője (emelkedő hőmérséklet, megváltozott csapadékviszonyok, magasabb légköri CO₂-koncentráció, növekvő nitrogén depozíció), valamint a gyakoribbá váló zavarás és az élőhelyek fragmentálódása hozzájárulnak a tájidegen, főként melegkedvelő fajok inváziójához [DUKES és MOONEY 1999]. A klíma változása kedvez a jó alkalmazkodó- és terjedőképességű özönnövényeknek, melyek rendszerint a korai szukcessziós stádiumok gyors növekedésű, rövid generációs idejű fajai. Észak-Amerikában és Euráziában is megfigyelhető a trópusi és szubtrópusi eredetű agresszív gyomfajok – főként klimatikus okokra visszavezethető – északi irányú terjedése [PATTERSON 1995]. Magyarországon több melegigényes gyomfaj az elmúlt évtizedek során robbanásszerű térhódításba kezdett, gyakran több százszoros borításnövekedésük jelentős természeti és mezőgazdasági károkat okozott [SZŐKE 2001, SZŐKE és DÁVID 2011]. Az átmeneti biogeográfiai zónában – a lomhullató erdők és az erdőssztyep régiók határán – fekvő Kárpát-medence számos invazív fajnak jó életlehetőséget teremt. A tájhasználatban az elmúlt évtizedekben bekövetkezett jelentős változások, úgymint a mezőgazdasági területek egy részének felosztása és parlagon hagyása (tulajdonviszonyok átrendeződése), a csökkentett talajművelés, a herbicidhasználat drasztikus csökkenése és a tájidegen fafajokkal történő erdősítések szintén elősegítették az özönfajok gyors terjedését [TÖRÖK et al. 2003].

A különböző növénytársulások inváziós fajokkal szembeni ellenálló képessége eltérő. A fajgazdag, nagy diverzitású, illetve kiterjedt interspecifikus kapcsolatrendszerrel rendelkező asszociációk ellenállóbbak az invázorokkal szemben, előzönölhetőségük (invazibilitásuk) csekélyebb [ALPERT et al. 2000]. Az invazibilitást növeli a kis fajkészlet, az alacsony diverzitás, a gyenge kompetíció, a fragmentáció és a gyakori diszturbanciák. Egyes tanulmányok a diverz, fajgazdag asszociációk nagyobb invazibilitását mutatták ki, a jelenséget azonban nem a diverzitás és az invázió közötti közvetlen kapcsolattal, hanem a mindkettőre pozitívan ható háttértényezővel (pl. jó tápanyag-ellátottság) magyarázzák [HOWARD et al. 2004].

A fenyvesek rendszerint kisebb diverzitással rendelkeznek, mint a lombdők, a cserje- és gyepszint borítása is általában alacsonyabb, így érzékenyebbek az invázióra [MANDRYK és WEIN 2006]. A hazai telepített feketefenyvesek ráadásul túlnyomó részt monokultúrák, cserje- és gyepszint nélküli (*nudum*) állományok, melyek gyakran fragmentáltak, bolygatottak és fiziológiailag legyengültek, emiatt más tájidegen fafajok (akác, nemesnyárok) ültetvényeivel együtt a legnagyobb invazibilitású „társulásoknak” tekinthetők [TÖRÖK et al. 2003]. Az idegenhonos fajok állományai a teljes hazai erdőterület mintegy felét teszik ki [MGSZH 2012], így az özönnövények elterjedésében jelentős szerepet játszanak. A feketefenyvesekben megjelenő invazív fafajok közül az *Ailanthus altissima*, *Celtis occidentalis*, *Elaeagnus angustifolia*, *Gleditsia triacanthos*, *Padus serotina* és *Robinia pseudoacacia* tekinthető fontosnak, a lágyszárúak közül pedig az *Asclepias syriaca*, *Conyza canadensis*, *Phytolacca americana* és *Solidago gigantea* elterjedése lehet jelentős [UDVARDY 1998, VARGA 2003, BAGI 2004, BALOGH et al. 2004, BOTTA-DUKÁT és DANCZA 2004, BARTHA et al. 2006, CSILLAG 2006]. Munkánk során három invazív faj jelentőségét vizsgáljuk a feketefenyvesekben: a *Robinia pseudoacacia* és az *Asclepias syriaca* az ország legveszélyesebb özönnövényei közé sorolható, míg a *Gleditsia triacanthos* inkább lokálisan okozhat problémát.

2.5. A fehér akác és inváziója

A *Fabaceae* családba tartozó fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) Észak-Amerika keleti részén őshonos, areája több foltra tagolódik [BARTHA és MÁTYÁS 1995]. Fő elterjedési területe az Appalache-hegység (Pennsylvaniától Alabamáig), valamint a Mississippitől keletre elterülő Ozark-fennsík (Missouri és Arkansas államok), de ettől nyugatra is vannak izolált előfordulásai. Meleg- és fényigényes, xeromezofil faj, mely a laza, semleges kémhatású talajokat kedveli (neutrofil), a talaj vízbőségére és az erős fagyokra érzékeny [BARTHA 1999]. Őshazájában 1500 m magasságig, lomberdei elegyfaaként fordul elő, állományokat nem alkot.

Európába 1600 körül, Magyarországra az 1710-es években hozták be park- és sorfásítási céllal, erdőtelepítésre először 1750-ben alkalmazták Komárom mellett [BARTHA et al. 2006, RÉDEI et al. 2008]. Az 1830-as évektől az Alföldön széles körben telepítették homokkötési céllal, majd az alföldfásítási törvény (1923) és a második világháború utáni országfásítás egyik meghatározó fafaja lett [MAGYAR 1960]. Az 1960-as években Magyarország területén több akácültetvény volt, mint Európa többi országában együttvéve [RÉDEI 2002]. Jelenleg az országban 415 ezer hektár telepített akácos található, amely az országos erdőterület 23,2%-a [MGSZH 2012]. A középhegységek magasabb fekvései és Nyugat-Magyarország kivételével mindenütt elterjedt. Igen gyakori a kiskunsági és nyírségi homokterületeken, a dunántúli és nógrád–hevesi dombvidékek száraz tölgyesei helyén; az Alföldön elsősorban homoki tölgyesek és pusztagyeppek, másutt cseres- és gyertyános-tölgyesek helyét foglalja el [BARTHA és MÁTYÁS 1995]. Jelentős állományai Európán belül Németországban, Franciaországban és Romániában vannak, de telepítik a Közel-Keleten, Indiában, Kínában, Koreában és Japánban is [SWAMY et al. 2002, HOLLE et al. 2006]. Számos tulajdonságának (alkalmazkodóképesség, gyors növekedés, csekély víz- és tápanyagigény, nagy fahozam) és széles körű felhasználhatóságának (tűzifa, bútort- és építőipari fa, energianövény, mézelő, rekultiváló faj stb.) köszönhetően az erdőgazdaság egyik kedvelt fafaja [WALKOVSKY 1998, RÉDEI 2002].

Az akác erdészeti telepítésekből kiinduló spontán terjedését hazánkban már 1760 körül megfigyelték [BARTHA 1999], mára pedig az ország legveszélyesebb inváziós fafajává vált, számos természeti értéket veszélyeztetve [UDVARDY 1998, BARTHA et al. 2006]. Inváziója globális viszonylatban is jelentős, a világ száz legfontosabb fás szárú özönnövénye közt tartják számon [CRONK és FULLER 1995, MORIMOTO et al. 2010]. Terjedése Magyarországon elsősorban a csapadékban viszonylag szegény homokterületeken valósul meg [RÉDEI et al. 2001]. Magja

szél útján nem képes nagy távolságra terjedni, viszont a széles körű erdészeti telepítés ellensúlyozza rosszabb terjedőképességét [MARJAI 1995b]. Terjedését elősegíti, hogy növekedése gyors, juvenilis fázisa rövid (5–6 év), vegetatív úton is jól szaporodik (tőről és gyökérről is jól sarjad), valamint jó fenológiai adaptációt mutat [WALKOVSKY 1998, VARGA et al. 2012]. Tápanyagigénye alacsony, nitrogénkötő szimbiontáinak (*Rhizobium*- és *Mesorhizobium*-fajok) köszönhetően a tápanyagszegény területeket (pl. futóhomok) is jól kolonizálja [HOLLE et al. 2006]. Inváziós sikerét fokozza, hogy a lombozatában termelődő allelopatikus anyagok (fitotoxinok) növelik kompetíciós képességét: a levelekben szintetizálódó robinetin, myricetin és quercetin gátolja több növényfaj csírázását, valamint – a klorofill-szintézis inhibitoraként – későbbi növekedését is [NASIR et al. 2005]. Az akác a patogén gombákkal és egyéb kórokozókval szemben jelentős rezisztenciával rendelkezik, illetve a károsítások után jól regenerálódik. Egyes polifág kártevők (pl. gyapottok-bagolylepke, *Helicoverpa armigera*), valamint az elmúlt években dél és nyugat felől hazánkba érkező akác-gubacs szúnyog (*Obolodiplosis robiniae*) és akáclevél-aknázómoly (*Phyllonorycter robinella*) inváziói lokálisan ugyan jelentős károkat okoztak [SZABÓKY és CSÓKA 1997, LESKÓ és SZABÓKY 2003, CSÓKA 2006], de az akác terjedésére az epidémiák nem voltak hatással.

Az akác természetvédelmi szempontból különösen káros, transzformer özönnövény, mely habitatok széles skáláját kolonizálja, és azok termőhelyi viszonyait megváltoztatja [UDVARDY 1998, IVAJNSIČ et al. 2012]. Magyarországon szinte mindenhol előfordul (és spontán módon terjed), ahol a környezeti feltételek számára megfelelőek. Közép- és Nyugat-Európában rendszerint a fajgazdag, botanikailag értékes, száraz- és félszáraz gyepekben jelenik meg, tönkretéve azok védendő vegetációját [BARTHA 1999, RAHMONOV 2009]. Nitrogénkötésével jelentősen megváltoztatja a talaj nitrogén-forgalmát, és növeli produktivitását (különösen a tápanyagszegény homoktalajokét), emellett befolyásolja a fényviszonyokat és a mikroklímát is [RICE et al. 2004]. A szekunder szukcesszió során a változatos, őshonos vegetáció helyén fajszegény, uniform aljnövényzet alakul ki, melyben nitrofil, gyom jellegű lágyszárúak (*Anthriscus cerefolium*, *Bromus sterilis*, *Chelidonium majus*, *Geranium robertianum*, *Galium aparine*, *Urtica dioica* stb.) dominálnak [MATUS et al. 2003, TOBISCH et al. 2003]. A talaj tápanyagtartalmának növekedése és a kompetíciós viszonyok megváltozása egyéb tájidegen fajok (pl. *Asclepias syriaca*, *Celtis occidentalis*, *Padus serotina*, *Solidago gigantea*) térhódítását segíthetik elő az akác által elfoglalt területen még akkor is, ha az eredeti társulás ellenálló lenne az új inváziókkal szemben [BARTHA et al. 2006, HOLLE et al. 2006]. Közép-Európában az akác elterjedését leginkább az alacsony középhőmérséklet korlátozza, így a klíma melegedésének következtében a jövőben az area további növekedése várható [KLEINBAUER et al. 2010, VARGA et al. 2012].

Az akác inváziós sikerét fokozza, hogy magvai a talajban akumulálódnak, csírázókéességüket évtizedekig megőrizve hosszú távú perzisztens magbankot hoznak létre [CZIMBER 1970, CSISZÁR 2004]. A *Fabaceae* fajok magvainál fellépő fizikai dormanciát a maghéj vízzel szembeni impermeabilitása, más néven keményhájúsága okozza, amely természetes módon a maghéj fizikai (mechanikai) vagy kémiai szkarifikálódásával oldódhat fel [ROLSTON 1978, THOMPSON 1993, BASKIN és BASKIN 1998]. Mechanikai szkarifikációt okoz a talajrészecskék dörzsölő hatása, szél- vagy vízerózió, fluktuáló talajhőmérséklet vagy tűz; kémiai oldó hatást a talajsavanyúság, gyökérsavak, hifális vagy mikrobiális vegyületek, állati emésztőnedvek válthatnak ki [OWENS et al. 1995, FERRERAS és GALETTO 2010]. A magok eltemetődését elősegíti azok kis mérete, gömbölyded vese alakja és sima felszíne, de a mélyebb talajrétegbe jutáshoz a talajfauna (elsősorban földigiliszták) aktivitása is hozzájárul [MARJAI 1995b]. A talajmagbank kialakítása sok fajnál az inváziós siker kulcsfontosságú eleme, mivel a különféle diszturbanciák mellett a csírázókéességüket megőrző magvak eltemetődése biztosíthatja a populáció fennmaradását és a terület gyors rekolonizációját [WITKOWSKI és GARNER 2008, GIORIA és OSBORNE 2010]. Az akác mellett a *Fabaceae* család számos tagja (pl. több *Acacia* faj) fizikai dormanciájának és perzisztens magbankjának köszönhetően vált nagy területeken veszélyes inváziórrá [RICHARDSON és KLUGE 2008, MASAKA et al. 2010].

2.6. A lepényfa és inváziója

A lepényfa (*Gleditsia triacanthos* L.) szintén a *Fabaceae* család faja, bár – virágának a pillangósokétól eltérő szimetriaviszonyai miatt – egyes esetekben a *Caesalpinaceae* családba sorolják. Őshazája Észak-Amerika keleti és déli része, leginkább a Mississippi vízgyűjtője. Fényigényes, az árnyékolásra érzékeny, melegkedvelő faj, de viszonylag jól tűri az erős fagyokat is [ESTRADA-CASTILLÓN et al. 2002]. Bár szárazságtűrő, az akáccal ellentétben elviseli a rövidebb ideig tartó elárasztást is. A meszes talajt kedveli, de savanyú talajokon és kissé szikes területeken is megél [UDVARDY 1998]. Természetes élőhelyén nem állományalkotó, leginkább ligetes erdők elegyfájaként fordul elő. Az 1700-as években került Nyugat-Európán át Magyarországra, főként parkfásítás és sövények létrehozása céljából, de az Alföldön homokfásításra is alkalmazták [SIMKÓ és CSONTOS 2009]. Fája jó minőségű, de erdőtelepítésre nem alkalmas, mert laza koronaszintű állományai alatt az aljnövényzet gyorsan becserjésedik. Magyarország területén jelenleg mindössze 334 hektár lepényfa állományt tartanak nyilván [MGSZH 2012], elegyfaként azonban széles körben előfordul.

A lepényfa hazai viszonyok között is képes spontán terjedésre, de elvadulása országos szinten egyelőre nem jelentős [BARTHA 2000]. Az alkalmi megjelenésű neofitonok közé sorolják [BALOGH et al. 2004], mely változatos élőhelyeken tűnhet fel. Spontán előfordulásai az ország legtöbb tájegységén megfigyelhetők, de természetvédelmi szempontból veszélyesnek csak lokálisan tekinthetők [UDVARDY 1998]. Leginkább síkvidéken terjed, idős példányai általában kultivációs maradványok. A fiatal példányok legtöbbször az idős egyedek közelében (néhány száz méteren belül) találhatóak, de a magvak esetenként nagyobb távolságra is eljuthatnak. Parkokból, arborétumokból származó magok spontán csírázását Budapest területén is megfigyelték [UDVARDY 1999].

A lepényfa számos, inváziót segítő tulajdonsággal rendelkezik: tágtűrésű, növekedése gyors, juvenilis fázisa rövid (6–7 év), vegetatív és generatív szaporodási potenciálja egyaránt nagy, sok kórokozóval és kártevővel szemben ellenálló, regenerációs képessége jó [MARCO és PÁEZ 2000]. Inváziója Európa mellett főként Észak- és Dél-Amerikában, valamint Dél-Afrikában okoz problémát, ennek köszönhetően a világ legveszélyesebb özönnövényei között tartják számon [ESTRADA-CASTILLÓN et al. 2002, MAZIA et al. 2010]. Nemcsak parlagokon és útszéleken terjed, hanem képes az őshonos növényzetet is kiszorítani, és áthatolhatatlanul sűrű állománnyá fejlődni. Nyíltabb erdőkben és bolygatatlan, zárt gyepekben is jól kolonizál, az esetleges zavarás pedig tovább növeli megtelepedésének esélyét. A faj gyakran megjelenik tájidegen fafajok monokultúráiban, ahol – generatív vagy vegetatív úton történő – gyors felújulása és terjedése elsősorban erdőtüzet vagy tarvágást követően indul meg [BRIGGS et al. 2002]. A hüvellyel együtt lehulló magvak széllal nem terjednek messzire, de a folyópartokon élő egyedek lehulló terméseit a víz nagy távolságokra is elszállíthatja (emiatl gyakran vízpartokon, ártereken jelenik meg). A hüvely édeskés endokarpiumot tartalmaz, így a magok endozoochoria útján is nagyobb távolságokra juthatnak el; fő terjesztői Amerikában a szarvasmarhák és kecskék, Európában leginkább a rókák, vaddisznók és őzek [FERRERAS és GALETTO 2010]. A magvak patogénnel és predátorokkal szembeni ellenálló képessége, magas csírázási aránya és a csíranövények alacsony mortalitása is segíti a faj invázióját. Magkárosítói (elsősorban zsiszifajok) hazánkban is ismertek, de ezek a szaporodási sikert érdemben nem csökkentik [BODOR 2012].

A lepényfa elterjedését és az elfoglalt területeken történő felújulását elősegíti a perzisztens magbank kialakítása, mely – az akáchoz hasonlóan – a keményhjútságának, mint fizikai dormanciának köszönhető [MAZIA et al. 2001]. A lepényfa magbank-stratégiája ugyanakkor némileg eltér az akácétól: a megérett akácmagvak 90–95%-a dormans [MARJAI 1995b], míg a dormancia aránya a lepényfánál alacsonyabb, általában 80–85% körüli [MARCO et al. 2002]. A

lepényfa lehulló magvainak egy része a következő tavasszal kicsírázik, és létrehozza a fajra jellemző ún. csemetebankot (a csemetebank kialakulásához a gyökérsarjak is hozzájárulnak). Az árnyéktűrő csemeték évekig, esetleg évtizedekig alig növekednek, de erdőtüz, tarvágás vagy létképződés esetén gyors növekedésnek indulva sűrű állományt hoznak létre, megelőzve a szukcesszió többi fajának felújulását [CANNAS et al. 2003]. A lepényfa terjedése magok útján történik, de az elfoglalt területen történő fennmaradást és zavarás utáni felújulást főként a csemetebank biztosítja, így az inváziós siker szempontjából a csemeték túlélési aránya döntőbb tényező lehet, mint a magbank jelenléte. A csemetebank kialakulását leginkább az interspecifikus kompetíciók gátolják, így egy szegényes vagy hiányzó aljnövényzetű telepített erdőállományban (mint amilyenek hazai feketefenyveseink) nagy denzitású csemetebank jöhet létre, megteremtve a faj számára a sikeres invázió lehetőségét [MAZIA et al. 2001].

2.7. A selyemkóró és inváziója

A nagyrészt trópusi fajokat magába foglaló *Asclepiadaceae* családba sorolt selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) észak-amerikai eredetű, évelő lágyszárú. Szíriára utaló, félrevezető tudományos neve onnan ered, hogy a fajt korábban tévesen azonosították a Közel-Keleten leírt *Apocynum minorral*, majd számos átnevezés (pl. *Apocynum syriacum*) után Linné *Asclepias syriaca* néven sorolta be [VARGA 2003]. Észak-Amerika keleti részének mérsékelt övi síkságain honos, areája északi irányban Kanadáig (Ontario és Québec területéig) felhúzódik, dél felé pedig nagyjából a 35. szélességi körig (Arkansas, Tennessee és Észak-Karolina államokig) terjed [BHOWMIK és BANDEEN 1976]. A selyemkóró a száraz, meleg, fényben gazdag élőhelyeket kedveli, így őshazájában eredetileg degradált területek, gyomtársulások (útszélek, árkok, vasutak, parlagok) jellemző faja. Elsősorban a kevésbé kötött, jó vízáteresztésű homok- és vályogtalajokon él, a pH-ra nem érzékeny (tűri a magas sótartalmat is), tápanyagigénye csekély.

Európába dísznövényként került 1629-ben, magyarországi megjelenése az 1790-es évekre tehető [BAGI 2004]. Elterjedését elősegítette, hogy világszerte számos célra (homokkötés, méhlegelő, textil-, cellulóz- és gumipari nyersanyag, zöldtrágya-növény stb.) próbálták hasznosítani, de gazdaságossági vagy egyéb szempontok miatt egyik elképzelés sem váltotta be a hozzá fűzött reményeket [MOHÁCSI 1952]. Hazai gazdasági tanintézetekben 1871-ben kezdték természeteni a tejnedv kaucsuktartalmának kinyerése céljából, de a kísérletek gyorsan kudarcba fulladtak [VARGA 2003].

A selyemkóró az utóbbi évtizedekben észlelt spontán terjedése miatt őshazájában és Európában is a figyelem középpontjába került. Invázióját megfigyelték Észak-Amerika középső és nyugati részén, Európa szinte minden országában (kivéve a számára klimatikusan kedvezőtlen Skandináviát és Északnyugat-Európát), a Kaukázus környékén és a Közel-Keleten is [BHOWMIK 1978, SÁRKÁNY et al. 2008]. Területfoglalását elősegíti nagy magtermelési képessége, szélességgel jól terjedő, lapos, szőröstökös magvai, gyors növekedése, jó vegetatív szaporodási és regenerációs képessége, valamint a különböző klimatikus és edafikus körülményekhez történő nagyfokú adaptációja [CRAMER és BURNSIDE 1982, HORVÁTH 1984, CSONTOS et al. 2009]. Amerikában a gyomtársulásokból a védett gyep-társulásokba áttérjedve jelentős természetvédelmi károkat okoz, de kiterjedten fertőzi a mezőgazdasági területeket (főként cirok, zab, szója és kukoricatáblákat) is [HARTZLER és BUHLER 2000].

Magyarországon – számos melegigényes gyomfajhoz hasonlóan – dél felől terjedt el, elsőként erdészek figyeltek fel rá parlagterületek erdősítése során [VARGA és LOVÁSZ 1988, SZŐKE 2001]. Nagyobb állományai elsőként Baranya, Tolna és Bács-Kiskun megye homokterületein, parlagokon, útszéleken és akácokban tűntek fel, később gabonátáblákban és szőlőkben is megjelent [UJVÁROSI 1973]. Az országos szántóföldi gyomfelvételezések adatai

alaján egyértelműen nyomon követhető jelentős terjedése, melynek eredményeképp a selyemkóró ma az ország egyik legveszélyesebb gyomnövénye [VARGA és DANCZA 2011]. Inváziója a fent említett területeken túl főként Somogy, Pest, Jász–Nagykun–Szolnok és Csongrád megyéket érinti, de Nógrád és Szabolcs–Szatmár–Bereg megyében is terjed. A mezőgazdasági területek mellett megtalálható telepített erdőkben (akácokban, nyárasokban és feketefenyvesekben), de védett homoki gyeptársulásokban is komoly károkat okoz [TÖRÖK et al. 2003]. Zavartalan homoki gyepekben nem képes megtelepedni, de a kissé degradált foltokba behatolva, majd klónjaival a természetes társulásokba eljutva azokat jelentősen károsítja, emellett akadályozza a természetközeli társulások regenerációját [BAGI és SZILÁGYI 1995, 1996]. Mezőgazdasági területeken való elterjedését elősegítik a tulajdonviszonyokban és a talajművelésben bekövetkezett változások (parlagterületek növekedése, sekély szántás, talajtömörödés, csökkentett talajművelés, herbicidhasználat), a változó klíma (fagyos napok számának csökkenése) és a túllegeltetés [YENISH et al. 1996, SÁRKÁNY et al. 2008]. Vegyszeres irtása nehézkes, mert az elterjedten alkalmazott herbicidekkel szemben ellenálló, ugyanakkor azok gyomkonkurensait elpusztítják [YENISH et al. 1997b, VARGA és LOVÁSZ 1988]. Kompetíciós képességét növelik az általa termelt allelopatikumok (asclepiadin, sitoserin, nicotin stb.), melyek gátolják számos őshonos vagy haszonnövény csírázását és növekedését, valamint a fitofág rovarokat riasztó vagy azokra mérgező alkaloidok [KAZINCZI et al. 2004]. Közvetlen gazdasági kára, hogy jelentős termésvesztést okoz; a termésvesztés a gyom denzitásával arányosan növekszik [CRAMER és BURNSIDE 1982, YENISH et al. 1997a]. A fitofágok közül hazánkban leginkább a vörösfoltos bodobács (*Lygaeus equestris*), az oleánder levéltetű (*Aphis nerii*), a fekete olajosbogár (*Galeruca tanacetii*) és a közönséges pejbogár (*Omophlus proteus*) károsítják, de elterjedését csak átmenetileg és lokálisan képesek gátolni [VARGA 2003].

A selyemkóró szintén rendelkezik hosszú távú perzisztens magbankkal, az eltemetődött magvak sokáig (legalább 6 évig) életképesek maradhatnak [VALACHOVIČ 1991, CSONTOS 2001a,b]. A mag nagy mérete és lapított formája gátolja a talajba jutást, de laza szerkezetű homoktalajon képes eltemetődni, főként, ha a folyamatot a talajművelés is elősegíti [YENISH et al. 1996]. Érés után a magvak kb. 90%-a dormans, de a magnyugalom nem keményhéjúagra, hanem endogén okokra, növekedési promóterek és inhibitorok (hormonok) egyensúlyára vezethető vissza [OEGEMA és FLETCHER 1972, BHOWMIK 1978]. Az egyensúly giberellines vagy kinetines kezeléssel, illetve hidegkezeléssel (tartósan +4°C alatti hőmérséklet) eltolható, így a dormancia megszüntethető. Gyakori, hogy a dormans állapotot az eltemetés hatására fennálló kedvezőtlen körülmények okozzák, majd a mag egy újabb bolygatással (pl. szántás) a felszínre kerülve kicsírázik („*disturbance broken*” típus) [CSONTOS 2001a]. A magbank jelenléte, a nagy talajmélységbe lehatoló gyökérrendszer, a kiváló vegetatív szaporodási képesség és regenerációs potenciál együttesen szinte lehetetlenné teszik a selyemkóró teljes eltávolítását az általa fertőzött területekről.

2.8. A feketefenyvesek őshonos társulásokká alakítása

Az elmúlt évtizedekben a közvélemény figyelme egyre nagyobb mértékben fordult az erdők felé, a természetvédelmi és társadalmi igények erősödése az erdőgazdálkodás céljainak átfogalmazásához vezetett. Az 1970-es évekre kialakult a többcélú erdőgazdálkodás koncepciója, mely gazdasági, védelmi és közjóléti funkciók együttes fenntartását mondja ki. A fenntartható erdőgazdálkodás során az erdők kezelését és használatát oly módon kell folytatni, hogy az megőrizze biodiverzitásukat, produktivitásukat és felújuló-képességüket, valamint biztosítsa ökológiai, gazdasági és társadalmi funkciójuk hosszú távú fenntartását [Európai Erdők Védelme Miniszteri Konferencia (Helsinki, 1993) definíciója alapján]. A természetvédelmi szempontok

prioritását biztosító fenntartható erdőgazdálkodással, valamint az ennek célkitűzéseire épülő Nemzeti Erdőstratégia és Erdőprogram (2001) kereteivel nyilvánvalóan nem hozható összhangba a tájidegen monokultúrák telepítése és fenntartása [MÉSZÁROS et al. 2003, VAHID és KÓBORI 2005], így a feketefenyves-állományok hazai jelenléte sem [BUNDITY 1995, KESZTHELYI et al. 1995].

Európa mérsékelt övi régióiban az elmúlt kétszáz évben óriási területeken telepítették különböző fenyőfajok (főként *Pinus nigra*, *P. sylvestris* és *Picea abies*) monokultúráit az őshonos kevert lombú vagy lombhullató erdők termőhelyére, azonban természetvédelmi (és részben már gazdasági) törekvések miatt ezek visszacserélésének igénye egyre inkább felmerül [PÄRTEL et al. 1998, DIACI 2002, ZERBE 2002, JONÁŠOVÁ et al. 2006, HARMER et al. 2012]. A fenyvesek őshonos erdőtársulásokkal való felváltása számos előnnyel jár: gyorsul az avarlebotlás és csökken a savanyodás, kiegyensúlyozottabbá válik a tápanyagforgalom (megszűnik a tápanyaglimitáció), nő a diverzitás, csökken a kórokozók és az időjárási szélsőségekkel (aszály, vihar) szembeni érzékenység [HARTLEY 2002, PORTÉ et al. 2004]. A hazai feketefenyvesek helyén szintén egy természetes vagy természetközeli erdő- vagy gyeptársulás létrehozása kívánatos. A fenyőállományok alatt az őshonos társulás fajainak természetes regenerációját lombhullató fa- és cserjefajok elegyítésével és lécek nyitásával (fenyők szálalásos eltávolítása) kell elősegíteni, így a káros hatásokkal szemben ellenállóbb, stabilabb ökoszisztémák hozhatók létre, melyek természetvédelmi és erdőgazdálkodási szempontból is előnyösebbek [HORVÁTH 1993, KESZTHELYI et al. 1995, BARTHA 2003].

A természetes társulásalkotó fajok felújulását a helyszínen lévő propagulumok (magbank) vagy a környező területekről érkező magvak és termések (mageső) biztosíthatják, azonban gyakori, hogy mindkét forrás erősen limitált [PÄRTEL et al. 1998, AUGUSTO et al. 2001]. A természetes vegetáció magbankja a fenyves alatt jelentősen elszegényedik: a fajoknak eleve csak egy része alakít ki perzisztens magbankot, de ezek magbankja is kimerül a több tíz éves fenyves stádium alatt, így a növényzet regenerációjához nem képes hozzájárulni [CSONTOS et al. 1998, BOSSUYT és HONNAY 2008]. Ugyanakkor a magbankban megjelennek a társulásidegen, gyakran adventív zavarástűrő és gyomfajok magjai is. E szaporítóképletek vagy a fenyvesben már korábban kolonizált egyedektől származnak, vagy jobb terjedőképességüknek köszönhetően külső forrásból jutnak a területre. Tarvágás, tűz, illetve természetes vagy mesterséges létképződés esetén így elsősorban az *r*-stratégista özönnövények gyors felújulása indul meg, a természetes vegetáció fajainak kiszorulása mellett [ALPERT et al. 2000]. Az invazív növényfajok elszaporodásának veszélye erdőtűz után különösen nagy, mivel a tűz során keletkező hő az eltemetődött magvak dormanciáját sok esetben feloldja, így azok gyors csírázásnak indulnak [AULD és DENHAM 2006]. Az invazív fajok magbankjának jelenléte a feketefenyvesek talajában meghatározó lehet a regeneráció során kialakuló társulás összetétele szempontjából, ezért vizsgálata elengedhetetlen a természetvédelmi kezelés tervezésekor.

2.9. A feketefenyő szerepe a rekultivációban

Magyarország területén több ezer tájseb található, tekintélyes részük külszíni bányászat eredménye. A külfejtéses bányaművelés során nagy kiterjedésű munkagödrök és meddőhányók jönnek létre, a terméketlen alapkőzet felszínre kerülésével a flóra és fauna elvész, a terület vízrajzi viszonyai megváltoznak [POSZTOR 2001]. A vízzáró rétegek átvágása miatt az esővíz a felszakadásokon át gyorsan, szűrés nélkül juthat a mélybe, elszennyezve a felszín alatti vízrendszert [KOVÁCS 1998]. A bányászaton túl jelentős tájrömböléssel jár a szemétlerakók, valamint – a gyakran magas nehézfém-tartalmú – erőművi salaktározók, timföldgyári vörösiszap-lerakók és zagyrtározók létesítése is. A tájsebek rekultivációja gazdasági okok miatt sokáig nem vált általánossá, a bányászati és egyéb ipari tevékenységeket követő tervezett

tájrendezés – néhány kivételtől eltekintve – csak az 1960-as évektől valósult meg [SZEGI et al. 1982].

A rekultiváció első lépése a bányászati vagy műszaki rekultiváció, azaz a bányaműveléssel létrehozott pozitív és negatív felszíni formák természet szerű térszínre alakítása és vízrendezése. Ezt a környezet ökológiai feltételeinek alapján megtervezett biológiai rekultiváció (újrahasznosítás) követi, melynek során a természetvédelem érdekei mellett a mezőgazdasági és erdészeti szempontok is figyelembe veendőek [KÁROLY et al. 2006]. A biológiai rekultiváció kezdeti lépéseként a talajfunkciók helyreállítása szükséges: a területre hordott szerves és szervetlen tápanyagok energiaforrást biztosítanak a mikroorganizmusok számára, befolyásolják a „talaj” szorpciós kapacitását és víztartó-képességét, az aggregátum-képzésen keresztül hatnak a struktúrára [SZEGI 1985, FROUZ et al. 2009]. Az ökoszisztéma rekonstrukciója a növénytakaró kialakításával, többnyire erdőtelepítéssel zárul. A létrehozott erdőállományok elsődleges feladata a szél- és vízerózió elhárítása, a talaj árnyalása és a talajfejlődési folyamatok (humuszusodás, kilúgozódás stb.) megindulásának elősegítése, de az erdősítés a gazdasági célokon túlmutatva a táj ökológiai és esztétikai potenciáljának növelését is szolgálja [FILCHEVA et al. 2000, POSZTOR 2001].

A feketefenyőt elterjedten alkalmazzák külfejtéses bányák rekultivációs célú erdősítésére. Csak Németország területén közel 30000 hektár feketefenyvest telepítettek meddőhányókra és felhagyott bányaudvarokra, jelentős részük az ország keleti felének egykori lignitfejtőin (Brandenburg és Szászország területén) található [FETTWEIS et al. 2005]. Közép- és Dél-Európa számos országában telepítik hasonló céllal mind egyetlen, mind más fenyő- vagy lombhullató fajokkal elegyes állományait [KAVVADIAS et al. 2001, MUDRÁK et al. 2010, MILETIĆ et al. 2011]. Kiterjedtebb hazai alkalmazása az 1950-es években kezdődött (a rekultivációs céllal telepített feketefenyő-állományok országos nagyságáról nem áll rendelkezésünkre adat). A Pilis és a Budai-hegység területén több felhagyott homokbányát és kőszénbánya-meddőhányót erdősítettek 1955–57 között; a rekultiváció során kísérletbe vont fafajok közül a feketefenyővel (valamint az akáccal) történő erdősítés bizonyult a legsikeresebbnek [FEJÉR 1960, 1963]. A Mecsek déli szénmedencéjében, bányaudvarokban és meddőhányókon végzett növénytelepítési kísérletek alapján KASSAI [1963], valamint SZERÉMY [1981] – az akác, a bálványfa és az erdeifenyő mellett – szintén kiemeli a feketefenyővel kapcsolatos pozitív tapasztalatokat. Az 1970-es években elegyes és egyetlen feketefenyő állományokat telepítettek a tatabányai szénmedence fejtéseinek meddőire az erózió és a légszennyezés gátlása céljából [CSICSAI 1986], de nagyobb fenyvesítések folytak a Pécsi Hőerőmű kiszáradt zagytavain is [PAPP 1982]. A feketefenyőt – ezüstfa és akác mellett – elegyfaaként telepítették több erőművi salaktározó és timföldgyári vörösiszap-tározó rekultivációjakor [HORVÁTH 2002], valamint Budapest környéki személtelakók fásításakor [BARANYI 1986]. Az iharkút-németbányai (Bakony) bauxit külfejtés több ütemben megvalósított, 257 hektáros területet érintő rekultivációjakor (1976–2006) is főként fekete- és erdeifenyőt alkalmaztak [KÁROLY et al. 2006].

A Dunántúli-középhegység krétakori bauxitmezői nagy területre kiterjedően, de felszín közeli és viszonylag sekély (rendszerint 10–30 m-es) rétegben települtek a többnyire felsőtriász korú földolomitra [KOVÁCS 1998, BÁRDOSSY 2007]. A bauxit külszíni fejtése során visszamaradt bányateknők műszaki rekultivációjakor a megfelelő topográfiai viszonyok (lejtőszögek és domborzati formák) létrehozása részükk kialakításával és meddőterítéssel általában megoldható, a felhagyott bányaterületek a tájképet kevésbé rontják. Más a helyzet a dolomit külfejtésekkel: ezek lényegesen kisebb területi kiterjedésű (legfeljebb 5–10 hektár), ugyanakkor viszonylag nagy mélységű, rendkívül meredek (gyakran függőleges) falú katlanok, melyek tájba illesztése nem valósítható meg. E tájsebek különösen a Keszthelyi-hegység déli letörésein, a Balaton partjától gyakran csak néhány száz méterre lévő dolomitfejtések esetén feltűnőek, ahol a turisztikai szempontból is értékes táj látványát csúfítják. Bár a bányaudvarokat és a kevésbé meredek részükk egyes részeit feketefenyővel több-kevesebb sikerrel erdősítették, valódi rekultivációról nem beszélhetünk, így leginkább utóhasznosítási lehetőségek kidolgozása tűnik célszerűnek.

A feketefenyő rekultivációs telepítései során szerzett pozitív tapasztalatok a faj termőhelyi igényeire vezethetők vissza. A műszaki rekultiváció során kialakított felszín tulajdonságai a növénytelepítés számára igen kedvezőtlenek [SZEKI 1985], a szerves trágyázás, vagy a bányaművelés megkezdése előtt letakarított és deponált humuszos termőtalaj visszaterítése a magas költségigény miatt gyakran elmarad. A kialakított fedőréteg így nem vagy csak nagyon kis mennyiségben tartalmaz szerves anyagot, tápanyagszolgáltató-képessége gyenge, pH-ja gyakran szélsőségesen alacsony vagy magas (emiat a felvehető tápanyagok mennyisége tovább csökken). A meddőhányók anyaga a felhalmozás és az esetleges utólagos áthalmazás során valamilyen szinten osztályozódik: a finomabb alkotórészek a kiöntés helyén maradnak, és később erősen összetömörödnek, míg a durvább anyag a rézsún a döntőtér aljára perog. A folyamat a fedőréteg textúrájának, ebből eredően víztartó- és vízvezető-képességének nagyfokú térbeli heterogenitásához vezet. A meddők, de különösen a salak- és vörösiszap-tárolók anyagaiban magas a mobilis vagy könnyen mobilizálódó, toxikus nehézfémek és egyéb vegyületek (pl. szulfidok) koncentrációja [VICZIÁN 2004]. A feketefenyő szárazságtűrő, csekély tápanyagigényű fafaj, mely magvetéssel és csemeteültetéssel is könnyen telepíthető [ZAGAS et al. 2010]. Kezdeti gyökérnövekedése még kedvezőtlen termőhelyi körülmények között is gyors, a kialakuló gyökérrendszer morfológiája pedig jól alkalmazkodik a termőréteg fizikai jellemzőihez, ezért rossz vízgazdálkodású talajokon hatékonyabb víz- és tápanyagfelvételre (így nagyobb biomassza-termelésre) képes, mint pl. az akác vagy az erdeifenyő [RICHARDSON 1998, BAUMANN et al. 2006]. Talajjavító hatása ugyan nem kielégítő (bár esetenként mély organominerális réteget és diverz lebontó-közösséget alakíthat ki), de a sűrű gyökérrendszer, a koronaszint gyors záródása és a dús tűavar-képzés a talajeróziót nagymértékben csökkenti [PANAGOPOULOS és HATZISTATHIS 1995, FILCHEVA et al. 2000, MILETIĆ et al. 2011]. A faj felhasználhatósági körét növeli, hogy – a *Pinus* nemzetség több más fajához hasonlóan – jól tolerálja számos toxikus fém (pl. Al, As, Cd, Cu, Sb, Sn, W), valamint a szulfidok (pl. pirit) magas koncentrációját [JOHANSSON et al. 2005, PRATAS et al. 2005]. A növény a felvett nehézfémeket az erősebben lignifikálódott törzsi szövetekbe, valamint az idősebb tűlevelekbe transzlokálva felhalmozza, elkerülve a magas metabolikus aktivitással bíró szövetekben kifejtett toxikus hatásukat. A folyamatnak köszönhetően a feketefenyő már alacsony nehézfém-szennyezettség esetén is jó bioindikátor lehet, de fitostabilizációhoz vagy fitoextrakcióhoz is alkalmazható [CSONTOS et al. 2012].

A rekultiváció során a technogén területen bekövetkezett állapotváltozás, a terület regenerációjának sebessége és mértéke rekultivációs monitoring rendszerek kidolgozásával és alkalmazásával vizsgálható. Ezek megfelelő modellekkel kiegészülve a jövőben bekövetkező változásokra is engednek következtetni, elősegítve a további rekultivációs fázisok tervezését is [BÉRES 2004]. A rekultivált területen végrehajtott monitoring gyakran csak a talaj, valamint a felszíni és a felszín alatti vizek vizsgálatára terjed ki, a területen a biológiai rekultiváció során vagy azt követően kialakult növényzet jellemzőit kevésbé követi nyomon [BERTA et al. 2008]. Hosszú távú cönológiai vizsgálatokat a visontai lignitbánya rekultiválatlan meddőin BARTHA és mtsai végeztek, elkülönítve a lezajló primer szukcesszió különböző stádiumait, valamint modellezve a lejátszódó szukcessziós folyamatokat [CZÁRÁN és BARTHA 1989, BARTHA et al. 1998a, 2004, BARTHA 2010]. A flóra szünbiológiai vizsgálata kiemelt fontosságú lehet a rekultivált terület jövőbeni használati formájának tervezésekor is, különösen akkor, ha egy – védelemre is érdemes – potenciális vegetáció (pl. dolomitsziklagyep, karsztbokorerdő) helyreállítása a cél. A bauxit és dolomit külfejtések biológiai rekultivációja során végrehajtott feketefenyő-telepítés hatásainak természetvédelmi szempontú elemzése csak növénycönológiai felvételek készítését és elemzését követően végezhető el.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A feketefenyvesek tűzveszélyességének vizsgálata

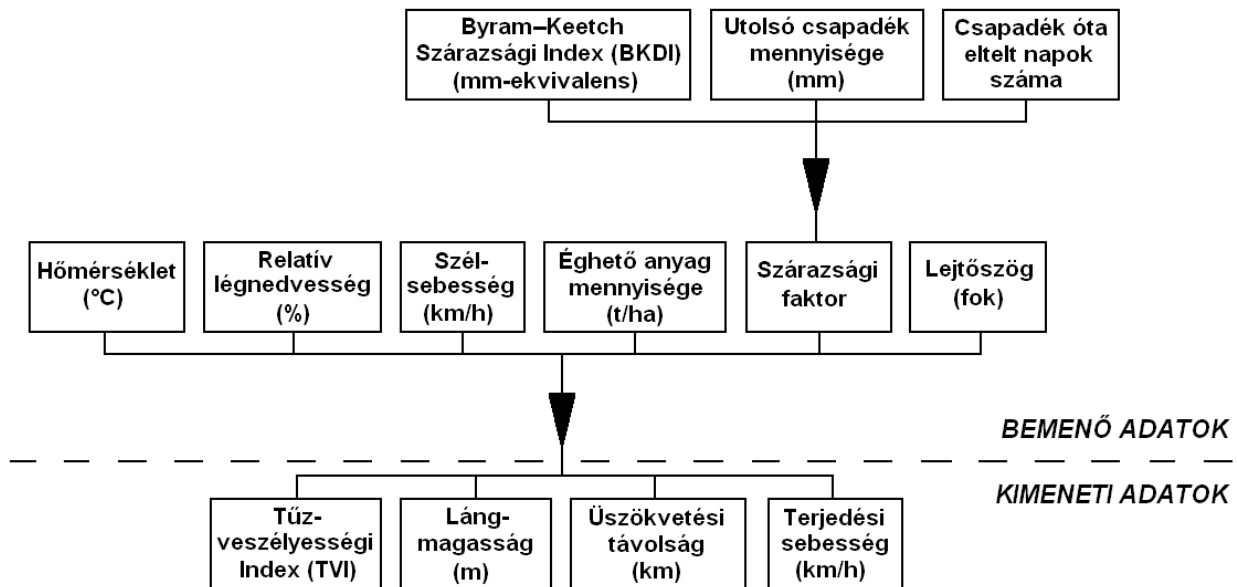
3.1.1. A tűzveszélyesség modellezése

A tűzveszélyességi modellek célja a tűzgyulladás valószínűségének, valamint a tűz terjedésének és jellemzőinek előrejelzése az adott vegetációtípusban, meghatározott meteorológiai és topográfiai viszonyok mellett. A modellek kidolgozása az 1940-es években kezdődött, számuk folyamatos emelkedés után az elmúlt években meghaladta a negyvenet [MUZY et al. 2008]. A statisztikai (empirikus), szemempirikus és fizikai (teoretikus) típusokba sorolható modellek közül a gyakorlatban leginkább a statisztikai modellek használhatóak [LOPES et al. 2002], a tűzvédelemben általánosan elterjedté vált öt modellből – Rothermel szemempirikus modelljét kivéve – négy (köztük az általunk használt McArthur-modell is) ebbe a csoportba tartozik [XIAO-RUI et al. 2005]. A statisztikai modellek hátránya, hogy – kidolgozásukból eredően – használatuk gyakran adott földrajzi régióra vagy vegetációtípusra specifikus, ettől eltérő alkalmazásuk során a kapott eredmények félrevezetőek lehetnek, így a modell validálása válhat szükségessé.

Alan J. McArthur 1966-ban tette közzé Ausztráliában kifejlesztett modelljét. A statisztikai modell több mint 800 természetes erdőtűz és több száz égetéses kísérlet terepi vizsgálata alapján készült, először új-dél-walesi eukaliptusz-erdőkre. Eredetileg táblázatok sorozatából állt, melyek adatait NOBLE és mtsai [1980] alakították át a mai modell alapját alkotó metrikus egyenletekké. Később a modell átdolgozott formái is megjelentek [GRIFFITHS 1999], melyek már egyéb lomberdő-típusokban és fenyvesekben is alkalmazhatóak voltak. A McArthur-modell szoftver formájában (*SiroFire*) széles körben elterjedt a tűzveszély előrejelzésére Ausztráliában, ahol tűzvédelmi technológiák kidolgozásának is fontos részét képezi [WEBER 2001]. Kísérleti felhasználására az Egyesült Államokban is vannak példák [SNYDER et al. 2006], egyes szerzők pedig európai fenyvesekben való használatát is felvetik, kiemelve a kapott eredmények ellenőrzésének szükségességét [PASTOR et al. 2003].

A McArthur-modell a hőmérséklet, a relatív légnedvesség, a szélesebbesség, az éghető anyag mennyisége, a szárazsági faktor és a lejtőszög ismeretében adja meg a Tűzveszélyességi Indexet (TVI; gyulladási valószínűség), valamint a várható lángmagasságot, üszökvetési távolságot és terjedési sebességet (*1. ábra*). A szárazsági faktor kiszámításához a – később ismertetésre kerülő – Byram–Keetch Szárazsági Index (BKDI; *Byram–Keetch Drought Index*), valamint az utolsó csapadék mennyiségének és az azóta eltelt napok számának ismerete szükséges. A modell előnye, hogy (1) kevés és könnyen meghatározható bemenő adat ismeretét követeli meg; (2) az alapjául szolgáló egyenletek változói a kísérleti tapasztalatok ismeretében könnyen módosíthatók; (3) egyidejűleg figyelembe veszi a szélesebbesség és a lejtőszög (egymástól nem független) hatását; (4) a tűz intenzitását a lángmagassággal fejezi ki, ami a vegetáció színtettségének ismeretében segít megbecsülni a koronatűz kialakulásának valószínűségét, valamint (5) becsli az üszökvetési távolságot (lásd később). A modell hátránya, hogy (1) egyenes vonalú tűzterjedést feltételez (nem prediktálja a tűzfront hosszirányú növekedését és alakjának változását); (2) a lángmagasságból nehezen lehet következtetni az intenzitásra, így nehéz megbecsülni a tűz elfojthatóságát; (3) nem alkalmas koronatűz modellezésére; és (4) európai

fenyvesekre vonatkozóan még nincsenek adatok a modell megbízhatóságáról, így a kapott eredmények hitelességét igazolni kell. Ugyanakkor meg kell jegyeznünk, hogy a McArthur-modell sok tekintetben hasonló az Észak-Amerikában és Európában általánosan használt Rothermel-modellhez. Az Egyesült Államokban kifejlesztett és McArthur modelljébe később integrált BKDI-modul mindkét modell szerves részét képezi, emellett a tűzgyulladás valószínűségek számítási módja és eredménye is igen hasonló [SNYDER et al. 2006].



1. ábra: A McArthur-féle tűzveszélyességi modell felépítése

Munkánk során a Dunazug-hegység dolomitvidékeire telepített feketefenyvesek tűzveszélyességét modelleztük. A McArthur-modellben szereplő, tűzveszélyességet befolyásoló tényezőkre ennek tekintetében térünk ki:

1) Hőmérséklet (°C): A 2 m-es magasságban mért léghőmérséklet. Magyarországon júliusban kell leginkább számolnunk a hőmérséklet hatásával, mivel ez az év legmagasabb átlaghőmérsékletű hónapja [MERSICH et al. 2001]. A hőmérsékletnek nemcsak közvetlen hatása van a tűzveszélyességre, hanem a kiszáradás ütemét is meghatározza.

2) Relatív légnedvesség (%): Az alacsony légnedvesség nagymértékben növeli a tűzveszélyt, ráadásul gyors fluktuációja miatt előrejelzése nehéz. A havi átlagos légnedvesség júliusban a legalacsonyabb (41%), napi minimumát rendszerint 15 óra körül éri el [BACSÓ et al. 1953, BACSÓ 1958].

3) Szélsebesség (km/h): A szélsebesség növekedése növeli mind az éghető anyag meggyulladásának valószínűségét, mind a tűz terjedési sebességét, de fontos tényező a koronatűz kialakulásának szempontjából is. A szélsebesség nagyfokú térbeli és időbeli változékonysága miatt nehezen jelezhető előre. Magyarországon a június és a július a két legszelesebb hónap [BACSÓ et al. 1953, BACSÓ 1958], átlagos napokon 12–15 óra között mérhető a legnagyobb szélsebesség [BARTHOLY és RADICS 2000]. A Dunántúli-középhegység (ezen belül is főként a Dunazug-hegység) hazánk legszelesebb területeinek egyike; a Pilisvörösvári-árok szélcsatornaként engedi be az északnyugati szeleket [LOVÁSZ és MAJOROS 1997]. A meredek

hegyoldalakkal és éles gerincekkel tagolt dolomitvidékeken még a viszonylag csendes időjárású napokon is számolhatunk erős szellőkésekkel.

4) Éghető anyag mennyisége (t/ha): A modell a legfeljebb 6 mm-es méretű avarfrakciót veszi figyelembe, mivel egyrészt az időjárás változásaira ez reagál a leginkább (kiszáradása gyors), másrészt ez a frakció ég el rövid idő alatt a tűzfrontban, meghatározva a terjedési sebességet [SAĞLAM et al. 2008]. Az avartömeg nem befolyásolja a tűzgyulladás valószínűségét, de növekedése növeli a lángmagasságot (intenzitást) és az üszöketési távolságot is.

5) Szárazsági faktor: Az utolsó csapadék mennyiségéből és idejéből, valamint a BKDI-ből számítható (1. ábra), értéke 0-tól 10-ig terjedő egész szám lehet. A szárazság a tűzveszély kulcseleme, szárazabb években a tüzek gyakorisága, kiterjedése és intenzitása is növekszik [VIEGAS et al. 1990, 1992, SWETNAM 1993]. Magyarországon a július–szeptember közötti időszak tekinthető a legszárazabbnak [MERSICH et al. 2001]. Az átlagos évi talajnedvesség szempontjából a Dunazug-hegység az egyik legszárazabb a hazai hegy- és dombvidékek közül [DUNKEL et al. 1990].

6) Lejtőszög: A lejtőszög hatása a láng talajjal bezárt szögének csökkenésén keresztül valósul meg. Ha a tűz felfelé terjed, a terjedési sebesség nő a lejtőszöggel, lefelé terjedésnél pedig a sík terepen tapasztalhatóhoz hasonló terjedési sebesség és lángmagasság mérhető, a lejtőszögtől függetlenül [VIEGAS és NETO 1991, SANTONI és BALBI 1998]. A dolomitterületeken gyakoriak a meredek lejtők, így a lejtőszög hatása fokozottan érvényesül.

A felsorolt adatok bevitelével a modell eredményeként megkapjuk a gyulladási valószínűséget kifejező Tűzveszélyességi Indexet (TVI), az intenzitást kifejező lángmagasságot (m), az üszöketési távolságot (km) és a terjedési sebességet (km/h). A TVI egész szám lehet, a skála verbalizált fokozatai a következők: 0–4: *alacsony*; 5–11: *közepes*; 12–23: *magas*; 24–49: *nagyon magas*; 50 felett: *extrém*. Az üszöketés („*spotting*”) a nagy intenzitású tüzek jellegzetes kísérő jelensége: a tűz során keletkező izzó, parázsló anyag légi úton nagy távolságra képes eljutni, és ott lokálisan újabb tűzfészket kialakítani (bár a lokális tűzgyulladás esélye nehezen becsülhető). Az üszöketés jelentősen nehezíti a tűz elleni védekezést: növeli mind a leégett terület nagyságát, mind a koronatűz kialakulásának valószínűségét.

A hazai feketefenyvesek tűzveszélyességének modellezéséhez a megadandó változók közül az éghető anyag mennyiségéről (4) és a szárazsági faktorról (5) nem rendelkezünk információval, így elsőként ezek meghatározására volt szükség. Először a BKDI, majd az ebből levezethető szárazsági faktor számítására térünk ki, ezt követően az éghető anyag mennyiségének meghatározását ismertetjük (3.1.2. fejezet).

A BKDI (más irodalmakban *Keetch–Byram Drought Index*; KBDI) az avar- és a talajréteg felső 200 mm-ének mm-ekvivalensben kifejezett csapadékhiánya (az eredeti formulában az angolszász mértékegység-rendszer szerint század-inch egység szerepel, így az index értéke 0-tól 800-ig terjedhet). Az index szoros összefüggésben áll a növényzetben uralkodó vízhiánnyal is, jelezve annak gyűlékonyságát [XANTHOPOULOS et al. 2006]. Egy adott napra jellemző BKDI-nek és változásának kiszámítása a napi maximális hőmérséklet és csapadékmennyiség alapján történik. Az index jellemzőit és kiszámításának módját korábbi munkáinkban [CSERESNYÉS és CSONTOS 2006, 2007] részletesen ismertettük KEETCH és BYRAM [1968] alapján. A BKDI változása exponenciális kiszáradási formulán alapul, a változás sebessége pedig az evapotranszspiráció mértékének függvénye. A mérsékelt övi területeken, átlagos hőmérsékleti viszonyú és csapadékeloszlású évben a BKDI egy jól meghatározható trend szerint változik. Hasonló lefutást kapunk, ha több év átlagértékét vesszük figyelembe. A BKDI-görbéről leolvasható, hogy az év egy adott szakában milyen mértékű átlagos szárazsággal kell számolnunk, vagyis meghatározhatóak az erdőtüzek szempontjából leginkább kritikus időszakok. Az index adott napi értékének ismerete pedig az aktuális tűzveszélyről nyújt tájékoztatást.

A BKDI éves változásának meghatározásához az Országos Meteorológiai Szolgálat Budapest-Lőrinc meteorológiai állomásán (N 47°25'45"; E 19°10'56"; 138,1 m) 1985 és 2009 között rögzített napi maximális hőmérséklet- és csapadékadatokat használtuk fel. Az 1985–2006 közötti időszak adatait az Időjárás Napijelentésekből [OMSZ 1985–2006] gyűjtöttük ki, a 2007–2009 között mért értékeket pedig az OMSZ Éghajlati Szolgáltató Osztálya bocsátotta rendelkezésünkre. A meteorológiai adatokból kiszámítottuk a BKDI értékét a 25 éves időszak minden napjára. Ezt követően a napi indexek átlagolásával meghatároztuk minden évre a BKDI átlagát a legcsapadékosabb és a legszárazabb (legkisebb és legnagyobb BKDI-átlagú) évek meghatározása céljából. A BKDI éves trendjének megállapításakor a napi adatokat dekádonként átlagoltuk, így minden évre 36 BKDI értéket kaptunk. A 25 év azonos dekádjainak átlagolásával megkaptuk az 1985–2009 közti időszakra jellemző átlagos BKDI lefutást. Emellett külön felvettük a legaszályosabb és a legkevésbé száraz évek görbéit is. Így láthatóvá vált, milyen mértékű ingadozások vannak a szárazság éves változásában.

Ezt követően a napi BKDI értékekből és az OMSZ csapadékadataiból kiszámoltuk a 25 éves periódus minden napjára a szárazsági faktort oly módon, hogy megadtuk az adott napra már kiszámított BKDI-t, majd visszakerestük az utolsó csapadék mennyiségét és idejét napokban [NOBLE et al. 1980, GRIFFITHS 1999]. A napi szárazsági faktorokat ezután a BKDI-hez hasonlóan dolgoztuk fel: a kapott értékeket dekádonként átlagoltuk, a legcsapadékosabb és a legaszályosabb évekre ábrázoltuk, valamint minden dekádra kiszámoltuk a 25 év átlagát, és feltüntettük ennek változását is. A görbe alapján tudhattuk meg, milyen szárazsági faktort kell számolnunk az átlagosnak mondható, valamint az aszályos évek kritikus időszakaiban, azaz a hazai feketefenyvesek tűzveszélyességének modellezéséhez milyen szárazsági faktort kell bemenő adatként megadnunk.

A szárazsági faktor ismeretében modellezhettük, hogyan hat a különböző meteorológiai és topográfiai tényezők változtatása a tűzveszélyességi viszonyokra. Ennek bemutatásához a hat bemenő paraméter (*1. ábra*) közül egyet-egyét kiválasztva, értékét egy meghatározott intervallumban változtattuk és – a többi öt tényezőt állandó értéken tartva – vizsgáltuk ennek hatását a négyféle eredményre (TVI, lángmagasság, üszökvetési távolság, terjedési sebesség). Az alkalmazott konstans értékek és a változtatás intervallumai a következők voltak:

1) Hőmérséklet: Konstans értékét 30 °C-nak választottuk, mivel a leginkább tűzveszélyes nyári időszakban ilyen hőmérséklet gyakran fennáll. Budapest környékén a hőségnapok száma átlagosan 20, de ennél jóval több is lehet [MERSICH et al. 2001]. Amikor a hőmérséklet volt a változtatott tényező, akkor értékét 0-tól 40 °C-ig terjedő intervallumban vettük figyelembe. A felső határ megválasztását az indokolta, hogy a talajfelszín (ahol a tűzveszély forrását adó avarréteg elhelyezkedik) és a felette levő légréteg hőmérséklete a dolomitterületeken több fokkal is meghaladhatja a 2 m-es magasságban mért értéket [DRASKOVITS és KOVÁCS-LÁNG 1968].

2) Relatív légnedvesség: Konstans értékét 30%-nak választottuk. Az OMSZ adatai alapján a júliustól szeptemberig tartó időszakban viszonylag gyakran fordul elő ilyen vagy ennél alacsonyabb páratartalom. A változtatás intervalluma 20-tól 100%-ig terjedt.

3) Szélesebesség: Konstans értéke 30 km/h (a Beaufort–Köppen-skála szerint: élénk szél). Ez a szélerősség minden évszakban gyakran előfordul, különösen a hegytetőkön és a gerinceken [BARTHOLY és RADICS 2000]. A változtatás 0-tól 70 km/h-ig terjedt, azaz a szélcsendtől a viharig lefedte a szélerősséget.

4) Éghető anyag mennyisége: Ide a különböző korú erdőállományokban elvégzett avarmérés (*3.1.2. fejezet*) később részletesen tárgyalásra kerülő eredményeit írtuk.

5) Szárazsági faktor: Konstans értékét a maximális 10-nek választottuk, szintén számításaink eredményei alapján (melyekből kiderült, hogy ilyen mértékű szárazság hosszabb ideig fennállhat az aszályosabb években, de még az átlagos időjárású években is előfordul). A változtatás intervalluma a teljes skálát lefedve, 0-tól 10-ig terjedt.

6) Lejtőszög: A lejtőszöget 30° -nak választottuk, mely jellemző a dolomitvidékeken. Értékét -30° (lefelé terjedés) és $+30^\circ$ (felfelé terjedés) között változtattuk.

Az így kapott eredmények jól szemléltetik a modell változói közötti kapcsolatokat. Megállapítható belőlük, hogy a TVI és a tűz viselkedése hogyan és milyen mértékben függ a különböző meteorológiai és topográfiai viszonyoktól, valamint az éghető anyag tömegétől és nedvességtartalmától.

Mint azt korábban említettük, eredményeink megbízhatóságát – a McArthur-modell statisztikai jellege miatt – ellenőriznünk kellett annak érdekében, hogy a modell hazai fenyvesekben való használatát biztonsággal megítélhessük. A modellezéssel kapott eredményeket ezért olyan, nemzetközi szakirodalmi forrásokban közölt adatokkal vetettük össze, melyeket *Pinus* fajok avarjának szabadföldi vagy laboratóriumi égetéses kísérletei során nyertek. Így a modell hazai alkalmazhatóságát is igazolhatjuk azon felül, hogy konkrét adatokkal szolgáltunk a Dunazug-hegység feketefenyveseinek tűzveszélyességi viszonyairól. A modellezéshez azonban meg kellett állapítanunk, milyen mennyiségű éghető anyag halmozódik fel a különböző korú és égtáji kitettséű feketefenyvesekben.

3.1.2. Az éghető anyag mennyiségének meghatározása elegyetlen feketefenyvesekben

A felhalmozódott avar mennyiségének meghatározásához a Budai-hegység területén és a Pilis délkeleti részén kerestünk elegyetlen feketefenyveseket, melyek pontos helyéről és koráról a Pilisi Parkerdőgazdaság területileg illetékes erdészeteinek üzemterveiből kaptunk felvilágosítást (*M2. melléklet*). A kiválasztott állományok kora 21-től 108 évig, területe 5,1-től 17,4 hektárig terjedt. Az avarmennyiség korfüggésének vizsgálatához az állományokat négy korcsoportba soroltuk: 20–40 éves, 40–60 éves, 60–80 éves és 80 évesnél idősebb. Minden korcsoportra vonatkozóan 12 állományban (4–4 északi, déli és plató kitettséűben) határoztuk meg az avar mennyiségét, így összesen 48 mintavételt végeztünk 2002 júliusa és októbere között. Mintaterületeinket az állományok szegélyhatástól mentes belső részén jelöltük ki. GPS segítségével meghatároztuk a területek pontos földrajzi koordinátáit és égtáji kitettséjét, a lejtőszöget pedig becsléssel állapítottuk meg.

Mivel a McArthur-modell szerint a tűzveszélyességet a 6 mm-nél nem nagyobb méretű éghetőanyag-frakció („*fine fuel*”) határozza meg, ezért a fenyvesek talaján felhalmozódott avart három frakcióra osztottuk fel: 1) tűavar + a 6 mm-nél nem vastagabb ágavar (a továbbiakban: tűavar); 2) ágavar (6 mm-nél vastagabb); és 3) tobozavar (utóbbi felosztását lásd később). Az egyes mintaterületeken 5 db 2×2 m-es kvadrátot jelöltünk ki egy 20×20 m-es területen belül elszórva. Ekkora kvadrátméret rendszerint elegendő az avar tömeg térbeli heterogenitásának lefedésére [NEWBOULD 1967, FILCHEVA et al. 2000]. A kvadrátokból begyűjtöttük a tűavart, és meghatároztuk a nedves tömeget egy rugós mérleg segítségével, 50 g-os pontossággal. Az 5 kvadrátból származó eredményeket átlagoltuk. Az ág- és tobozavar frakciókat kisebb mennyiségük miatt az 5 kvadrátból való begyűjtés után összesítve mértük, a tűavaréval megegyező módszer szerint. Minden kvadrát avarfrakcióiból elkülönítettünk egy-egy részmintát (a helyszínen összegyűjtött frakció 10–20%-át), ezeket jól záródó fémdobozban (hogy a vízvesztést megakadályozzuk) a laboratóriumba szállítottuk, majd tömegüket 1 g-os pontossággal meghatároztuk. Ezt követően a mintákat szárítószekrényben 70°C -on súlyállandóságig szárítottuk, tömegüket újra mértük, majd a nedves- és száraztömegek alapján kiszámítottuk a részminták szárazanyag-tartalmát. A szárazanyag-tartalom, valamint a terepen mért nedves avar tömegek ismeretében meghatároztuk az állományokban felhalmozódott avarfrakciók légszáraz tömegét kg/ha egységben. A nedvességtartalom, valamint a begyűjtés előtt eltelt csapadékmentes napok számának ismeretében [OMSZ 2002] meghatároztuk az avar

kiszáradásának ütemét is, így a KEETCH és BYRAM [1968] által használt exponenciális kiszáradási formula helyességét is ellenőrizhettük.

Mivel a tűavar hullása, így a talajon felhalmozódott mennyisége az év során nem egyenletes, hanem a nyár végi és őszi időszakban maximumot mutat (ekkor hullik le a teljes évi mennyiség 60–80%-a) [GARCÍA-PLÉ et al. 1995, KURZ et al. 2000], ezért az állományok mind a négy korcsoportjának mintavételezését elosztottuk a nyári és az őszi időszakokra annak érdekében, hogy a megnövekedett intenzitású tűhullás körülbelül azonos mértékben növelje az összes korcsoport avarmérési eredményeit. A tobozavart szintén elválasztottuk egy 6 mm-nél kisebb illetve nagyobb frakcióra. Előbbit a felnyílt tobozok pikkelyei, utóbbit a toboz megvastagodott főtenyelve képezte. 20 db kiszárított tobozról leválasztottuk a pikkelyeket, majd tömegméréssel meghatároztuk a két frakció arányát és az állományokban felhalmozódott két tobozfrakció mennyiségét (kg/ha-ban).

Az avarmérés mellett a terepi munka másik fontos részét képezte az állományok körlapösszegének meghatározása. Adott korú állományokban a körlapösszeg szoros korrelációt mutat a talaj feletti biomasszával és a produktivitással, így ezek becslésére használható [CHIBA 1998]. Ugyanakkor a záródott koronaszintű erdőkben a faegyedek denzitása és bazális területük között negatív korreláció mutatható ki, szorzatuk közel állandó, így az azonos korú állományok körlapösszege (ezzel együtt produkciója és a felhalmozódott avar mennyisége) a denzitástól független [BRAY és GORHAM 1964, LEEGE és MURPHY 2000]. Emiatt az azonos korú, de különböző denzitású állományok ismétlésként kezelhetők. Erdészeti gyérítéskor az állomány körlapösszege és produktivitása csökken, majd mindkettő gyors növekedésnek indulva visszaáll az adott korú állományokra jellemző értékre [CHIKUMBO et al. 1999]. A körlapösszeg meghatározásával vizsgáltuk, hogy a mintaterület produkciójára nincs-e hatással egy korábbi erdészeti gyérítés, amely az avar tömeget is befolyásolná. Ehhez valamennyi állománykornál összehasonlítottuk a mintaterületeken mért körlapösszegeket. A körlapösszeg méréséhez az avarmérési kvadrátok elhelyezéséhez kijelölt 20×20 m-es mintaterületen belül minden (még élő) feketefenyő egyednek megmértük a mellmagassági törzskerületét [NEWBOULD 1967], majd ezeket bazális területre átszámolva összeadtuk és m²/ha egységben fejeztük ki.

3.1.3. Lombelegyes állományok avarmennyiségének és tűzveszélyességének vizsgálata

A hazai lombhullató fafajok avarlebomlási sebessége jelentősen meghaladja a tűavarét, így a lomberdőkben felhalmozódott avarmennyiség, és ennek következtében az állományok tűzveszélyessége is lényegesen alacsonyabb [ISÉPY 1974], mint a feketefenyvesek esetén. Az avarmennyiség meghatározását és a tűzveszélyességi viszonyok modellezését a lombosfákkal különböző mértékben elegyes feketefenyő állományokban is elvégeztük.

Az avarméréshez a Budai-hegységben (Budapest, Páty és Nagykovácsi közelében) kijelöltünk tíz, lombosfákkal változó mértékben (6–79%) elegyes feketefenyvest (*M3. melléklet*). Az elegyetlen fenyvesek avarmérési eredményei szerint a 60–80 év közötti állományok avarmennyisége (és tűzveszélyessége) a legnagyobb, ezért a kiválasztott elegyes állományok mindegyike ebbe a korcsoportba tartozott (a kor hatását még inkább kiküszöbölendő, az intervallumot 64–72 év közötti állományok kijelölésével tovább szűkítettük). Az állományok égtáji kitétségét figyelmen kívül hagytuk, mivel az elegyetlen fenyvesek avar tömegét a kitétségtől függetlennek találtuk [CSERESNYÉS et al. 2003, 2006, 2007]. Az állományokban az elegyedési arány pontos megállapítására volt szükség, ezt a feketefenyő és a lombosfák körlapösszeg-arányának meghatározásával számítottuk ki egy szegélyhatástól mentes, 20×20 m-es mintaterületen (a korábban már leírt módon). Az avar frakciókra osztása és mennyiségének meghatározása, valamint a körlapösszegek egységességének ellenőrzése szintén az elegyetlen

állományok mintavételezésénél leírt módon történt, de ez esetben tűavar helyett tű + lombavar frakciót különítettünk el.

Az avarmérési eredmények ismeretében vizsgáltuk az avarfrakciók mennyisége és a feketeefenyő elegyaránya közötti összefüggést, így megállapíthattuk, hogy adott elegyedési arány esetén milyen mennyiségű éghetőanyag-felhalmozódással kell számolnunk. A tűveszélyesség modellezése során a McArthur-modell bemenő adataiként a korábban meghatározott konstans értékeket (30 °C hőmérséklet, 30% relatív légnedvesség, 30 km/h szélesség, 30°-os lejtőszög és 10-es szárazsági faktor) adtuk meg, így az éghető anyag tömegét változtatva vizsgáltuk az elegyarány hatását a tűveszélyességi viszonyokra (TVI, lángmagasság, üszökvetési távolság és terjedési sebesség).

3.2. Invazív fajok magbankjának vizsgálata

3.2.1. Az akác magbankjának vizsgálata

A talaj magbankjának vizsgálatához öt, akáccal spontán elegyedett feketeefenyő állományt jelöltünk ki homokterületeken: a Kisalföld keleti részén Komárom, Ács és Tárkány települések közelében, a duna–tisza-közi homokvidék északi peremén fekvő Csévharaszt külterületén, valamint a Gödöllői-dombságban, Isaszeg határában (*M4. melléklet*). A 2,4–12,4 hektár területű állományok kora 28 és 68 év közé esett.

A terepi mintavételezést 2009 júliusában és augusztusában végeztük. Minden mintaterületen kiválasztottunk öt akác egyedet a magbank vizsgálatához. A kiválasztásnál figyelembe vettük, hogy a fa az állomány szegélyétől legalább 20 m-re helyezkedjen el (szegélyhatás kizárása), és 20 m-es körzetén belül ne legyen másik, termő akác példány (a magvak mennyiségét lehetőleg ne befolyásolja a szomszédos egyedek magszórása). Kerületméréssel meghatároztuk a fa mellmagassági átmérőjét, és kiszámítottuk a bazális területét. Minden fa körül öt mintavételi pontot jelöltünk ki a törzstől 1,5–2 m-re, ötszög alakban. A mintavételi pontokon a talaj felszínéről letisztítottuk az avarréteget (valamint az esetlegesen már lehullott azévi terméseket), majd egy 80 cm² alapterületű mintavevő eszközzel 6 cm mélységű (azaz 480 cm³ térfogatú) hasábokat vágunk ki a talaj két rétegéből: 0–6 és 6–12 cm-es mélységekből. Egy fa azonos rétegből származó öt részmintáját egyesítettük, így rétegenként 2400 cm³, akác példányonként pedig 4800 cm³ talajmintához jutottunk. A mintavételi mélység megválasztását az indokolta, hogy 12 cm-nél nagyobb talajmélységben az akác magvak mennyisége elenyészően csekély [MARJAI 1995b].

A talajmintákat laboratóriumba szállítva, 1,5 mm-es lyukbőségű szitán alaposan átmostuk, majd a visszamaradt törmelékből szobahőmérsékleten történő szárítás után kiválogattuk az akác magvait. A magbankot képező (azaz életképes) magvak mennyiségét csíráztatással állapítottuk meg. Csíráztatás előtt – a penészedés megakadályozása érdekében – a magvak felszínét 2 percig tartó, 20%-os etil-alkoholos fürdő segítségével sterilizáltuk [CHUANREN et al. 2004], majd a fajra jellemző keményhéjúságot mechanikai szkarifikációval, dörzspapír segítségével megszüntettük [CZIMBER 1980, BASKIN és BASKIN 1998]. A csíráztatást Petri-csészékben, csapvízzel megnedvesített vattapapíron végeztük 24/18 °C-os hőmérsékleti és 16/8 órás fotoperiodizmus mellett, 21 napig [MORIMOTO et al. 2010]. A vizet szükség szerint pótoltuk, a csírázott magvakat eltávolítottuk. Az 5 nap elteltével meg nem duzzadt magvakat ismételt szkarifikáltuk, majd újra csíráztattuk. A 21. napon megállapítottuk a csírázott és a nem csírázott magvak számát.

A magbank nagyságát minden fa esetében db/m² egységben adtuk meg. Az egyes feketefenyő állományokra vonatkozó átlagos magbank-méretet a vizsgált 5-5 akác egyed mintáiból számítottuk, így talajrétegenként 12000 cm³ mintatér fogat eredményének tekinthetők. Ez a klimax erdőtársulások mintavételezéséhez általánosan használt, statisztikai módszerekkel megállapított, 4–6000 cm³-es minimáltér fogat 2–3-szorosa [ROBERTS 1981, CSONTOS 2001b, 2007]. A csírázóképes magvak m²-re vonatkoztatott számát figyelembe véve megvizsgáltuk, hogyan függ össze a felső és alsó talajrétegben talált magok mennyisége, valamint a két réteg összes magtartalma a fa bazális területével (korával). A mélyebb talajrétegbe temetődött magvak rendszerint hosszabb ideig megőrzik életképességüket, mint a felszínhez közel lévők [FENNER és THOMPSON 2005]. Amennyiben a jelenség az akác magvainál is fennáll, akkor az alsó talajrétegben lévő életképes magvak teljes magbank-denzitáshoz viszonyított aránya növekedni fog a fa korának függvényében. Ennek alátámasztására a magbank-arány és a fa bazális területének összefüggését is vizsgáltuk.

3.2.2. A lepényfa magbankjának vizsgálata

A lepényfa magbankját két feketefenyvesben vizsgáltuk 2009 júliusában, Tárkány és Komárom községek határában, 58, illetve 66 éves állományokban (*M4. melléklet*). Szegélyhatástól mentes helyen, állományonként öt, magányos lepényfa egyedet választottunk. A fa bazális területének meghatározása után felmértük a lepényfára jellemző csemetebank nagyságát: a fatörzs körül kijelölt 5×5 m-es kvadrátban megszámláltuk a lepényfa-csemetéket. A magbank mintavételezése, a talajminták kezelése és a magok kinyerése az akácnál leírt módon történt a különbséggel, hogy a kimosást a lepényfa magvainak nagyobb mérete miatt 3 mm lyukbőségű szitában végeztük. A magfelszín sterilizálása után a maghéjat a lapított formájú mag peremének egy pontján csípőfogóval lecsíptük (a vastag, kemény magháj dörzspapírral kevésbé hatékonyan szkarifikálható). A csíráztatást és az eredmények értékelését – beleértve a magbank denzitása és a fa bazális területe közötti összefüggések vizsgálatát – szintén az előbbieken már részletezett módszer szerint végeztük.

3.2.3. A selyemkóró magbankjának vizsgálata

A selyemkóró talajmagbankjának felmérését két, Csévharaszthoz közeli, futóhomokra telepített feketefenyő állományban végeztük el (*M4. melléklet*). A fiatal (7 éves) állományban a fenyő záródása a fiatal kor miatt még csekély volt, az idősebb (24 éves) fenyvesben pedig a gyenge termőhely következményeként fellépő állománypusztulás miatt helyenként kiterjedt hiányfoltokat figyeltünk meg. A selyemkóró – jó klonális terjedésénél fogva – változó denzitással, foltosan volt jelen az állományokban. A magbank mintavételezésére 2009 júliusának végén, a magszórást megelőzően került sor. Mindkét fenyvesben 5–5 mintaterületet választottunk ki a selyemkóró egy-egy jól körülhatárolható foltjának belsejében. Minden foltban kijelöltünk egy 10×10 m-es kvadrátot, majd ezen belül elszórva öt talajmintát vettünk a már ismertetett módon, két talajrétegből. A részmintákat egyesítve jutottunk a talajrétegenként 2400 cm³ térfogatú mintákhoz. A kvadráton belül 5 db 1×1 m-es négyzetben megszámláltuk a selyemkóró egyedeket, majd az öt terület eredményét átlagolva meghatároztuk a selyemkóró átlagos denzitását (db/m²) a foltban belül.

A helyszínről elszállított talajmintákat tálcákon szétterítve szobahőmérsékleten 2 napig szárítottuk, majd a homokot száraz szitálással (1,5 mm-es lyukbőségű szitával) eltávolítottuk. A

megmaradt kevés törmelékből a selyemkóró ép magvait kiválogattuk. A selyemkóró csírázási tulajdonságainak ismeretében [BHOWMIK 1978, HORVÁTH 1984, VARGA és LOVÁSZ 1988] a magvakat szkarifikálás nélkül, 24–26 °C-on, természetes fényviszonyok mellett 28 napig csíráztattuk. A csírázott magvak számát m^2 -re vonatkoztatva meghatároztuk a magbank denzitását, majd megvizsgáltuk, hogyan függ össze a magbank nagysága a selyemkóró állomány denzitásával.

3.3. Feketefenyővel rekultivált külfejtések aljnövényzetének vizsgálata

3.3.1. A mintaterületek és jellemzőik

A feketefenyővel rekultivált külszíni bányák aljnövényzetének cönológiai vizsgálatához összesen hat mintaterületet (három dolomit- és három bauxitfejtőt) jelöltünk ki. A három felhagyott dolomitbánya a Keszthelyi-hegység déli részén – Balatongyörök, Vonyarcvashegy és Gyenesdiás területén – található, míg a bauxitfejtők közül egy a Gerecse déli részén, Nagyegyházától északra, kettő pedig a Bakony nyugati peremén, Sáska község közigazgatási területén helyezkedik el (*M5. melléklet*).

A mintaterületek jellemzői a területi erdészetektől kapott információk, valamint szakirodalmi források és saját megfigyeléseink alapján kerülnek ismertetésre:

1) Balatongyörök községhatár 60TN sz. erdőrészlete (továbbiakban: Balatongyörök). A 3,1 hektáros bánya a Keszthelyi-hegység legdélebbi pontján, Balatongyörök és Vonyarcvashegy között, a Balaton partjától 1 km-re, a Csereze-hegy D-DK-i irányú letörésén található. Túlnyomórészt zártkertek és lakott területek határolják, északi részén idős, elegyesedett feketefenyves húzódik. Erdészeti rekultivációját – a vonyarcvashegyi és gyenesdiási mintaterülethez hasonlóan – a Bakonyerdő Erdészeti és Faipari Zrt. Keszthelyi Erdészete végezte 1989-ben. A terület egyes részein rézsűket alakítottak ki, melyeket rétegvonalas, sávós talajelőkészítés után csemeteültetéssel erdősítettek. A rézsűkön a jelenleg 3–6 m magas állomány viszonylag nagy sűrűségben maradt fenn, a bányagödör alján azonban a magas talajvízszint hatására nagyarányú fenyőpusztulás jelentkezett. A legmélyebb részekben jellemző a több hónapig tartó vízborítás, és a sűrű, sásos–füzes vegetáció a *Solidago gigantea* inváziójával. A bányaterület kizárólag gyalogosan közelíthető meg, így emberi behatástól viszonylag mentesnek tekinthető, kismértékű taposás csak az időszakos vizek környezetében figyelhető meg.

2) Vonyarcvashegy 19TN (továbbiakban: Vonyarcvashegy). Az 1,6 hektár területű egykori külfejtés Vonyarcvashegy északi szegélyén, a Balaton-parttól 1,1 km-re, a Vas-hegy aljában terül el. Határát községi belterület, valamint idős, elkorisodott feketefenyves alkotja. A bányát 1986-ban fenyvesítették, a telepítésből a legmeredekebb partfalak kimaradtak. A csemeteültetést megelőzően a fásítható rézsűk egyes részein a vízerózió ellen védő rőzsegákat alakítottak ki. A jelenlegi feketefenyő állomány 5–8 m magas, erősen mozaikos, több helyen nagymértékben kiritkult (ehhez hozzájárult a jól megfigyelhető falopás is), ennek megfelelően az aljnövényzet is változatos képet mutat. A bánya – a Balaton közelsége miatt – természetjárás (valamint kerékpározás és motokrosszoszás) által fokozottan bolygatott. Az erősen taposott, ösvényekkel átszelt bányaudvar mellett azonban egyes elzártabb részekben zavarástól viszonylag mentes, fajgazdag aljnövényzet figyelhető meg. A terület korábban autóval is megközelíthető volt, ennek következményeként helyenként régi kommunális hulladékkupacok is jelen vannak. A bevezető utat később sorompóval elzárták, az egykori bánya ma a Balaton-felvidéki Nemzeti Park része.

3) Gyenesdiás 29 TN (továbbiakban: Gyenesdiás). A felhagyott külszíni dolomitfejtés Gyenesdiás külterületén, a Balatontól 2,1 km távolságra, a Nagy-mezőtől és a Varsás-hegytől délre terül el, területe 2,2 hektár. A mély katlant kelet felől 30–40 m magas, helyenként függőleges sziklafalak határolják. A környező vegetáció jórészt idős, lombelegyes feketefenyves, a Nagy-mező felőli részen természetközeli állapotú cseres–tölgyes. A fenyvesítést 1988-ban végezték csemeteültetéssel. A jelenlegi állomány magassága 1,5 és 6 m között változik, erősen mozaikos, a lankás részsükön helyenként áthatolhatatlanul sűrű, a magas talajvízszintű alsó részeken pedig szinte teljesen kipusztult (hasonlóan a balatongyöröki területhez). Az északi rész növényzet nélküli részsűt 1,5–2 m mély vízeróziós árkok szabdalják fel. A bányaudvar kedvelt turisztikai látványosság, ezért taposásnak erősen kitett. Gépjárművel szabadon megközelíthető, egyes részein gyakori a kommunális és kerti hulladék, valamint az építési törmelék lerakása is.

4) Bicske 7A (továbbiakban: Nagyegyháza). A 3,2 hektár területű állomány Nagyegyházától 3,5 km-re északra, Bicske városától 9 km-re ÉNy-ra található, a Hársas-hegy oldalában. A fenyvesített területet északon és nyugaton cseres–tölgyes, délen és keleten akác szegélyezi, az utak mentén ezüsthával (utóbbi a fenyőállományban is terjed). A nagyegyházacsordakúti bauxitmező e területén a bauxitösszlet külfejtéses termelése 1985–93 között folyt az Eocén-program keretében [NOVÁK 2007]. A műszaki rekultiváció a folyamatos részsű- és meddőhányó-csúszások miatt gyorsan megtörtént, az erdőtelepítést a Vértesi Erdészeti és Faipari Zrt. Tatabányai Erdészete végezte 1995-ben [GOMBKÖTŐ 2007]. A magvetéssel történő telepítés előtt a területen szerves trágyát és – szerkezetjavítás céljából – darabolt lombosfa-kérget forgattak a talajba. A 2005-ben gyérített feketefenyő állomány a vizsgálati évben 3–5 m magas és viszonylag sűrű, csak helyenként ritkuló volt, az aljnövényzetben a *Calamagrostis epigeios* dominanciája volt szembetűnő. Fő zavaró tényezőnek a nagyvadak taposása és túrása tekinthető.

5) Sáska 6I (továbbiakban: Szóc). A 6,9 hektáros fenyőtelepítés egy északra néző, meddőöntéssel kialakított részsűn található, Szóc-Határvölgy külterület mellett, Szóc községtől 2,6 km-re délre, a Szár-hegy lábánál (a terület közigazgatásilag Sáska községhez tartozik). Az állományt – egy észak felől határoló, kisebb hegylábi akácost leszámítva – cseres–tölgyes erdők veszik körül. A több száz hektáros szóc–halimbai bauxitmezőn (Félibánya) a külfejtéses termelés 1977–86 között folyt [KOVÁCS 1998], a rekultivációt több lépésben végezték 2005-ig. A mintaterületen a bauxitos meddő elegyengetése után a meredekebb részeken padkákat hoztak létre, vízelvezető övárkokat létesítettek, és rőzsegákat alakítottak ki; a talajjavítás fűrészpor és műtrágya felhasználásával történt. A részsűt a Bakonyerdő Erdészeti és Faipari Zrt. Monostorapáti Erdészete 2003-ban magvetéssel fenyvesítette, de a nagyarányú kiszáradás miatt az állományt 2004-ben csemeteültetéssel felújították. A vizsgálati évben 1–1,5 m magas fákból álló telepítés emberi zavarástól mentes, nagyvadak által azonban helyenként erősen taposott, és a rőzsegátak kiépítése ellenére mély eróziós árkokkal szabdalt. Az aljnövényzetet sok helyen a *Solidago gigantea* uralja.

6) Sáska 63G (továbbiakban: Sáska). A 6,4 hektáros feketefenyves a szöci állománytól 1 km-re nyugatra terül el. Többnyire cseres–tölgyesek veszik körül, csak nyugat felől határolja egy – akác által részben már előzőnlött – cserjés terület. A csemeteültetéssel 1990-ben telepített állomány Félibánya letermelt, Ny-ÉNy felé enyhén lejtő területén található. A fenyőtelepítés előtt a területet mélylazítóval felszaggatták, majd fűrészporral és műtrágyával javították [KOVÁCS 1998]. A 4–6 m magas fákból álló telepítés sűrűsége igen változó, foltokban a kiszáradás miatt jelentősen pusztul. Aljnövényzete a kiritkult részeken gazdag, de vaddisznók tekintélyes méretű túrásai sok helyen láthatóak.

3.3.2. A vegetáció cönológiai felvételezése és jellemzése

A vegetáció cönológiai vizsgálatához minden mintaterületen kijelöltünk 5 darab állandó kvadrátot, szegélyhatástól mentes helyen (a szegélytől legalább 20 m-re). A kvadrát méretét 10×10 m-ben határoztuk meg, hasonlóan FEKETE [1966], DEBRECZY [1973], valamint PENKSZA és mtsai [1996] munkáihoz. A helyszín kiválasztásának egyetlen kritériuma volt, hogy a kvadrátban a feketefenyő borítása elérje a 20%-ot (ez alól a szőci területen kivételt tettünk, mivel a mindössze 6 éves állományban a fenyőborítás sehol sem haladta meg a 15%-ot). A kvadrát középpontjának földrajzi koordinátáit GPS segítségével meghatároztuk (*M5. melléklet*), a sarkok helyét a terepen karókkal vagy fatörzsre helyezett szalagokkal megjelöltük. A cönológiai felvételezést minden kvadrátban háromszor végeztük el (2010. május–június, 2010. augusztus–szeptember és 2011. április) annak érdekében, hogy a vegetációról minél teljesebb képet kapjunk. A felvételezés során először becsléssel megállapítottuk a feketefenyő borítását, majd vegetációs szintenként rögzítettük a kvadrátban található fajok százalékos borításértékeit. Az egyes kvadrátok növényzetének szintenkénti összes borítását szintén megállapítottuk. A fajok azonosítását SIMON [2000] munkája alapján végeztük, a taxonok elnevezése is az ő munkáját követi (a nehezen azonosítható fajok meghatározásában Barina Zoltán segítségét ezúton is köszönjük).

A cönológiai eredmények feldolgozása során kvadrátonként egyesítettük a három felvételezés eredményét oly módon, hogy az egyes fajokat mindig a legmagasabb borításértékkel vettük figyelembe. A kvadrát teljes borításának megállapításánál ugyanígy jártunk el. A kapott adatokból meghatároztuk minden mintaterület összes fajszámát, a kvadrátonkénti átlagos fajszámot, valamint a domináns és a konstans fajokat. Az aljnövényzet diverzitását a terület öt kvadrátjának egyesített adatsorából számoltuk ki a Shannon-index (H') használatával, emellett meghatároztuk az egyenletességet (E), valamint az egyes kvadrátok diverzitását is. Felvettük az egyes mintaterületek kumulatív fajszám- és diverzitás-görbéjét annak érdekében, hogy megvizsgáljuk, elegendő-e az 5 db 100 m² területű kvadrát a vegetáció fajkészletének és diverzitásának reprezentatív leírásához. A fajok dominanciaviszonyait rang–dominancia görbék felvételével is szemléltettük. Elemeztük, hogyan befolyásolja a feketefenyő borítása a kvadrátban található aljnövényzet borítását, fajszámát és diverzitását (ennél a vizsgálatnál a három dolomitfejtő és a három bauxitfejtő adatait egyaránt összevontuk, így mindkét esetben 15 kvadrát eredményével dolgoztunk).

A feketefenyves alatt kialakult vegetáció jellegét a fajok három attribútumának segítségével írtuk le: minden fajhoz hozzárendeltük a (1) szociális magatartás típusát (SzMT) BORHIDI [1993] alapján, a (2) Raunkiaer-életformát [SIMON 2000], valamint a (3) cönoszisztematikai besorolást szintén BORHIDI [1993] szerint. A fajok borítás-értékeinek (a terület 5 kvadrátjának átlaga) figyelembe vételével elkészítettük minden mintaterületre az említett attribútumok szerinti csoporttömeg-eloszlást, és ezeket diagramokon ábrázoltuk. A fajok besorolásakor a következő kategóriákat alkalmaztuk:

(1) szociális magatartás típus: S (specialisták); C (természetes kompetitorok); G (generalisták); NP (természetes pionírok); DT + W (természetes zavarástűrők és őshonos gyomfajok); RC (őshonos ruderalis kompetitorok); AC + I (tájidegen kompetitorok és meghonosodott fajok). Az ábrázolás során a kategóriákat a természetességi érték [BORHIDI 1993] szerinti csökkenő sorrendbe helyeztük.

(2) Raunkiaer-életforma: MM + M (Phanerophyta); N + Ch (félcserjék és Chamaephyta); H (Hemikryptophyta); G (Geophyta); TH (Hemitherophyta); Th (Therophyta).

(3) cönoszisztematikai besorolás: Zavart termőhelyek; Antropo-zoogén félcserjések, gyepek és rétek (továbbiakban: Gyepek); Erdőközeli cserjések és kórósrétek (továbbiakban: Cserjések); Lombos erdők; Társulásközömbös (Indifferens) fajok.

Minden mintaterületre kiszámítottuk az aljnövényzet természetességi értékének kvázi-átlagát a szociális magatartás típus szerinti csoporttömegek figyelembe vételével, BORHIDI [1993] természetességiérték-skálája alapján. A mintaterületek vegetációját a kapott csoporttömeg-eloszlások alapján összehasonlítottuk egymással külön a dolomit-, és külön a bauxitfejtőkre vonatkozóan.

Megvizsgáltuk, hogy a feketefenyő borítása hatással van-e a kvadrátokban kialakult aljnövényzet fenti attribútumok felhasználásával számolt csoporttömeg-eloszlására. A hat mintaterületen felvételezett összesen 30 kvadrátot a feketefenyő borítása szerint három csoportra osztottuk oly módon, hogy minden csoportba 10–10 kvadrát kerüljön. Így alacsony (10–30%), közepes (40–65%) és magas (70–90%) fenyőborítású kvadrátokat különítettünk el (a megfelelő felosztást csak a hat mintaterület összevonásával lehetett elérni). A kvadrátok mindegyikére külön-külön meghatároztuk a csoporttömeg-eloszlásokat a benne lévő növényfajok borításaiból. Az azonos csoportba tartozó kvadrátok eloszlásait összevontuk, majd a három fenyőborításhoz tartozó eloszlást egymással statisztikai úton összehasonlítottuk.

3.3.3. A vegetáció természetvédelmi szempontú értékelése

A feketefenyő flórára gyakorolt hatásának megismeréséhez a rekultivált területeken kifejlődött vegetáció természetvédelmi szempontú jellemzésére volt szükség. Ehhez meg kellett vizsgálnunk, milyen eltérések és hasonlóságok figyelhetők meg a felvételezett növényzet és egy olyan vegetáció között, amely (1) a vizsgálati terület potenciális klimax vegetációját alkotja, illetve (2) hasonló élőhelyen regenerációs szukcesszióval alakul ki feketefenyő behatása (erdészeti beavatkozás) nélkül.

A potenciális vegetációtípus megállapítása egyrészt Magyarország Első (1780–1784) és Második (1819–1869) Katonai Felmérése során készült térképszelvényekről (M = 1:28800), másrészt a termőhelyi viszonyok és a rekultivált területet körülvevő vegetáció jellemzőinek megfigyelése alapján történt. A Keszthelyi-hegység déli részén fekvő dolomitfejtők helyén és környékükön a katonai térképek többnyire fás vegetációt jelölnek, a tetőkön és a gerinceken gyepekkel mozaikosan. Természetes vagy természetközeli vegetáció e területeken ma nem lelhető fel, a bányákat helyenként települések és zártkertek veszik körül, másutt idős, elegyesedő feketefenyveseket találunk. A feketefenyvesekben (főként a kiritkult részekben) azonban jól látható a *Fraxinus ornus* és a *Cotinus coggygria* helyenként tömeges, valamint a *Quercus pubescens* elszórt felújulása. Ezek alapján a potenciális vegetációtípust *Cotino–Quercetum pubescentis* társulásban határoztuk meg, mely sziklagyepekkel mozaikosan lehetett jelen a területeken.

A bakonyi (Szóc és Sáska) és a gerecei (Nagyegyháza) bauxitfejtő helyén a katonai térképek egyértelműen jelzik az egykori erdővegetációt. A mintaterületeket túlnyomó részt cseres–kocsánytalan tölgyes állományok veszik körül, így az őshonos vegetációtípus feltételezhetően e helyeken is *Quercetum petraeae–cerris* volt.

Mintaterületeink növényzetét szakirodalmi forrásokban közölt, megfelelő vegetációtípusokban készített cönológiai felvételekkel hasonlítottuk össze (1. táblázat). A természetes *Cotino–Quercetum pubescentis* és *Quercetum petraeae–cerris* társulások kiválasztásánál figyelembe vettük, hogy a felhasznált florisztikai adatok földrajzilag saját mintaterületeinkhez minél közelebbi területekről származzanak.

Természetes állapotú *Cotino–Quercetum pubescentis* társulásban FEKETE [1966] végzett kiterjedt cönológiai munkát a Bakony területén, dolomit alapközeten. 10×10 m-es kvadrátokban felvételezett 10 különböző mintaterületen. A területi adatokat a feldolgozás során összevontan kezeltük. Mivel nagyegyházi mintaterületünk földrajzilag távol esik a bakonyi (szóci és sáskai)

állományoktól, ezért a természetes cseres–tölgyesek cönológiai adatai két forrásból származnak. *Quercetum petraeae–cerris* társulásban BARINA ZOLTÁN készített cönológiai felvételeket a Gerecse hegységben, 20×20 m-es kvadrátokban (az eddig publikálatlan adatokat a szerző bocsátotta rendelkezésünkre). A kiválasztott három mintaterület (Nagyegyháza, Óbarok és Tarján térsége) mindegyike a saját mintaállományunk 5 km-es körzetén belül helyezkedik el. A szöci és sáskai eredmények értékeléséhez SZODFRIDT és TALLÓS [1964] munkáját használtuk, mely a felsőnyírádi erdőben készült (mintaterületeinktől kb. 8 km-re). A területet borító genyötés cseres–tölgyes magasabb térszintjében felvett adatokkal dolgoztunk az értékelés során (a mélyebb térszintben a talajvízhatás miatt a lápi elemek megjelenése figyelhető meg, amely az adatok összehasonlíthatóságát rontja). A fent említett források közül SZODFRIDT és TALLÓS [1964], valamint FEKETE [1966] munkái Braun–Blanquet-skálával készültek, így az adatokat van der Maarel-transzformációval százalékos borításokká alakítottuk át, figyelembe véve a szerző által javasolt korrekciókat is [MAAREL 1979, 2007].

Az elemzés másik részét az általunk vizsgált technogén területek növényzetének regenerációs szukcesszió során kialakult vegetációval történő összehasonlítása képezte. Regenerálódott *Cotino–Quercetum pubescentis* társulásból megfelelő adatok nem álltak rendelkezésre. Ugyanakkor TAMÁS és CSONTOS [2006] feketefenyves leégését követően vizsgálták a természetes vegetációt képező dolomitsziklagyep regenerációját a Budai-hegységben 10 éven keresztül. A vizsgálat során északi és déli kitettségben elhelyezett, 2×4 m-es állandó kvadrátokkal dolgoztak. Az adatok értékeléséhez az erdőtűz utáni 10. évben készült cönológiai felvételeket használtuk fel. Mivel a kétféle kitettség eltérő jellegű növényzet kialakulásához vezetett, saját eredményeinket mind az északi, mind a déli tájolású kvadrátok adataival összevetettük.

Quercetum petraeae–cerris társulás regenerációját CSONTOS [1996, 2010] vizsgálta a Visegrádi-hegységben. Az általa tanulmányozott 49 terület 2–28 éve esett át ernyős felújító vágáson. A fajok borításának becslése 20×20 m-es kvadrátokból történt. A regenerációs szukcesszió során kifejlődött aljnövényzetet a szerző sokváltozós elemzésekkel kor szerint négy szukcessziós stádiumba (I. = 1–3 év; II. = 4–11 év; III. = 12–21 év; IV. = 22–28 év) sorolja. A szöci terület erdészeti rekultivációja 6 éve történt, így az összehasonlításhoz a CSONTOS [1996, 2010] által megállapított II. stádiumú területek cönológiai adatait használtuk. A nagyegyházi és sáskai feketefenyő állomány kora 15 illetve 20 év, így ezek értékeléséhez a III. stádiumú vágásnövényzetek adatait vettük figyelembe.

1. táblázat: A rekultivált területek vegetációjának összehasonlító értékeléséhez felhasznált szakirodalmi forrásmunkák áttekintése

Saját mintaterület (potenciális vegetáció)	Természetes állapotú őshonos vegetáció	Regenerációs szukcesszió során kialakult vegetáció
Balatongyörök (<i>Cotino–Quercetum pubescentis</i>)		
Vonyarcvashegy (<i>Cotino–Quercetum pubescentis</i>)	FEKETE [1966]	TAMÁS és CSONTOS [2006] északi és déli kitettség
Gyenesdiás (<i>Cotino–Quercetum pubescentis</i>)		
Nagyegyháza (<i>Quercetum petraeae–cerris</i>)	BARINA [ined.]	CSONTOS [1996, 2010] III. stádium
Szóc (<i>Quercetum petraeae–cerris</i>)	SZODFRIDT és TALLÓS [1964]	CSONTOS [1996, 2010] II. stádium
Sáska (<i>Quercetum petraeae–cerris</i>)		CSONTOS [1996, 2010] III. stádium

A közölt cönológiai tabellákat saját felvételeinkkel összehasonlítva meghatároztuk a fajkészletben mutatkozó hasonlóságokat és eltéréseket (pl. domináns és konstans fajok). Előállítottuk a szociális magatartás típus, a Raunkiaer-életforma és a cönoszisztematikai besorolás szerinti csoporttömeg-eloszlást, majd ezeket a saját eredményeinkből készített eloszlásokkal vetettük össze.

3.4. Statisztikai módszerek

A statisztikai elemzéseket *InStat* (GraphPad Software Inc. 2009) programcsomaggal, valamint *Excel* táblázatkezelővel végeztük. Szignifikáns különbséget minden esetben $p < 0,05$ szint teljesülése esetén fogadtunk el.

A feketefenyvesekben felhalmozódott éghető anyag mennyiségi meghatározása során az azonos korú erdőállományok körlepöszégeinek egységességét kiugróérték-elemzéssel (g -próba) ellenőriztük [SVÁB 1981]. Hasonlóan vizsgáltuk a kitétség és korcsoport szerint is megegyező, tehát ismétlésnek tekintett minták adatait is. Mindhárom avarfrakció esetében a csoportokat varianciaanalízissel (ANOVA) hasonlítottuk össze az égtáji kitétség és a korcsoportok vonatkozásában (az adatok normalitását a program Kolmogorov–Szmirnov-teszttel ellenőrizte). Amennyiben valamely csoport adatai nem bizonyultak normál eloszlásúnak, vagy az elvégzett Bartlett-próba a csoportok szórásainak szignifikáns különbségét mutatta ki, az elemzést nemparaméteres Kruskal–Wallis-teszttel végeztük. Szignifikáns különbségek kimutatása esetén *posthoc* tesztként paraméteres Tukey–Kramer-tesztet, illetve nemparaméteres Dunn-tesztet alkalmaztunk. Az avarmennyiség és az állománykor közötti összefüggést, valamint az éghető anyag nedvességtartalma és a csapadék óta eltelt idő közötti kapcsolatot regresszióanalízissel vizsgáltuk, a kapott összefüggések szignifikanciáját pedig F -próbával ellenőriztük. A lombelegyes fenyvesek avartömegének vizsgálatakor az egyes avarfrakciók mennyisége és a feketefenyő elegyaránya közötti összefüggést Spearman-féle rangkorrelációval elemeztük.

Hasonló módszerrel vizsgáltuk az akác és a lepényfa két talajrétegben kimutatott magbankja és a fa kora (bazális területe) közötti összefüggést, illetve a selyemkóró esetén a magbank nagysága és az invazív faj denzitása közötti kapcsolatot is.

A rekultivált külszíni fejtések aljnövényzetének Shannon-diverzitását Hutcheson-féle t -próbával hasonlítottuk össze [HUTCHESON 1970], külön-külön a dolomit- és a bauxitfejtők esetén, páronként összevetve a mintaterületeket. Rangkorrelációval vizsgáltuk, hogy a feketefenyő százalékos borításának függvényében hogyan változik a kvadrátban az aljnövényzet borítása, fajszáma és diverzitása. A szociális magatartás típus, a Raunkiaer-életforma és a cönoszisztematikai besorolás szerint felvett csoporttömeg-eloszlások statisztikai összehasonlítása homogenitásvizsgálattal történt [SVÁB 1981].

4. EREDMÉNYEK

4.1. Feketefenyvesek tűzveszélyességének vizsgálata

4.1.1. Az éghető anyag mennyisége és korfüggő változása

A kiugróérték-elemzés szerint az éghető anyag mennyiségi meghatározásához kijelölt mintaterületeken az állományok körlapösszege – így produktivitása is – minden állománykornál egységes volt, a további adatértékelésből egyik területet sem kellett kizárnunk (a 23, 64, 68, 101 és 108 éves állománykornál hiányzott a próbához minimálisan szükséges három adat, de a mért körlapösszegek a körlapösszeg és az állománykor kapcsolatát leíró regressziós egyenes 95%-os konfidencia-intervallumán belül voltak).

A helyszínen mért avarfrakciók nedves tömege 4–15 kg, nedvességtartalma 5,6–67,1% között változott (a kg/ha-ban kifejezett száraztömegeket az *M6. melléklet* tartalmazza). Az azonos korcsoporthoz és égtáji kitettséghez tartozó eredményeket ($n = 4$) átlagoltuk (*2. táblázat*). A csoportokra elvégzett *g*-próba egyik esetben sem mutatott kiugró adatot, így a további statisztikai elemzéseket mind a 48 mintaterület eredményének bevonásával végeztük el. A varianciaanalízis során az égtáj szerinti csoportok között szignifikáns különbséget kizárólag a 20–40 éves korcsoportban mért ágavar-frakciónál találtunk: az északi lejtőn mért mennyiség meghaladta a déli kitettségben és a platón mértéket. Mivel sem a többi korcsoportban, sem a tű- és tobozavar esetén nem kaptunk ilyen eredményt, ezt véletlen eltérésként értékelve a továbbiakban figyelmen kívül hagytuk. Megállapítottuk, hogy mindhárom avarfrakció mennyisége független a fenyőállomány égtáji kitettségétől, ezért a további elemzéseknél a különböző kitettségű mintaterületeket korcsoportonként összevontuk.

2. táblázat: *A három avarfrakció mennyisége (kg/ha) a feketefenyvesek négy korcsoportjában, különböző égtáji kitettségek esetén. A zárójelben lévő értékek a szórásokat, a felső indexben álló betűk a varianciaanalízis során kapott csoportokat mutatják*

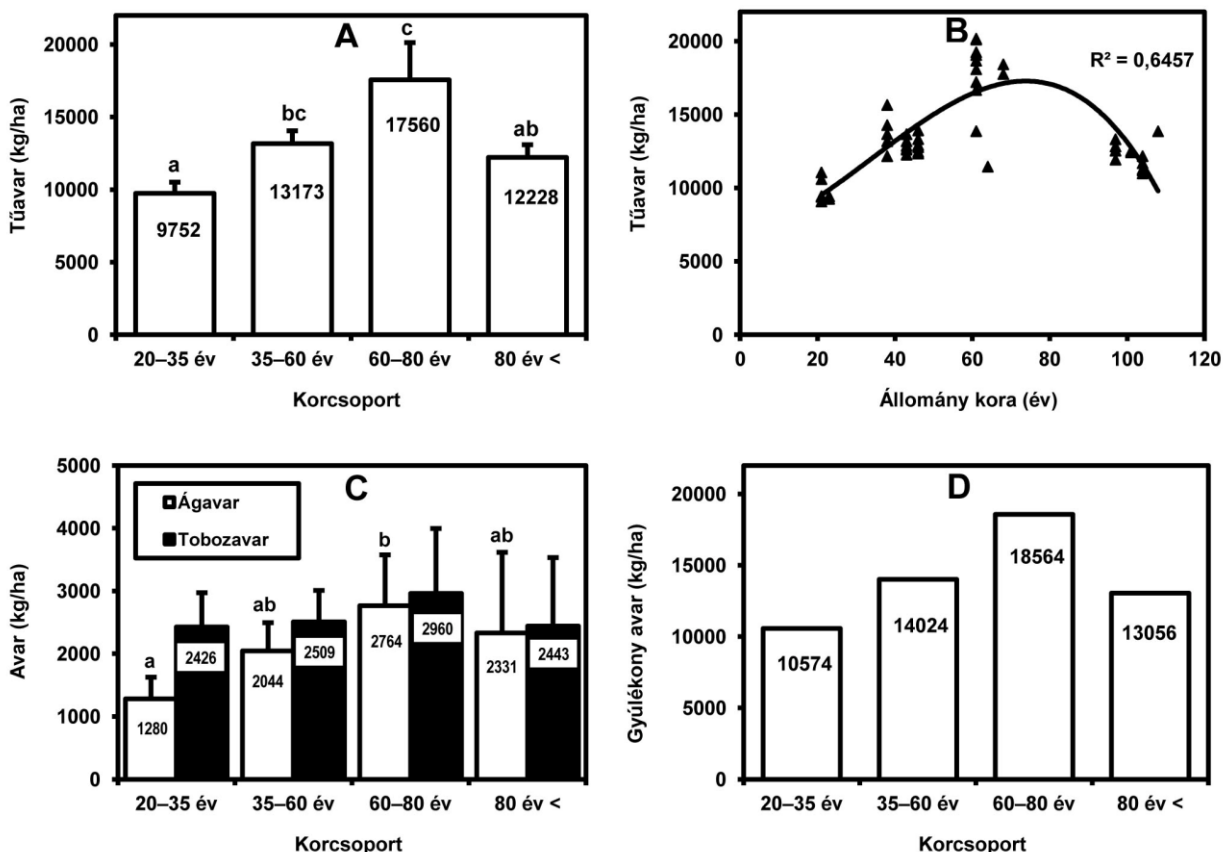
Frakció	Korcsoport	Észak	Dél	Plató
Tűavar	20–40 év	12221 (2156,2)	10892 (3176,6)	11190 (1788,7)
	40–60 év	12930 (616,8)	12610 (252,1)	13208 (547,6)
	60–80 év	18120 (1551,3)	19270 (609,0)	15289 (3196,3)
	80 év <	11957 (1300,9)	12684 (502,8)	12045 (632,4)
Ágavar	20–40 év	2089 (348,5) ^a	1043 (348,0) ^b	1189 (210,7) ^b
	40–60 év	2023 (155,1)	2035 (352,8)	2310 (514,0)
	60–80 év	2537 (803,5)	2965 (389,1)	2788 (1223,7)
	80 év <	2878 (1855,0)	2460 (934,0)	1655 (846,9)
Tobozavar	20–40 év	2305 (684,1)	2535 (461,7)	2235 (564,9)
	40–60 év	2435 (500,4)	2795 (623,3)	2615 (138,3)
	60–80 év	2733 (1051,0)	3216 (598,3)	3002 (1500,6)
	80 év <	3175 (1625,8)	2183 (604,7)	1790 (507,3)

Az avarfrakciók mennyiségének korfüggését vizsgálva problémát jelentett, hogy a 20–40 éves korcsoportban mért tűavar-mennyiségek két elkülönülő csoportot alkottak. A 21 és 23 éves állományokban ($n = 7$) mért avar-tömegek szignifikánsan különböztek a 38 éves állományokban ($n = 5$) mért értékektől, utóbbiak azonban statisztikailag azonosak voltak a 40–60 éves állományok eredményeivel. Ezért a 40 éves korcsoportot 35 évre változtatva a továbbiakban a következő korcsoportokkal és mintaelemszámokkal dolgoztunk: 20–35 év ($n = 7$); 35–60 év ($n = 17$); 60–80 év ($n = 12$) és 80 év felett ($n = 12$). Az ág- és tobozavar esetén a 38 éves állományok eredményei nem különböztek szignifikánsan sem a 21–23 éves, sem a 40–60 éves korcsoport eredményeitől, ennek ellenére a korcsoportokat szintén megváltoztattuk annak érdekében, hogy azok mindhárom avarfrakciónál azonosak legyenek.

A statisztikai elemzés a tűavar mennyiségének korfüggő változását mutatta ki. A felhalmozódott tűavar tömege a 60–80 év közötti állományokban a legnagyobb (17560 kg/ha), eddig a korosztályig az állomány idősödésével nő, majd újra csökkenést mutat (2/A ábra). A 48 mintaterületen mért tűavar-mennyiségeket külön-külön kezelve, és a korfüggést regresszióanalízissel vizsgálva az

$$[1] \quad Y = -0,0418X^3 + 4,275X^2 + 52,61X + 6926 \quad (R^2 = 0,6457; p < 0,05)$$

összefüggéshez jutottunk (2/B ábra), ahol Y a tűavar tömege (kg/ha) és X az állomány kora (év). Az egyenlet szerint az általunk vizsgált földrajzi régióban a feketefenyvesek tűavar-termékumának maximuma 74 éves korban jelentkezik.



2. ábra: A felhalmozódott tűavar (A), valamint ág- és tobozavar (C) száraztömege a feketefenyvesek négy korcsoportjában (a betűjelzések a varianciaanalízis során kapott csoportokat mutatják). (B) A tűavar száraztömegének változása a fenyves korának függvényében. A kapott görbe egyenlete: $Y = -0,0418X^3 + 4,275X^2 + 52,61X + 6926$ ($R^2 = 0,6457; p < 0,05$). (D) A tűveszély szempontjából figyelembe vett (6 mm-nél kisebb) avarfrakciók száraztömege a feketefenyvesek négy korcsoportjában

Hasonlóan elemeztük az ág- és tobozavar mennyiségének korfüggését is. Az ágavarnál a 20–35 és a 60–80 éves korcsoportok között mutatkozott szignifikáns eltérés (2/C ábra), azaz a tűavaréhoz hasonló emelkedő tendencia kisebb mértékben ugyan, de itt is megfigyelhető. Az idős állományokban az ágavar mennyisége valamelyest csökkent, de a különbség nem bizonyult szignifikánsnak. A tobozavar esetén egyik korcsoport sem mutatott szignifikáns eltérést. A három avarfrakció mennyiségét összeadva az alábbi avartömegekhez jutottunk: 20–35 év: 13458 kg/ha; 35–60 év: 17726 kg/ha; 60–80 év: 23284 kg/ha; 80 év felett: 17002 kg/ha. A statisztikai értékelést a teljes avarmennyiségre is elvégeztük: ennek korfüggése megegyezett a tűavaréval, mind a korcsoportok, mind a szignifikanciaszintek tekintetében.

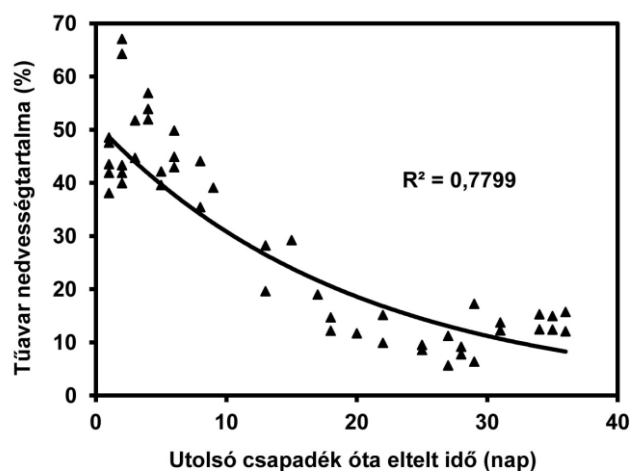
A tobozavar 6 mm-nél nagyobb és kisebb frakciókra bontása alapján megállapítottuk, hogy a tobozfrakció 33,9%-a 6 mm-nél kisebb, azaz – McArthur modellje szerint – a tűveszélyesség szempontjából figyelembe veendő. A tűveszélyes tobozfrakció mennyisége a négy korcsoportban: 20–35 év: 822 kg/ha; 35–60 év: 851 kg/ha; 60–80 év: 1004 kg/ha; 80 év felett: 828 kg/ha. A McArthur-modellben „éghető anyag mennyisége”-ként a tűavar és a 6 mm-nél kisebb tobozfrakció együttes tömegét kell megadnunk a tűveszélyesség vizsgálatához, mely a különböző korcsoportokban a következő: 20–35 év: 10574 kg/ha; 35–60 év: 14024 kg/ha; 60–80 év: 18564 kg/ha; 80 év felett: 13056 kg/ha (2/D ábra).

4.1.2. A szárazsági viszonyok változása

A tűavar nedvességtartalma és az utolsó csapadék lehullása óta eltelt napok száma közötti kapcsolatot regresszióanalízissel vizsgáltuk (3. ábra), melynek eredménye a KEETCH és BYRAM [1968] által használt exponenciális kiszáradási formula helyességét támasztja alá. A nedvességtartalom az

$$[2] \quad Y = 51,145e^{-0,0506X} \quad (R^2 = 0,7799; p < 0,05)$$

egyenlet szerint változik, ahol Y a tűavar nedvességtartalma (%), X az utolsó csapadék óta eltelt idő (nap). A kiszáradás ütemének vizsgálatát megkönnyítette, hogy a fő mintavételezési időszak elején, 2002. augusztus 7. és 14. között nagy mennyiségű (összesen 90 mm) csapadék hullott, majd ezt egy 39 napig (szeptember 23-ig) tartó csapadékmentes időszak követte [OMSZ 2002].



3. ábra: A tűavar nedvességtartalmának változása az utolsó csapadék óta eltelt idő függvényében. A kapott görbe egyenlete: $Y = 51,145e^{-0,0506X}$ ($R^2 = 0,7799; p < 0,05$)

Az 1985–2009 közötti időszak minden egyes napjára kiszámított BKDI értékeket először évenként átlagoltuk. Az index éves átlaga 2000-ben volt a legmagasabb, 48,9 mm-ekvivalens, így ez tekinthető a 25 év közül a legszárazabbnak (4/A ábra). A legcsapadékosabb évnek 2005 bizonyult, a BKDI éves átlaga ekkor mindössze 5,4 mm-ekvivalens volt. A BKDI 25 éves időszakban mért maximuma 127 mm-ekvivalens volt, 1992. szeptember 4-én. Az index évi maximális értéke 2005-ben volt a legalacsonyabb, ez év június 19-én mindössze 25,5 mm-ekvivalenst ért el. A legnagyobb átlagos BKDI-vel jellemezhető 2000. évben a maximum 119,5 mm-ekvivalens volt. A napi BKDI értékeket naptári dekádokként is átlagoltuk az egyes éveken belül, majd az index éves változását a legszárazabb és legcsapadékosabb évekre, valamint a 25 év átlagát tekintve is ábrázoltuk (4/B ábra). A 25 éves átlaggörbe szerint a BKDI március közepétől kezd emelkedni, legmagasabb értékét (59,4 mm-ekvivalens) augusztus utolsó dekádjában éri el, de csak október elejére csökken 50 mm-ekvivalens alá. Ezt követően egyenletes csökkenést mutat január elejéig. A szárazság szempontjából leginkább kritikusnak tehát az augusztus elejétől október közepéig tartó időszak tekinthető. A 2000. év csapadékhiánya igen szembeeső: a BKDI-görbe egy rövid kora tavaszi időszakot leszámítva folyamatosan jóval az átlaggörbe fölött halad, június végétől november elejéig 80 mm-ekvivalens felett van, átlagértéke hat dekádban is meghaladja a 100 mm-ekvivalenst.

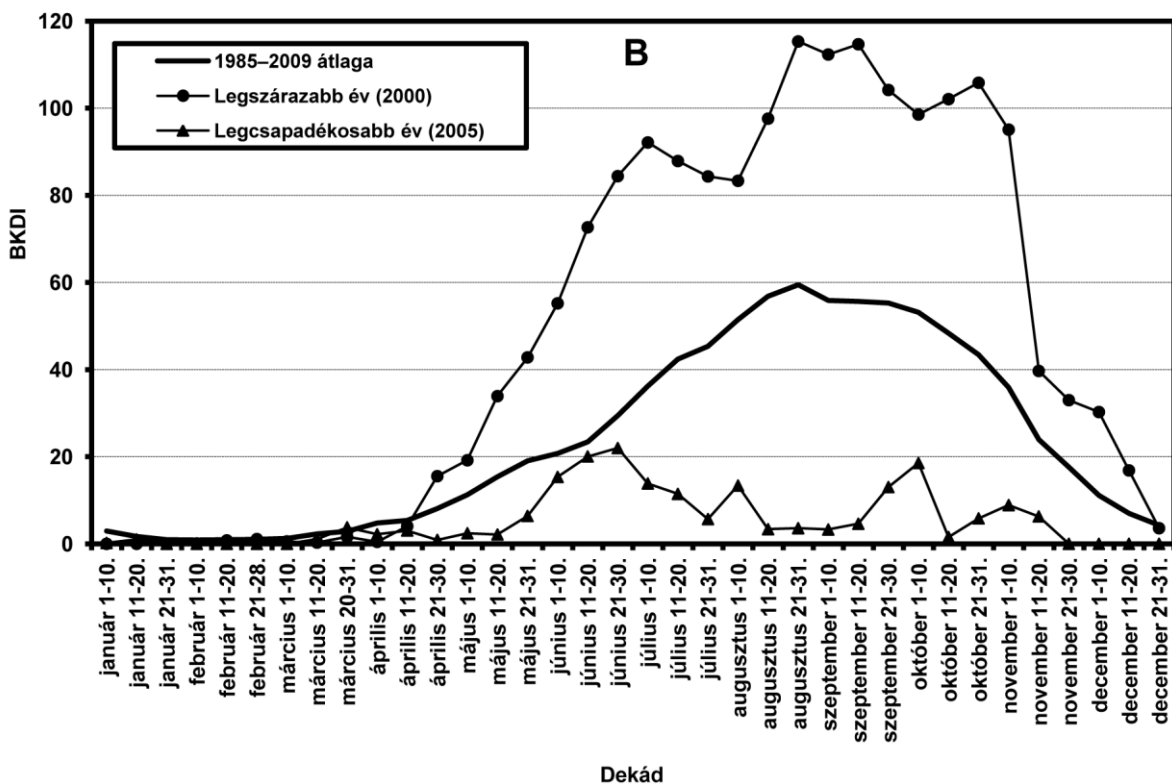
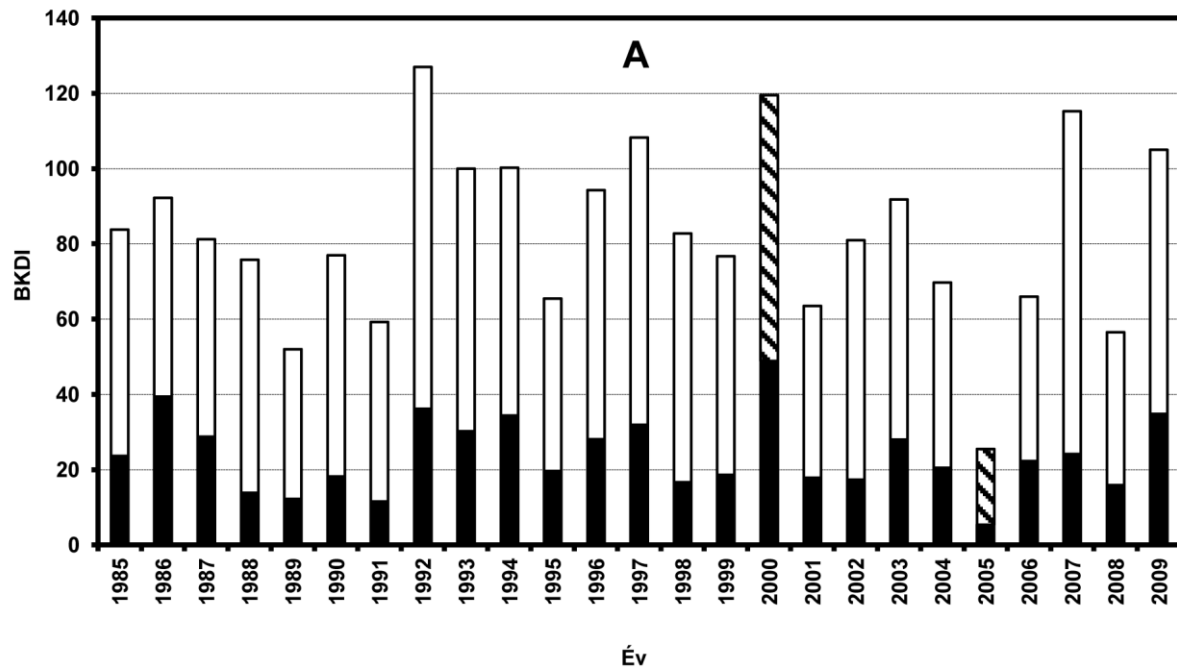
A BKDI adatok és a csapadékmennyiségek alapján számítottuk ki a szárazsági faktor napi értékeit és éves átlagait. Az éves átlag (a BKDI-hez hasonlóan) 2005-ben volt a legalacsonyabb, 4,54-es érték, és 2000-ben a legmagasabb, 6,69 (5/A ábra). 2000-ben összesen 99 napon érte el a szárazsági faktor a maximális 10-et (először június 15-én, utoljára november 4-én). A leghosszabb, egybefüggő 10-es szárazsági faktorú időszak 29 nap volt, október 7-től november 4-ig. A 10-es szárazsági faktorú napok éves száma a vizsgált 25 év közül összesen nyolc év során (1985, 1986, 1992, 1993, 1994, 1997, 2000, 2009) meghaladta a 30-at, 25 éves átlaga pedig 20 volt. 2005-ben a szárazsági faktor nem emelkedett 7 fölé, ez az érték 20 napig állt fenn. A szárazsági faktor éves trendje (5/B ábra) a BKDI változásához hasonló. A 25 évre vonatkozó átlagos szárazsági faktor június elejéig általában 5 körüli érték (a minimuma április közepén 4,38), majd egyenletesen emelkedik augusztus közepéig (7,02), és egy kisebb, átmeneti csökkenést követően szeptember közepén éri el a maximumát (7,17). Ezután november közepére ismét 5 körüli értékre csökken. A legszárazabb évben (2000) átlaga négy dekádban (augusztus közepe és vége, valamint október közepe és vége) is a maximális 10 volt, emellett további négy dekádban meghaladta a 9-et.

Eredményeinkből látható, hogy a Dunazug-hegységben a csapadékhiányos években számítanunk kell arra, hogy a szárazsági faktor tartósan eléri a maximális értéket, főként az augusztus és október közötti időszakban. Így a fenyvesek tűzveszélyességének modellezése során a 10-es szárazsági faktor használata megalapozottnak tekinthető.

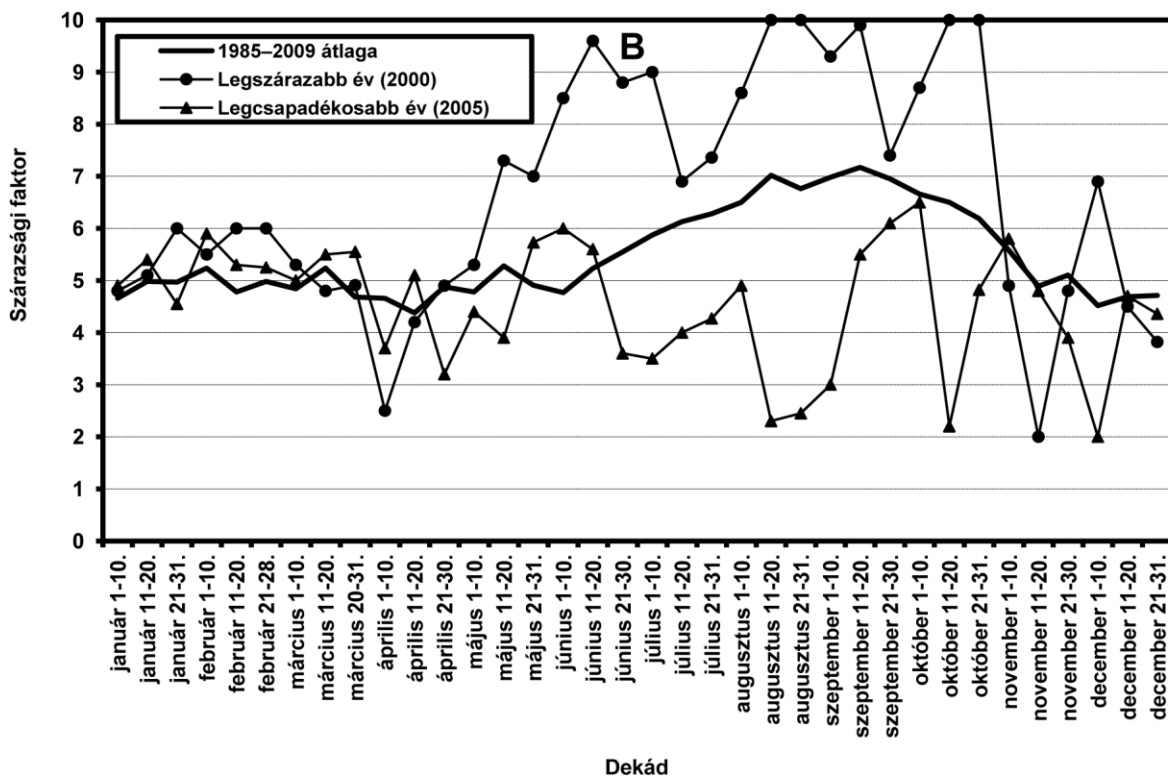
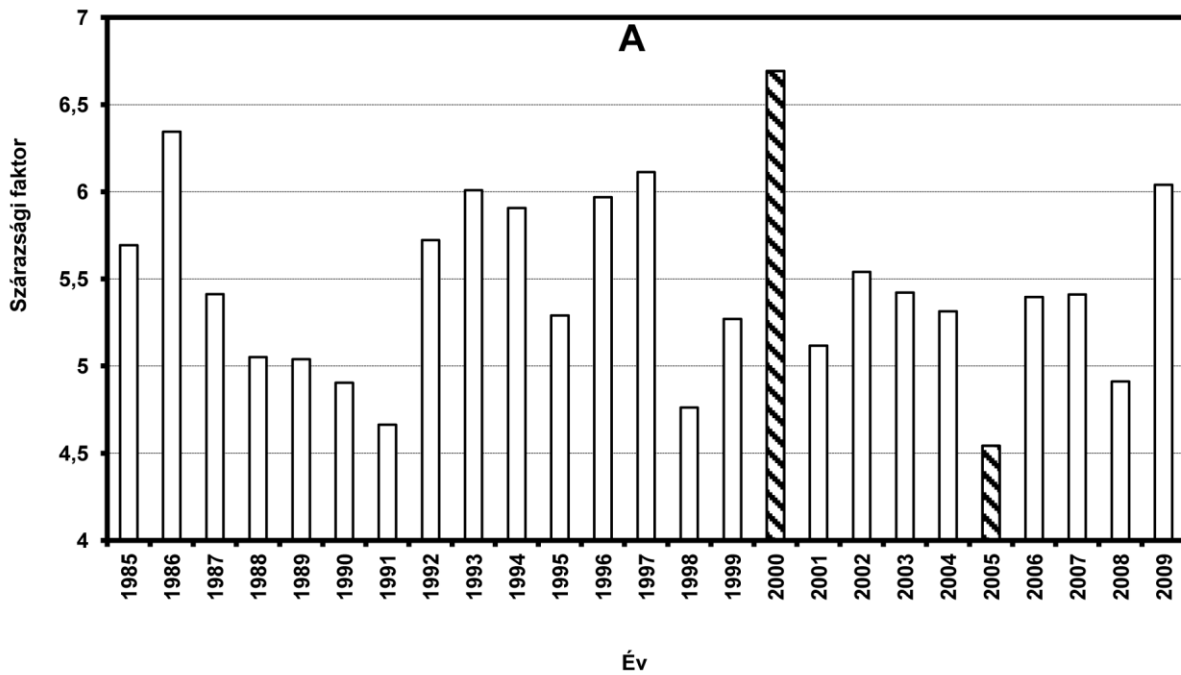
4.1.3. A Tűzveszélyességi Index és a tűz jellemzői

Mivel a felhalmozódott éghető anyag mennyisége a 60–80 éves állományokban a legnagyobb (18564 kg/ha), ez a korcsoport tekinthető a leginkább tűzveszélyesnek. A legidősebb korcsoport tűzveszélyességi viszonyait nem modelleztük, mert az ilyen korú monodomináns állományok ritkák, ezen kívül a bennük felhalmozódott éghető anyag mennyisége (13056 kg/ha) statisztikai elemzéseink alapján megegyezik a 35–60 éves korcsoportnál mért értékkel (14024 kg/ha). A TVI független az éghető anyag mennyiségétől, a lángmagasság, az üszöketési távolság és a terjedési sebesség viszont függ a felhalmozódott avar tömegétől, így az állomány korától.

A hőmérséklet nagymértékben befolyásolja a tűzveszélyességi viszonyokat. A TVI növekvő ütemben emelkedik a hőmérséklet növekedésével: az index – az általunk megválasztott



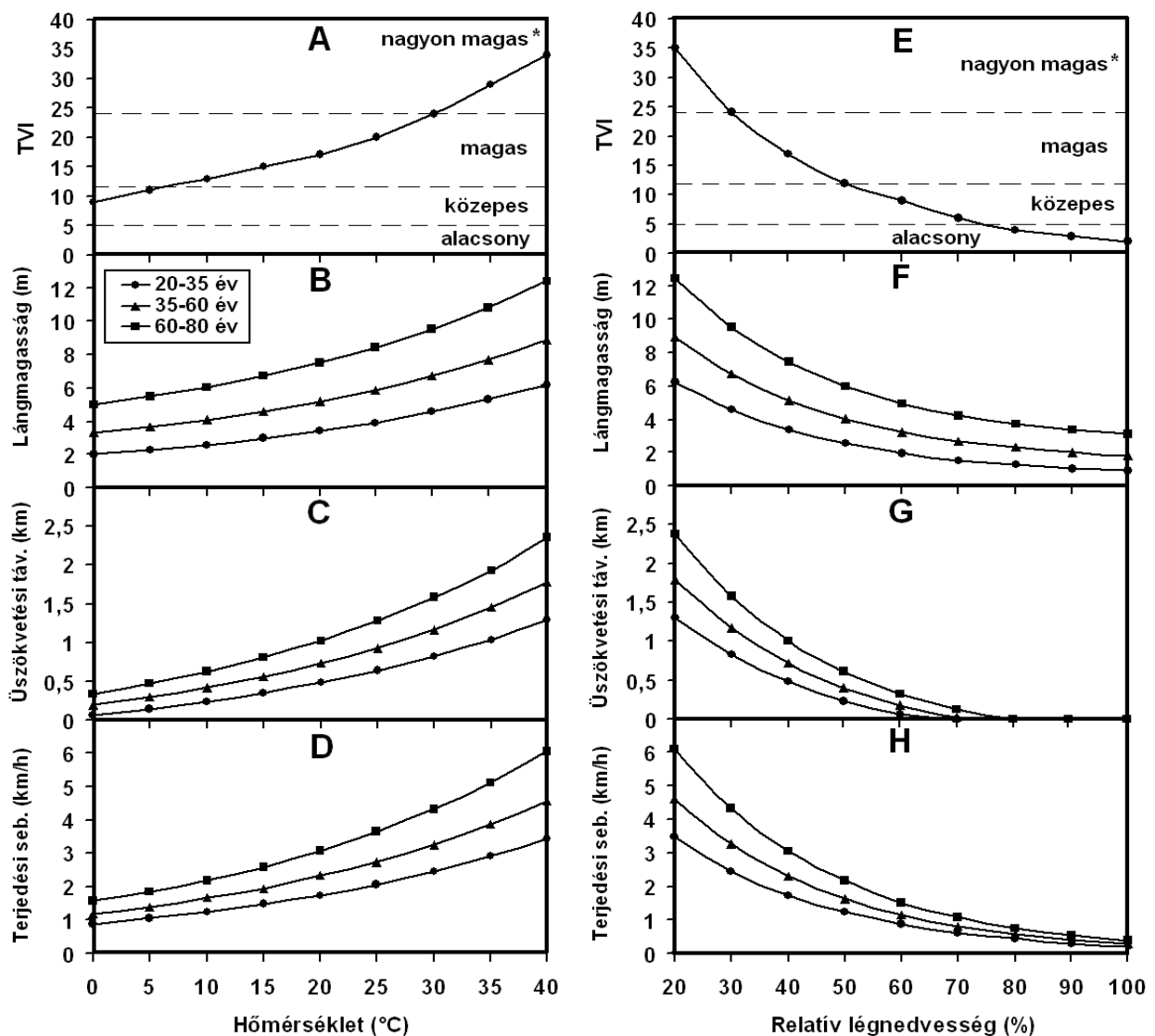
4. ábra: (A) A BKDI éves átlaga (fekete oszlop) és maximuma (teljes oszlop) a vizsgált 25 év (1985–2009) során. A vonalkázott oszlopok a legszárazabb (2000) és legcsapadékosabb (2005) éveket mutatják. (B) A BKDI éves változása 25 év (1985–2009) átlagaként, valamint a legszárazabb (2000) és legcsapadékosabb (2005) években



5. ábra: (A) A szárazsági faktor éves átlaga a vizsgált 25 év (1985–2009) során. A vonalkázott oszlopok a legszárazabb (2000) és legcsapadékosabb (2005) éveket mutatják. (B) A szárazsági faktor éves változása 25 év (1985–2009) átlagaként, valamint a legszárazabb (2000) és legcsapadékosabb (2005) években

konstans paraméterek esetén – már 10 °C léghőmérsékletnél is *magas* (TVI = 13), míg egy 30 °C-os nyári napon *nagyon magas* értéket (TVI = 24) ér el (6/A ábra). A hőmérséklet emelkedése hasonló módon növeli a lángmagasságot (6/B ábra), az üszökvetési távolságot (6/C ábra) és a terjedési sebességet (6/D ábra). A leginkább tűzveszélyes 60–80 éves feketefenyvesekben 30 °C hőmérséklet mellett a modell 9,54 m lángmagasságot, 1,58 km üszökvetési távolságot és 4,32 km/h terjedési sebességet jósol.

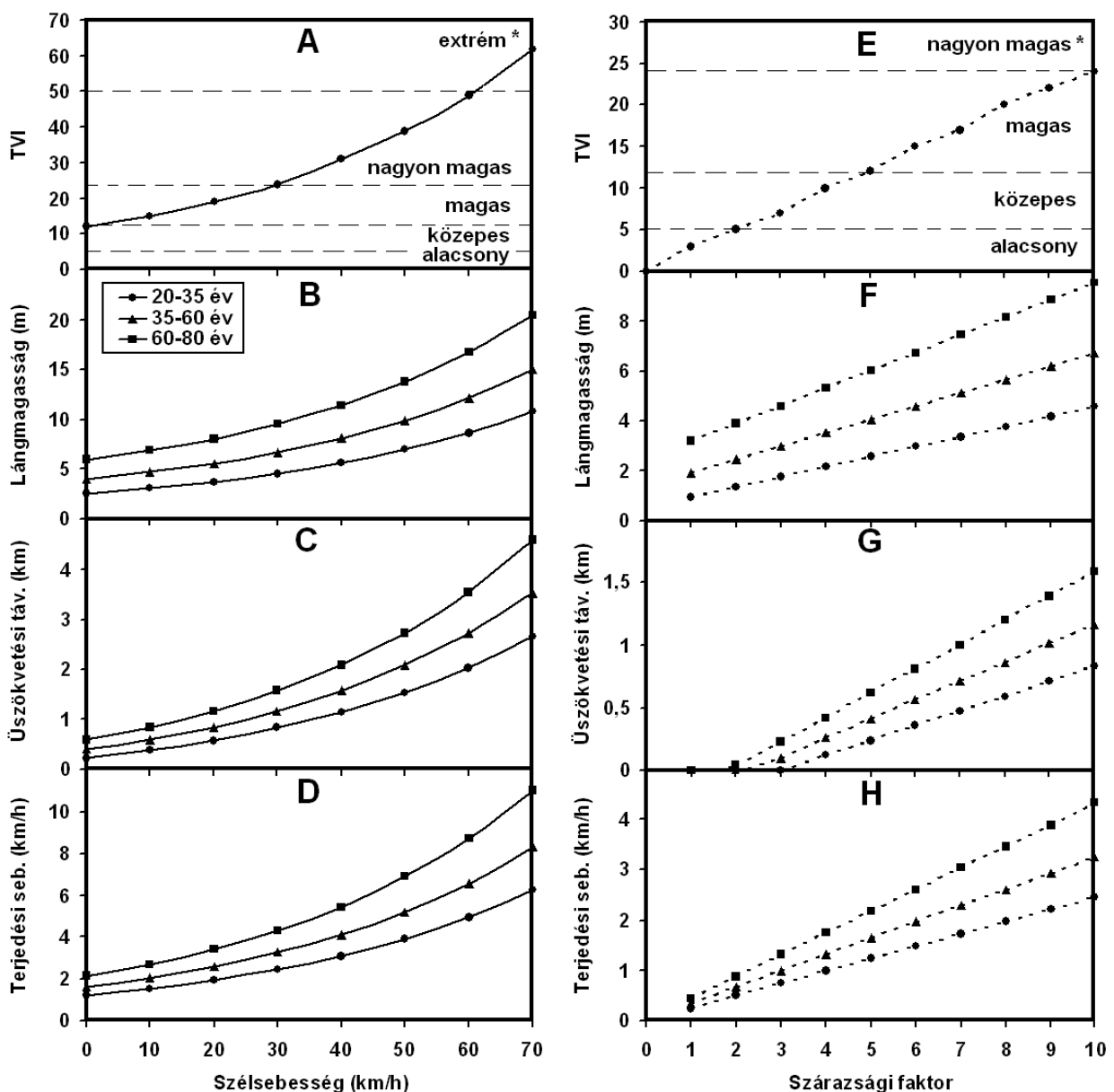
A relatív légnedvesség növekedése a tűzveszély mértékét jelentősen csökkenti. A 30% relatív légnedvesség mellett prediktált *nagyon magas* tűzveszélyesség (TVI = 24) 50% légnedvesség felett már csak *közepes*, egy 80% humiditású, párásabb napon pedig *alacsony* szintre (TVI = 4) csökken (6/E ábra). Utóbbi esetben a 60–80 éves állományokban is „mindössze” 3,72 m lángmagasság (6/F ábra) és 0,77 km/h terjedési sebesség várható (6/H ábra), az üszökvetés pedig várhatóan megszűnik (6/G ábra), ami jelentősen megkönnyíti a tűz elleni védekezést (a 20–35 éves állományokban már 70% légnedvesség mellett sem várható üszökvetés).



6. ábra: A hőmérséklet és a relatív légnedvesség változásának hatása a Tűzveszélyességi Indexre (TVI), a lángmagasságra, az üszökvetési távolságra és a terjedési sebességre a feketefenyő állományokban (mivel a TVI független az éghető anyag mennyiségétől, a korcsoportokat ennek ábrázolásakor nem különböztettük meg).

* A kategória-határokat McArthur rendszere [hiv. NOBLE et al. 1980] szerint alkalmaztuk

A tűzveszélyességi viszonyokat leginkább befolyásoló időjárási tényező a szélesebesség. A szélesebesség növekedésével a TVI gyorsuló ütemben emelkedik (7/A ábra). Az általunk választott konstans meteorológiai és szárazsági viszonyok mellett már szélcsend esetén is *magas* a tűzveszélyesség (TVI = 12), ez 30 km/h sebességű (élénk) szél mellett már a *nagyon magas* fokozatig (TVI = 24) emelkedik, 60 km/h-nál nagyobb szélesebesség pedig *extrém* fokozatúra (TVI > 50) növeli a tűzgyulladás valószínűségét. Széliránynak megfelelő terjedésnél a szélesebesség növekedésével szintén gyorsuló ütemben növekszik a lángmagasság (7/B ábra), az üszökvetési távolság (7/C ábra) és a terjedési sebesség (7/D ábra). Egy viharossá fokozódó (70 km/h) szél a 60–80 éves feketefenyvesekben akár 20 m-es lángmagasságot, több mint 4,5 km-es üszökvetési távolságot eredményezhet, a tűz terjedési sebességét pedig 11 km/h-ra növelheti.

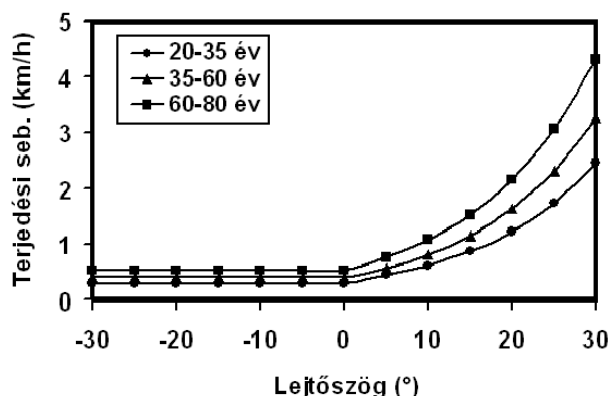


7. ábra: A szélesebesség és a szárazsági faktor változásának hatása a Tűzveszélyességi Indexre (TVI), a lángmagasságra, az üszökvetési távolságra és a terjedési sebességre a feketefenyő állományokban (mivel a TVI független az éghető anyag mennyiségétől, a korcsoportokat ennek ábrázolásakor nem különböztettük meg).

* A kategória-határokat McArthur rendszere [hiv. NOBLE et al. 1980] szerint alkalmaztuk

A szárazság mértéke szintén meghatározó a tűz kialakulása és jellemzőinek alakulása szempontjából. A TVI a szárazsági faktor növekedésével egyenes arányban nő (7/E ábra). A megválasztott konstans paraméterek mellett már – az év bármely időszakában könnyen kialakuló – 5-ös szárazsági faktornál is *magas* a tűzveszélyesség (TVI = 12). A TVI a nyári hónapokra általánosan jellemző 7-es szárazsági faktor mellett 17-ig, erősen csapadékhiányos, 10-es szárazsági faktossal jellemezhető időszakokban pedig 24-ig emelkedik. A szárazsági faktor emelkedésével arányosan növekszik a várható lángmagasság (7/F ábra), az üszökvetési távolság (7/G ábra) és a terjedési sebesség (7/H ábra). Mivel 0 szárazsági faktornál tűz nem alakul ki (TVI = 0), így ez esetben a fent felsorolt jellemzők sem értelmezhetők. A nyári időszakban leggyakoribb 7-es szárazsági faktor mellett a modell a 60–80 éves fenyvesekben közel 7,5 m lángmagasságot, 1 km üszökvetési távolságot és több mint 3 km/h terjedési sebességet jósol, amely jellemzők 10-es szárazsági faktor esetén rendre a korábban már leírt 9,54 m, 1,58 km és 4,32 km/h értékekig emelkednek.

A lejtőszög nincs hatással sem a TVI-re, sem a lángmagasságra és az üszökvetési távolságra; a topográfiai tényezők szerepe a terjedési sebesség befolyásolásában nyilvánul meg. Sík terepen a 60–80 éves állományokban 0,54 km/h terjedési sebesség várható (8. ábra). Ha a tűz lejtőn lefelé terjed (a grafikonon negatív lejtőszög-értékekkel jelölve), akkor a modell szerint a terjedési sebesség független a lejtőszögtől, és azonos a sík terepen mérhető sebességgel. Felfelé terjedésnél a terjedési sebesség a lejtőszög növekedésével exponenciális ütemben emelkedik, 10°-os lejtőszögnél a sík terepen mért érték dupláját (1,09 km/h), 20°-os lejtőszögnél a négyszeresét (2,17 km/h), 30°-os lejtés mellett pedig a nyolcszorosát (4,32 km/h) éri el.



8. ábra: A terjedési sebesség változása a lejtőszög függvényében a feketefenyő állományokban (a lejtőszög negatív értékei lefelé, pozitív értékei felfelé terjedést mutatnak)

4.1.4. Lombelegyes állományok avarmennyisége és tűzveszélyessége

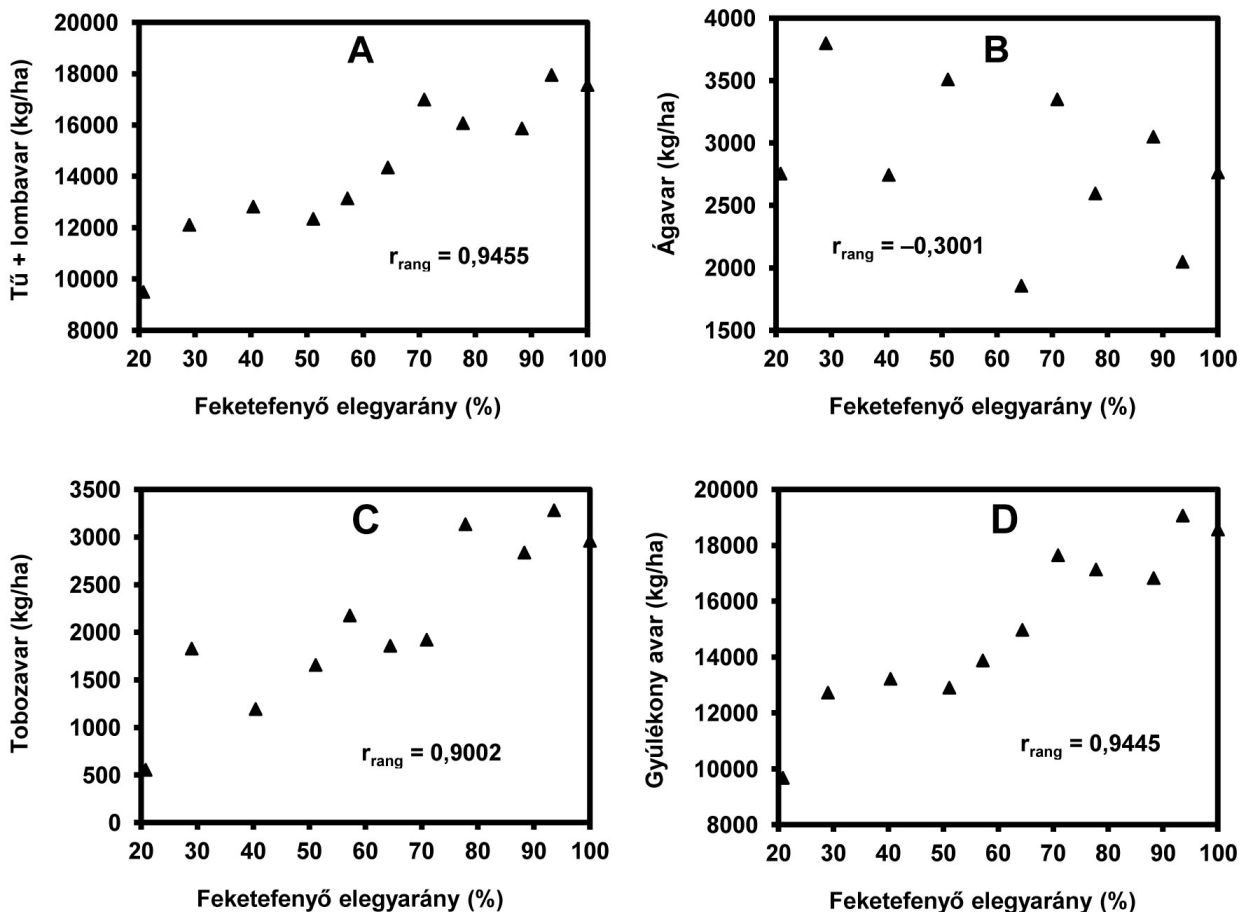
A 60–80 éves, lombelegyes feketefenyő állományokban felhalmozódott avarfrakciók mennyiségét a feketefenyő elegyarányának (bazális területarányának) függvényében vizsgáltuk. A rangkorreláció-vizsgálatba a tíz lombelegyes mintaterület avartömegein (M7. melléklet) kívül a 60–80 éves elegyetlen állományokban kapott átlagos avartömegeket (2/A és 2/C ábra) is bevontuk a feketefenyő 100%-os elegyarányának megfelelően. Az elegyes fenyvesekben a tű + lombavar frakció száraztömege a feketefenyő elegyarányának növekedésével szignifikánsan növekszik ($r_{\text{rang}} = 0,9455$; 9/A ábra), az ágavar mennyisége pedig kismértékben csökken (9/B

ábra), de a kapott összefüggés nem szignifikáns ($r_{rang} = -0,3001$). A tobozavar tömege – a tű + lombavaréhoz hasonlóan – a feketefenyő elegyarányával szintén szignifikáns, pozitív összefüggést mutat ($r_{rang} = 0,9002$; 9/C ábra).

A tű + lombavar és a tobozavar 6 mm-nél kisebb részének (mely a teljes tobozfrakció 33,9%-a) összegzésével kiszámítottuk minden mintaterületre a gyúlékony avar tömegét, majd ezt szintén az elegyarány függvényében ábrázoltuk ($r_{rang} = 0,9445$; 9/D ábra). Az adatok regresszióvizsgálata során az:

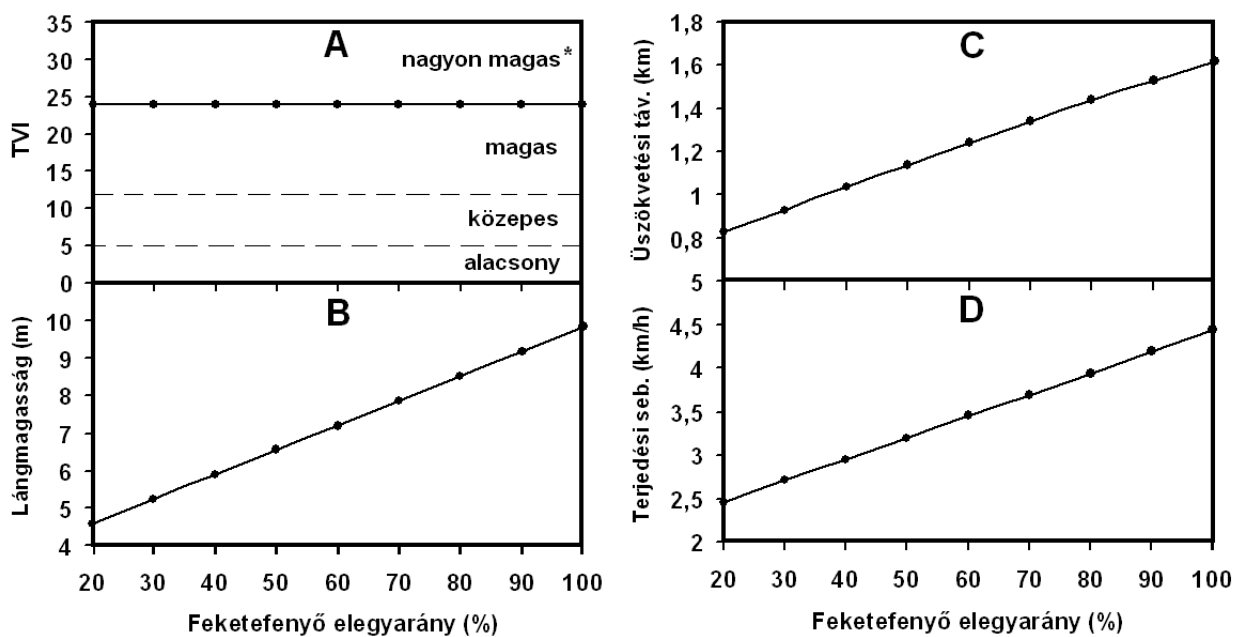
$$[3] \quad Y = 106,3X + 8446 \quad (R^2 = 0,8985; p < 0,05)$$

összefüggést kaptuk, amelyben Y a gyúlékony avar tömege (kg/ha), X a feketefenyő elegyaránya (%). A tűveszélyesség modellezésénél éghető anyag mennyiségeként a [3] egyenlet alapján számolt értékeket szerepeltettük. A modellezés során konstans meteorológiai és topográfiai paraméterek mellett (30 °C hőmérséklet, 30% relatív légnedvesség, 30 km/h szélesség, 30°-os lejtőszög és 10-es szárazsági faktor) vizsgáltuk az elegyarány (éghető anyag tömege) változtatásának hatását a tűveszélyességi viszonyokra.



9. ábra: A felhalmozódott tű + lombavar (A), ágavar (B) és tobozavar (C) száraztömege, valamint az összes gyúlékony avar mennyisége (D) a lomelegyes feketefenyő állományokban (r_{rang} = Spearman-féle rangkorrelációs koefficiens).

Mivel a gyulladási valószínűség független az éghető anyag mennyiségétől, így a TVI-re az elegyarány sem gyakorol hatást: az index bármely elegyarány mellett 24-es (*nagyon magas*) értéket mutat (10/A ábra). A lángmagasság (10/B ábra), az üszöktetési távolság (10/C ábra) és a terjedési sebesség (10/D ábra) a feketefenyő elegyarányának függvényében lineárisan emelkedik. 20%-os fenyőarányánál 4,57 m lángmagasság, 0,83 km üszöktetési távolság és 2,46 km/h terjedési sebesség várható, mely jellemzők 50% elegyaránynál rendre 6,55 m, 1,14 km és 3,20 km/h értékig emelkednek, 100% fenyőarányánál pedig 9,86 m, 1,62 km és 4,44 km/h értéket érnek el. Utóbbi eredmények kissé magasabbak az elegyetlen feketefenyves állományok tűzveszélyességének modellezésekor kapott értékeknél (9,54 m lángmagasság, 1,58 km üszöktetési távolság és 4,32 km/h terjedési sebesség), mivel a lombelegyes állományok modellezésekor az éghető anyag mennyiségét az [3] egyenlet alapján 19076 kg/ha-ban határoztuk meg, elegyetlen állományoknál pedig 18564 kg/ha avarmennyiséget kaptunk (2/D ábra; ezen értéknek a regressziós egyenestől való eltérése nem szignifikáns).



10. ábra: A Tűzveszélyességi Index (TVI), a lángmagasság, az üszöktetési távolság és a terjedési sebesség változása az elegyarány függvényében a lombelegyes feketefenyő állományokban
* A kategória-határokat McArthur rendszere [hiv. NOBLE et al. 1980] szerint alkalmaztuk

4.2. Invazív fajok magbankja

4.2.1. Az akác magbankja

A mintaterületek talajából összesen 250 db részmintát gyűjtöttünk (125 db-ot mindkét talajrétegből), így az egyes akác példányok részmintáit ötösével egyesítve összesen 50 db (talajrétegenként 25 db) talajmintát kaptunk. Mind az öt mintaterületen, mindkét talajrétegben sikerült kimutatnunk az akác magbankjának jelenlétét. A felső (0–6 cm) talajrétegben minden vizsgált fa alatt találtunk magokat, számuk 20 és 96 között variált, átlagosan 48,6 db volt (M8.

melléklet). Az alsó (6–12 cm) talajréteg mintáiban 0 és 38 db között változott a magok száma, átlagosan 10,1 db-ot találtunk. Az alsó talajréteg csak egyetlen esetben, az ácsi terület egyik akác egyede alatt nem tartalmazott magokat. Az összesen mintázott 25 akácfa közül e példány bazális területe volt a legkisebb (62,4 cm²).

A begyűjtött mintákból összesen 1466 db akácmagot mostunk ki és csíráztattunk. A teszt során a magok magas csírázási arányt mutattak: összesen 1371 mag, a teljes mennyiség 93,5%-a bizonyult életképesnek. Az alsó talajréteg magvainál a csírázási arány magasabb (95,6%) volt, mint a felső talajréteg esetén (93,1%). A csíráztatási eredmények alapján az akác-magbank átlagos denzitását 1398 db/m²-ben határoztuk meg, 1156 db/m² és 242 db/m² értékekkel a felső, illetve az alsó talajrétegre vonatkozóan (*11/A ábra*). A magbank nagysága a különböző feketefenyő állományokban tág határok között változott. A legnagyobb magbankkal a legidősebb (68 éves), komáromi feketefenyves rendelkezett, 2285 db/m² maggal (0–6 cm-es talajréteg: 1660 db/m²; 6–12 cm-es talajréteg: 625 db/m²). A legkisebb magbankot, összesen 640 db/m²-t, mindkét talajrétegben a legfiatalabb (28 éves), ácsi állományban mutattuk ki (a felső rétegben 600 db/m², az alsóban mindössze 40 db/m² átlagos magszámmal). A magvak megoszlási aránya a két talajréteg között szintén változékonynak mutatkozott. A felső talajrétegben kimutatott magszám a teljes magmennyiségnek átlagosan 82,7%-át képezte, azaz a magvak 17,3%-a került a mélyebb rétegbe (*11/B ábra*). Az alsó talajrétegben a legtöbb magot (a teljes mennyiség 27,4%-át) a legnagyobb magbankkal rendelkező komáromi állományban találtuk, míg a legkevesebb mag (a teljes mennyiség mindössze 6,3%-a) a legkisebb magbank-denzitással bíró ácsi állományban jutott a mélyebb zónába.

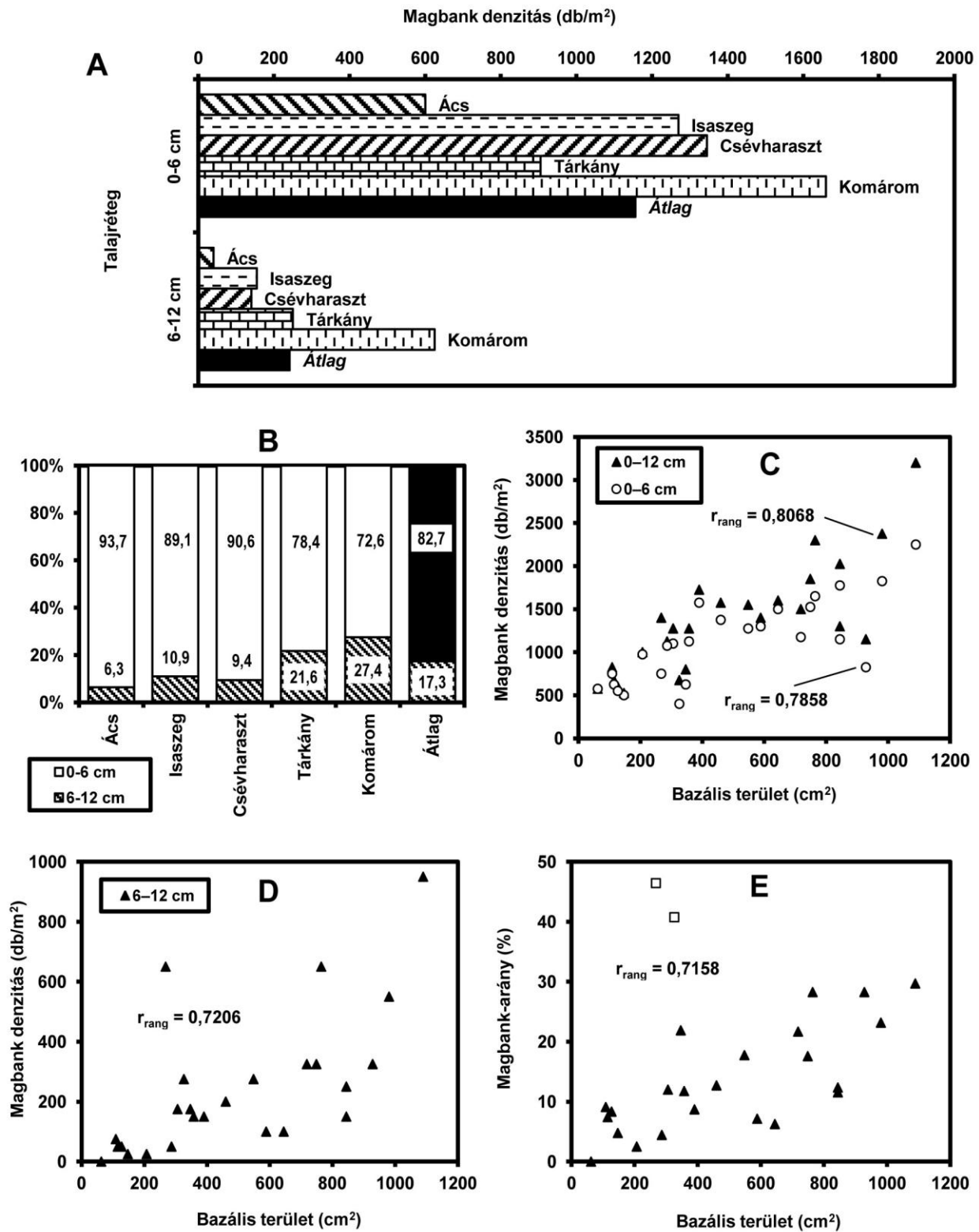
A vizsgálathoz kijelölt akác példányok bazális területe 62,4 és 1089,3 cm² között változott, átlagosan 488,3 cm² volt). A Spearman-féle rangkorreláció pozitív összefüggést ($r_{\text{rang}} = 0,8068$) mutatott ki a fa bazális területe és a két talajrétegben együttesen található (teljes) magbank nagysága között (*11/C ábra*). Hasonló eredményeket kaptunk azokban az esetekben, amikor csak a felső ($r_{\text{rang}} = 0,7858$; *11/C ábra*), illetve csak az alsó ($r_{\text{rang}} = 0,7206$; *11/D ábra*) talajréteg magtartalmát vettük figyelembe.

Az alsó talajréteg magbankjának a teljes magbank-denzitáshoz viszonyított aránya szintén szignifikáns növekedést mutatott a bazális terület függvényében ($r_{\text{rang}} = 0,7158$; *11/E ábra*). Utóbbi elemzés során két esetben (a komáromi és a tárkányi feketefenyves egy-egy akác egyedénél) kiugróan magas értéket kaptunk az alsó talajréteg magbank-arányára vonatkozóan, ezért a *g*-próba elvégzése után e két adatot figyelmen kívül hagytuk.

4.2.2. A lepényfa magbankja

A lepényfa talajmagbankjának vizsgálata során talajrétegenként 10 db mintát elemeztünk (rétegenként 50 db részmintából egyesítve). A tárkányi és komáromi mintaterület mindkét talajrétegében kimutattuk a lepényfa magbankját; az összesen elemzett 20 db minta mindegyike tartalmazott magot. A felső (0–6 cm) talajrétegben a magok száma mintánként 2 és 68 között volt (átlagosan 42,7 db), az alsó (6–12 cm) rétegben pedig 1–13 db-ot (átlagosan 5,6 db-ot) találtunk (*M9. melléklet*).

A szkarifikációt követő laboratóriumi csíráztatás során a vizsgálatnak alávetett összesen 483 db mag közül 467 db csírázott ki, amely 96,7%-os csírázási aránynak felel meg. Az akáchoz hasonlóan a lepényfa magjai is magasabb csírázási arányt mutattak a mélyebb talajrétegben (98,2%), mint a felső zónában (96,5%). A két mintaterület átlagát tekintve a lepényfa magbankjának átlagos denzitása 1167,5 db/m² (felső talajréteg: 1030 db/m²; alsó talajréteg 137,5 db/m²). A mélyebb zónában a két terület magbankjának nagysága hasonlóan bizonyult (Tárkány: 140 db/m²; Komárom: 135 db/m²), a felső réteg magtartalma azonban az idősebb



11. ábra: (A) A feketefenyvesekben kimutatott akác-magbank átlagos denzitása a talaj két rétegében. (B) A magbank talajrétegek közötti megoszlása az egyes mintaterületeken. (C) A teljes magbank (0–12 cm) és a felső talajréteg (0–6 cm) magtartalmának változása az akác egyedek bazális területe függvényében. (D) Az alsó talajréteg (6–12 cm) magtartalmának változása az akác egyedek bazális területe függvényében. (E) Az alsó talajréteg magtartalmának teljes magbankhoz viszonyított aránya az akác egyedek bazális területe függvényében; a kiugró értékeket üres négyzetek jelzik (r_{rang} = Spearman-féle rangkorrelációs koefficiens).

(66 éves) komáromi feketefenyvesben magasabb volt (1185 db/m^2), mint a fiatalabb (58 éves) tárkányi állományban (875 db/m^2). Ily módon a teljes (0–12 cm) magbank denzitása a tárkányi területen 1015 db/m^2 , a komáromi állományban pedig 1320 db/m^2 volt. Átlagosan a magvak 88,2%-a a felső, 11,8%-a az alsó talajrétegben helyezkedett el. Mivel az alsó talajréteg magbankdenzitása a két mintaterületen hasonló, így az alsó réteg magtartalmának aránya a kisebb teljes magbankkal rendelkező tárkányi állományban magasabb érték (13,8%), mint a komáromi területen (10,2%).

A vizsgált lepényfák bazális területe $295,6$ és $1698,2 \text{ cm}^2$ közé esett, átlagosan $833,8 \text{ cm}^2$ volt. A fák koronavetülete alatt kimutatott magbank nagysága a fa bazális területétől függetlennek bizonyult: az elvégzett rangkorrelációs vizsgálat szerint a bazális területtel sem a teljes magbank ($r_{\text{rang}} = 0,3830$), sem a felső ($r_{\text{rang}} = 0,3455$), illetve alsó ($r_{\text{rang}} = 0,3404$) talajréteg magtartalma nem mutatott szignifikáns összefüggést. Ebből eredően az alsó réteg magtartalmának teljes magbankhoz viszonyított aránya sem állt összefüggésben a fa bazális területével ($r_{\text{rang}} = 0,1636$).

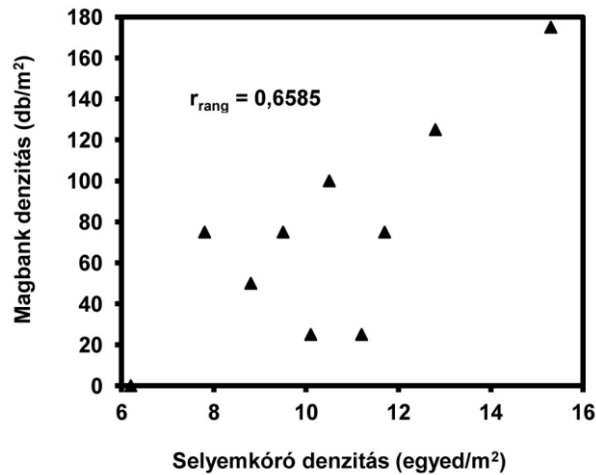
A tíz vizsgált lepényfa mindegyike alatt jelen volt a fajra jellemző csemetebank is. A 25 m^2 -es vizsgálati kvadrátban 19 és 63 db között változott a lepényfa-csemeték száma (*M9. melléklet*). Az átlagos csemeteszám Tárkányban $34,2$ db, Komáromban $37,8$ db volt, ami $1,37$ egyed/ m^2 , illetve $1,51$ egyed/ m^2 denzitásnak felel meg. A magbank-denzitáshoz hasonlóan, a rangkorreláció a csemetebank denzitása és a fa bazális területe között sem mutatott szignifikáns kapcsolatot ($r_{\text{rang}} = 0,1017$).

4.2.3. A selyemkóró magbankja

A magbank vizsgálatát két csévharaszi mintaterületen végeztük el, talajrétegenként összesen 10 db mintából. A felső (0–6 cm) talajréteg minden mintában tartalmazott selyemkóró magokat, számuk 8 és 38 között (átlagosan $19,3$ db) volt (*M10. melléklet*). Az alsó (6–12 cm) talajrétegben Csévharaszt `141B` állomány esetén kettő, `68B` állomány esetén pedig három minta tartalmazott magot, számuk mintánként 1 és 4 között változott (összesen 9 db volt).

A két talajrétegből összesen 202 db magot csíráztattunk. A felső talajrétegből kimosott 193 db magból 29 db csírázott, amely 15,0%-os csírázási aránynak felel meg. A csírázókéesség a két mintaterületen jelentősen eltért: `141B` erdőrészletben 9,2%, míg `68B` területen 21,0% volt. Az alsó talajrétegből kinyert magok egyike sem csírázott. Eredményeinkből megállapítható, hogy a selyemkóró csak a felső talajrétegben alakított ki magbankot, melynek denzitása `141B` területen 45 db/m^2 , `68B` állományban 100 db/m^2 volt.

A selyemkóró egyedsűrűsége a kisebb magbankkal rendelkező `141B` erdőrészletben foltonként 6,2 és $10,1$ egyed/ m^2 között változott (átlag: $8,5$ egyed/ m^2), míg a nagyobb magbankkal jellemezhető `68B` területen $10,5$ és $15,3$ egyed/ m^2 között (átlag: $12,3$ egyed/ m^2) volt. Rangkorreláció alkalmazásával kimutattuk, hogy a selyemkóró vizsgált foltjaiban a magbank nagysága a selyemkóró állománysűrűségének emelkedésével szignifikánsan növekszik ($r_{\text{rang}} = 0,6585$; *12. ábra*).



12. ábra: A feketefenyvesekben kimutatott selyemkóró-magbank denzitása a selyemkóró egyedsűrűségének függvényében ($r_{rang} =$ Spearman-féle rangkorrelációs koefficiens).

4.3. Feketefenyővel rekultivált külfejtések aljnövényzete

4.3.1. A rekultivált területek vegetációja

A rekultivált külfejtések vegetációjának felmérése során összesen 236 növényfajt jegyeztünk fel (MII. melléklet). Az A-szintben jelen lévő 6 faj (*Ailanthus altissima*, *Elaeagnus angustifolia*, *Fraxinus ornus*, *Populus alba*, *P. tremula*, *Robinia pseudoacacia*) mindegyike előfordult a B- vagy C-szintben is. A B-szintben 23 fajt, a C-szintben 222 fajt találtunk, utóbbi szintek 9 faja közös volt. A dolomitfejtők közül a legkevesebb fajt (50-et) a balatonyöröki, míg a legtöbbet (106-ot) a vonyarcvashegyi területen találtuk (3. táblázat). A bauxitfejtők némileg fajgazdagabbnak mutatkoztak: a fajszám Sáskán volt a legnagyobb (108), és Szócön a legkisebb (83). Az egy kvadrátban rögzített fajok száma 17 (Balatonyörök, A5 kvadrát) és 80 (Sáska, F4 kvadrát) között változott. A mintaterületek kvadrátonkénti átlagos fajszáma a dolomitfejtőknél 21,4 (Balatonyörök) és 48,2 (Vonyarcvashegy), a bauxit külfejtéseken 43,8 (Nagyegyháza) és 55,2 (Sáska) között volt. Az aljnövényzet (B- és C-szint) borítása a balatonyöröki dolomitfejtőben volt a legalacsonyabb (19%), a vonyarcvashegyiben a legmagasabb (35%). A bauxitfejtőkön magasabb volt az átlagos borítás: Nagyegyházán 39%-ot, a fiatal szőci fenyvesben 95%-os értéket becsültünk.

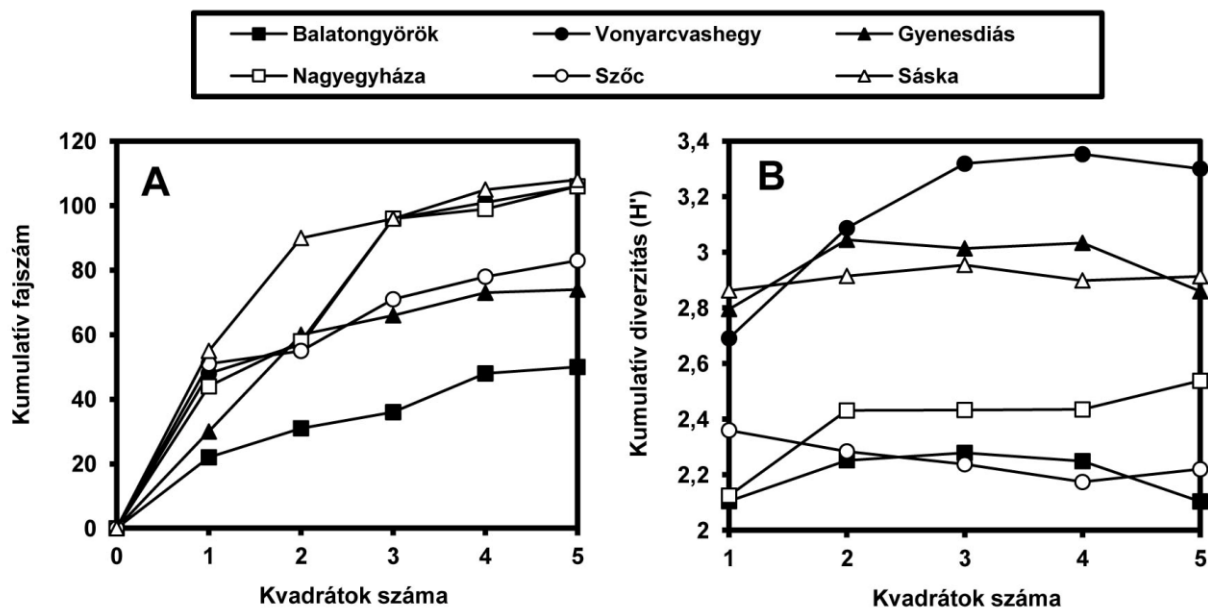
Az aljnövényzet diverzitását a Shannon-index (H') alkalmazásával számítottuk ki. A dolomitfejtőket tekintve a diverzitás Balatonyörökön volt a legalacsonyabb ($H' = 2,104$), Vonyarcvashegyen a legmagasabb ($H' = 3,301$), Gyenesdiáson pedig a két érték közé esett ($H' = 2,860$) (3. táblázat). A Hutcheson-féle t -próba szerint a balatonyöröki mintaterület vegetációjának diverzitása szignifikánsan ($p < 0,05$) alacsonyabb volt, mint a vonyarcvashegyi és gyenesdiási területeké, utóbbiak diverzitása pedig statisztikai szempontból nem különbözött egymástól. A bauxitfejtőket tekintve a diverzitás Szócön volt a legalacsonyabb ($H' = 2,220$), Sáskán a legmagasabb ($H' = 2,914$), Nagyegyházán közepes értéket ($H' = 2,538$) határoztunk meg. A Hutcheson-teszt szignifikáns különbséget csak a szőci és sáskai terület diverzitása között mutatott ki, a nagyegyházi terület diverzitása az előzőektől szignifikánsan nem különbözött. A

3. táblázat: Feketefenyővel rekultivált külfejtések vegetációjának jellemző adatai. A diverzitás-értékek után felső indexben álló betűk a Hutcheson-teszt során kapott csoportokat mutatják

	Balaton- györök	Vonyarc- vashegy	Gyenesdiás	Nagyegy- háza	Szóc	Sáska
Összes fajszám	50	106	74	106	83	108
Kvadrátonkénti fajszám	21,4	48,2	30,4	43,8	50,8	55,2
Aljnövényzet borítása (%)	19	35	26	39	95	73
Shannon-diverzitás (H')	2,104 ^a	3,301 ^b	2,860 ^b	2,538 ^{ab}	2,220 ^a	2,914 ^b
Egyenletesség (E)	0,538	0,708	0,664	0,544	0,502	0,622
Konstans fajok száma	3	13	4	6	19	17

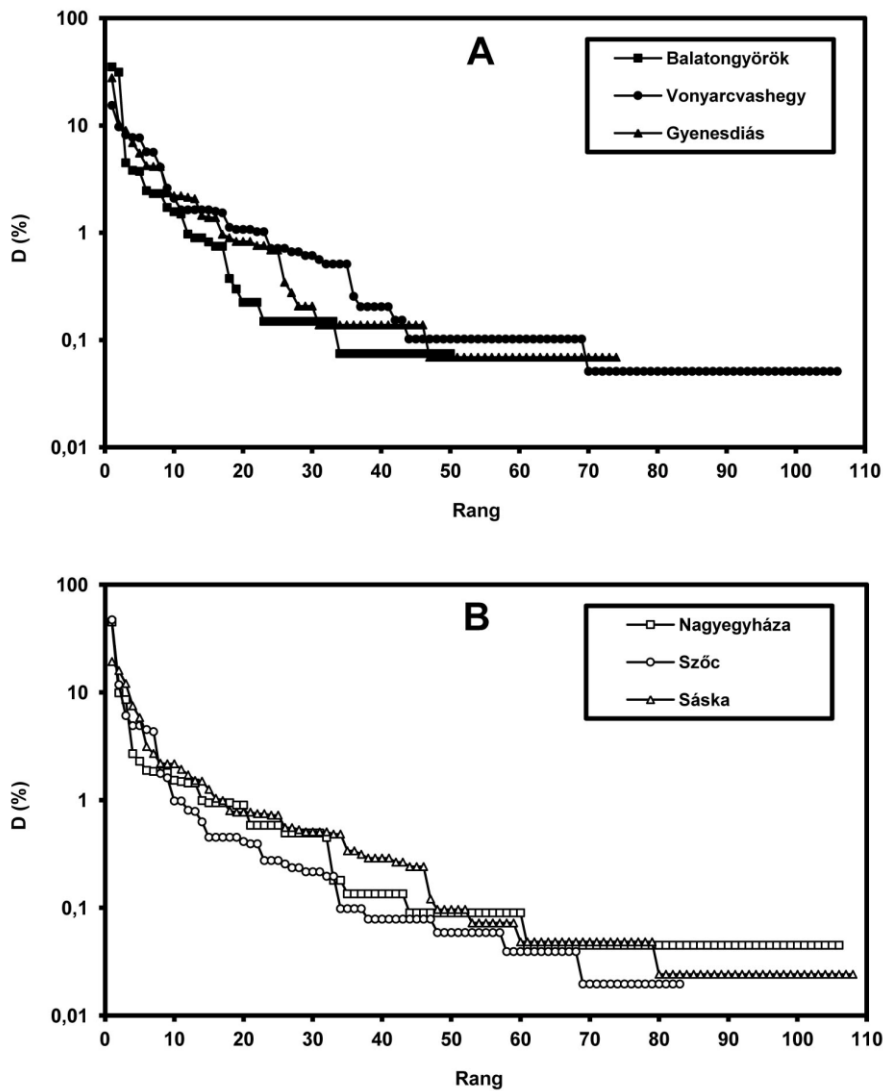
diverzitások és fajszámok alapján kiszámított egyenletesség a legnagyobb diverzitású vonyarcvashegyi állományban volt a legmagasabb ($E = 0,708$), a legkisebb értéket pedig a bauxitfejtők legkisebb diverzitású mintaterületére (Szóc) kaptuk ($E = 0,502$). A cönológiai felvételek alapján meghatároztuk minden mintaterületen a konstans (az adott terület mind az 5 kvadrátjában megtalálható) fajokat, melyek száma tág határok közt változott: Balatongyörökön mindössze 3, ugyanakkor Szócön 19 konstans fajt jegyeztünk fel (3. táblázat).

A kvadrátok adataiból felvettük az egyes mintaterületek kumulatív fajszám- és diverzitás-görbéit. A kumulatív fajszám a gyenesdiási, nagygyeházi és sáskai helyszíneken megfelelő telítődést mutat (13/A ábra); e területeken az 5 db 100 m²-es kvadrát elegendőnek bizonyult a vegetáció fajkészletének reprezentatív leírásához. A balatongyöröki, vonyarcvashegyi és szöci terület esetén a fajszám változása nem mutat egyértelmű telítődést (e mintaterületek teljesebb florisztikai elemzéséhez újabb kvadrátok bevonására lenne szükség). A kumulatív diverzitás-görbék elemzése azt mutatja, hogy három kvadrát adatainak figyelembe vétele minden mintaterületen megbízható eredményt ad a vegetáció diverzitására vonatkozóan (13/B ábra).



13. ábra: Feketefenyővel rekultivált külfejtések cönológiai adataiból kapott kumulatív fajszám- (A) és diverzitás- (B) görbék

A fajok dominanciaviszonyait rang–dominancia görbék felvételével is szemléltettük (14/A–B ábra). A borításviszonyok a vonyarcvashegyi dolomit- és a sáskai bauxitfejtő esetén a leginkább egyenletesek. A mintaterületek közül ezen állományok rendelkeznek a legnagyobb Shannon-diverzitással, illetve egyenletességük is magas (3. táblázat). A legkevésbé kiegyenlített dominanciaviszonyok a legkisebb diverzitású balatonyöröki dolomitbányára jellemzőek, ennek a diverzitás alapján számított egyenletessége ($E = 0,538$) alig haladja meg a legkisebb értékkel ($E = 0,502$) jellemezhető szőci állományát.



14. ábra: Feketefenyővel rekultivált dolomit (A) és bauxit (B) külfejtések vegetációjának rang–dominancia görbéi

A rekultivált területek feketefenyveseinek aljnövényzetét a domináns és konstans fajokkal jellemezhetjük (4–5. táblázat).

(1) Balatonyörök: A területet a dolomitsziklagyepekre jellemző *Bromus pannonicus* (9,4%) mellett a *Fraxinus ornus* (8,4%) nagy egyedszámú, fiatal újulatának dominanciája jellemzi. 1%-os átlagos borítást ezen kívül csak a *Leontodon hispidus*, a *Festuca pallens* és a mélyebb térszíneken sűrűn felújuló *Populus tremula* ért el. Konstans fajként a *Leontodon*

hispidus mellett csekély borítással az *Anthyllis vulneraria* és a *Scabiosa ochroleuca* jelent meg (4. táblázat).

(2) Vonyarcvashegy: A növényzetet a balatongyörökinél lényegesen kiegyenlítettőbb dominanciaviszonyok jellemzik. A legnagyobb borítású faj a *Potentilla arenaria* volt (6%). Több, szikla- és szárazgyepekre jellemző pázsitfűfaj volt jelen 1,6–3,8% közötti borítás-értékekkel (4. táblázat). Szintén megfigyelhető volt a *Fraxinus ornus* (3%) nagyszámú, fiatal egyede, valamint a *Dorycnium herbaceum* (3%) és a *Genista pilosa* (1%) kiterjedt foltjai. A terület 13 konstans faja közül – az előbbieken említett fajok többségén túl – a *Sanguisorba minor*, a *Globularia punctata* és a *Teucrium chamaedrys* ért el 0,5%-nál nagyobb átlagos borítást (4. táblázat).

4. táblázat: A rekultivált dolomitfejtők domináns és konstans (minden kvadrátban előforduló) fajai, valamint azok átlagos borítási értékei (D%)

	Domináns fajok	D (%)	Konstans fajok	D (%)
Balaton- györök	<i>Bromus pannonicus</i>	9,4	<i>Leontodon hispidus</i>	1,2
	<i>Fraxinus ornus</i>	8,4	<i>Anthyllis vulneraria</i>	0,66
	<i>Leontodon hispidus</i>	1,2	<i>Scabiosa ochroleuca</i>	0,1
	<i>Festuca pallens</i>	1,02		
	<i>Populus tremula</i>	1		
	<i>Anthyllis vulneraria</i>	0,66		
	<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,62		
	<i>Solidago gigantea</i>	0,62		
	<i>Sanguisorba minor</i>	0,46		
	<i>Robinia pseudoacacia</i>	0,42		
Vonyarc- vashegy	<i>Potentilla arenaria</i>	6,02	<i>Potentilla arenaria</i>	6,02
	<i>Bothriochloa ischaemum</i>	3,8	<i>Bromus pannonicus</i>	3,2
	<i>Bromus pannonicus</i>	3,2	<i>Fraxinus ornus</i>	3,02
	<i>Fraxinus ornus</i>	3,02	<i>Dorycnium herbaceum</i>	3
	<i>Dorycnium herbaceum</i>	3	<i>Koeleria cristata</i>	2,22
	<i>Koeleria cristata</i>	2,22	<i>Festuca pallens</i>	1,6
	<i>Chrysopogon gryllus</i>	2,2	<i>Sanguisorba minor</i>	0,82
	<i>Festuca pallens</i>	1,6	<i>Globularia punctata</i>	0,64
	<i>Genista pilosa</i>	1,02	<i>Teucrium chamaedrys</i>	0,64
	<i>Sanguisorba minor</i>	0,82	<i>Euphorbia cyparissias</i>	0,28
		<i>Hieracium bauhini</i>	0,28	
		<i>Thymus odoratissimus</i>	0,28	
		<i>Linum tenuifolium</i>	0,1	
Gyenesdiás	<i>Solidago gigantea</i>	8,04	<i>Bromus pannonicus</i>	2,6
	<i>Bromus pannonicus</i>	2,6	<i>Odontites rubra</i>	0,68
	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	2	<i>Anthyllis vulneraria</i>	0,28
	<i>Fraxinus ornus</i>	1,6	<i>Scabiosa ochroleuca</i>	0,1
	<i>Dorycnium herbaceum</i>	1,22		
	<i>Populus tremula</i>	1,2		
	<i>Odontites rubra</i>	0,68		
	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0,64		
	<i>Medicago lupulina</i>	0,64		
<i>Erigeron annuus</i>	0,62			

5. táblázat: A rekultivált bauxitfejtők domináns és konstans (minden kvadrátban előforduló) fajai, valamint azok átlagos borítási értékei (D%)

	Domináns fajok	D (%)	Konstans fajok	D (%)
Nagyegyháza	<i>Calamagrostis epigeios</i>	20	<i>Calamagrostis epigeios</i>	20
	<i>Solidago gigantea</i>	3,8	<i>Erigeron annuus</i>	1,02
	<i>Erigeron annuus</i>	1,02	<i>Achillea collina</i>	0,84
	<i>Achillea collina</i>	0,84	<i>Daucus carota</i>	0,82
	<i>Daucus carota</i>	0,82	<i>Crataegus monogyna</i>	0,68
	<i>Fraxinus ornus</i>	0,82	<i>Medicago lupulina</i>	0,66
	<i>Festuca rupicola</i>	0,8		
	<i>Crataegus monogyna</i>	0,68		
	<i>Medicago lupulina</i>	0,66		
	<i>Asclepias syriaca</i>	0,64		
Szőc	<i>Solidago gigantea</i>	48	<i>Solidago gigantea</i>	48
	<i>Calamagrostis epigeios</i>	12	<i>Calamagrostis epigeios</i>	12
	<i>Trifolium pratense</i>	6,2	<i>Trifolium pratense</i>	6,2
	<i>Medicago lupulina</i>	5	<i>Medicago lupulina</i>	5
	<i>Trifolium repens</i>	5	<i>Trifolium repens</i>	5
	<i>Trifolium alpestre</i>	4,6	<i>Trifolium alpestre</i>	4,6
	<i>Erigeron annuus</i>	4,4	<i>Erigeron annuus</i>	4,4
	<i>Holcus lanatus</i>	1,8	<i>Holcus lanatus</i>	1,8
	<i>Dactylis glomerata</i>	1,64	<i>Dactylis glomerata</i>	1,64
	<i>Fragaria vesca</i>	1	<i>Fragaria vesca</i>	1
			<i>Galium verum</i>	0,64
			<i>Achillea collina</i>	0,46
			<i>Astragalus glycyphyllos</i>	0,46
			<i>Tussilago farfara</i>	0,46
			<i>Cirsium arvense</i>	0,28
			<i>Lotus corniculatus</i>	0,28
			<i>Prunella vulgaris</i>	0,1
			<i>Sanguisorba minor</i>	0,1
			<i>Scabiosa ochroleuca</i>	0,1
Sáska	<i>Fragaria vesca</i>	16	<i>Fragaria vesca</i>	16
	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	13,2	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	13,2
	<i>Calamagrostis epigeios</i>	10	<i>Calamagrostis epigeios</i>	10
	<i>Solidago gigantea</i>	6,2	<i>Trifolium alpestre</i>	4,82
	<i>Trifolium alpestre</i>	4,82	<i>Securigera varia</i>	2,6
	<i>Securigera varia</i>	2,6	<i>Clinopodium vulgare</i>	2,24
	<i>Clinopodium vulgare</i>	2,24	<i>Dactylis glomerata</i>	1,82
	<i>Dactylis glomerata</i>	1,82	<i>Crataegus monogyna</i>	1,8
	<i>Crataegus monogyna</i>	1,8	<i>Medicago lupulina</i>	1,6
	<i>Salix caprea</i>	1,8	<i>Trifolium repens</i>	1,42
			<i>Agrimonia eupatoria</i>	1,26
			<i>Galium mollugo</i>	1,24
			<i>Daucus carota</i>	0,86
			<i>Achillea collina</i>	0,66
			<i>Picris hieracioides</i>	0,28
			<i>Sanguisorba minor</i>	0,28
		<i>Rosa canina</i>	0,1	

(3) Gyenesdiás: Legnagyobb átlagos borítással az invazív *Solidago gigantea* (8%) volt jelen (egy-egy kvadrátokban 15–25% borítással), emellett az *Ambrosia artemisiifolia* (2%) is megjelent. A területre jellemző természetes fajok közül a *Bromus pannonicus*, a *Fraxinus ornus* és a *Dorycnium herbaceum* borítása haladta meg az 1%-ot. Az invazív fajok mellett más, természetes zavarástűrő és gyomfajok jelenléte határozta meg a vegetáció képét (4. táblázat). A domináns fajok jelentős része nem volt jelen minden kvadrátban, így mindössze négy konstans fajt jegyeztünk fel.

(4) Nagygyeháza: A rekultivált bauxitfejtő növényzetében a természetes zavarástűrők és az invazív fajok domináltak. A *Calamagrostis epigeios* átlagosan 20% (kvadráttól függően 5–60%), míg a *Solidago gigantea* 3,8% átlagos borítást képviselt, de általánosan jellemző volt az *Erigeron annuus*, valamint kisebb foltokban az *Asclepias syriaca* is. A fás szárú fajok közül nagy egyedszámban találtuk meg a *Fraxinus ornus* és a *Crataegus monogyna* fiatal példányait. A területen összesen hat konstans fajt rögzítettünk (5. táblázat).

(5) Szóc: Az egykori meddőhányó vegetációját a *Solidago gigantea* (48%), a *Calamagrostis epigeios* (12%) és az *Erigeron annuus* (4,4%) tömegei uralták. E fajok mellett jellemző volt több pillangósvirágú faj, valamint a pázsitfűfélék közül a *Holcus lanatus* és a *Dactylis glomerata* nagy abundanciája (5. táblázat). A fiatal (6 éves) feketefenyves egyenletesen alacsony (10–15%-os) borítása miatt az aljnövényzet nagy területet tekintve is viszonylag homogén, ami a konstans fajok nagy számában is megnyilvánult: az aljnövényzet 83 fajának közel negyede, 19 faj minden kvadrátban előfordult.

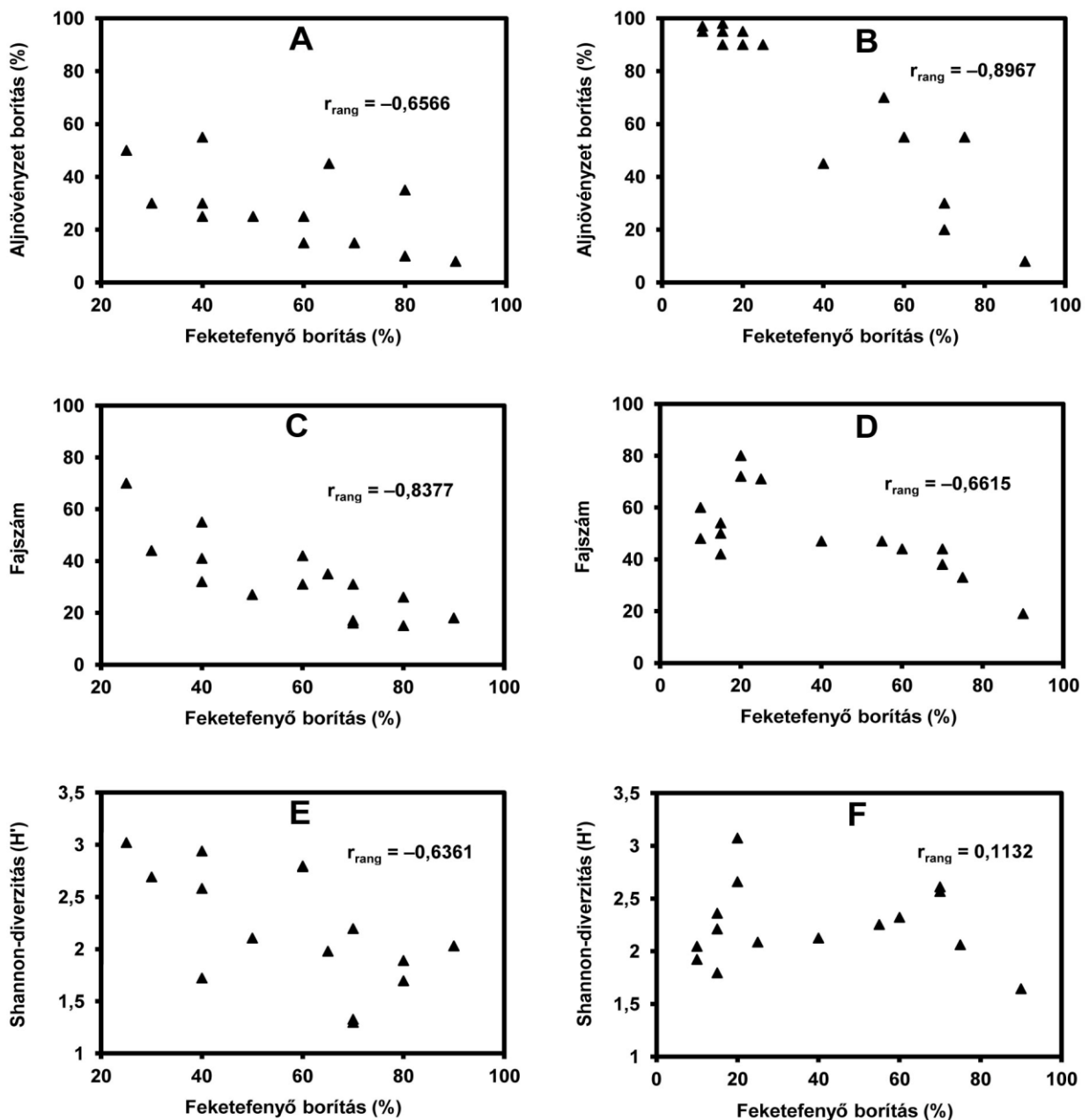
(6) Sáska: A változatos és fajgazdag aljnövényzetben a leginkább domináns *Fragaria vesca* (16%) és *Brachypodium sylvaticum* (13,2%) mellett a *Calamagrostis epigeios* (10%) és a *Solidago gigantea* (6,2%) borítása volt számottevő, ezen kívül további 11 faj borítása haladta meg az 1%-ot. Helyenként a fás szárú fajok fiatal példányai is jellemzőek voltak (*Crataegus monogyna*, *Salix caprea*, *Prunus spinosa*, *Ligustrum vulgare*). A területen 17 konstans fajt találtunk, a legdominánsabb fajok (a *Solidago gigantea* kivételével) minden kvadrátban megtalálhatóak voltak (5. táblázat).

6. táblázat: A rekultivált dolomit- és bauxitfejtők aljnövényzetének a 3-3 területen megmutatkozó közös fajai, a fajfrekvencia (zárójelben) szerint csökkenő sorrendben

Dolomitfejtők		Bauxitfejtők	
<i>Anthyllis vulneraria</i> (14)	<i>Carlina biebersteinii</i> (8)	<i>Achillea collina</i> (15)	<i>Melilotus officinalis</i> (9)
<i>Bromus pannonicus</i> (14)	<i>Minuartia setacea</i> (8)	<i>Calamagrostis epigeios</i> (15)	<i>Prunella vulgaris</i> (9)
<i>Scabiosa ochroleuca</i> (14)	<i>Teucrium chamaedrys</i> (8)	<i>Medicago lupulina</i> (15)	<i>Securigera varia</i> (9)
<i>Fraxinus ornus</i> (12)	<i>Thymus odoratissimus</i> (7)	<i>Dactylis glomerata</i> (14)	<i>Trifolium pratense</i> (9)
<i>Sanguisorba minor</i> (12)	<i>Campanula sibirica</i> (6)	<i>Daucus carota</i> (13)	<i>Centaurea biebersteinii</i> (8)
<i>Euphorbia cyparissias</i> (10)	<i>Lotus corniculatus</i> (6)	<i>Erigeron annuus</i> (13)	<i>Ranunculus polyant.</i> (8)
<i>Festuca pallens</i> (10)	<i>Medicago lupulina</i> (6)	<i>Cirsium arvense</i> (12)	<i>Artemisia vulgaris</i> (7)
<i>Hieracium bauhini</i> (10)	<i>Poa bulbosa</i> (6)	<i>Lotus corniculatus</i> (12)	<i>Odontites rubra</i> (7)
<i>Centaurea biebersteinii</i> (9)	<i>Achillea collina</i> (4)	<i>Picris hieracioides</i> (12)	<i>Rosa canina</i> (7)
<i>Globularia punctata</i> (9)	<i>Arrhenatherum elatius</i> (4)	<i>Solidago gigantea</i> (12)	<i>Vicia tenuifolia</i> (7)
<i>Helianthemum ovatum</i> (9)	<i>Chondrilla juncea</i> (4)	<i>Trifolium repens</i> (12)	<i>Ajuga genevensis</i> (6)
<i>Koeleria cristata</i> (9)	<i>Ononis spinosa</i> (4)	<i>Agrimonia eupatoria</i> (11)	<i>Arenaria serpyllifolia</i> (6)
<i>Linum tenuifolium</i> (9)	<i>Trifolium pratense</i> (4)	<i>Leucanthemum vulg.</i> (11)	<i>Poa nemoralis</i> (6)
<i>Solidago gigantea</i> (9)	<i>Achillea ochroleuca</i> (3)	<i>Sanguisorba minor</i> (11)	<i>Salvia nemorosa</i> (6)
		<i>Clinopodium vulgare</i> (10)	<i>Euphorbia cyparissias</i> (5)
		<i>Hypericum perforatum</i> (10)	<i>Hieracium pilosella</i> (5)
		<i>Poa pratensis</i> (10)	<i>Robinia pseudoacacia</i> (5)
		<i>Taraxacum officinale</i> (10)	<i>Veronica chamaedrys</i> (5)
		<i>Cichorium intybus</i> (9)	<i>Silene vulgaris</i> (4)

A három dolomitfejtőben együttesen 140 fajt rögzítettünk, melyek közül 78 faj egy, 34 faj kettő, 28 faj pedig mindhárom területen jelen volt (6. táblázat). A bauxitfejtőkben összesen 170 fajt jegyeztünk fel, 81 fajt csak egy, 51 fajt kettő, 38 fajt pedig mindhárom területen (utóbbiak közül az *Achillea collina*, a *Calamagrostis epigeios* és a *Medicago lupulina* mind a 15 kvadrátban megtalálható volt).

Spearman-féle rangkorrelációval kimutattuk (külön-külön összevonva a dolomit- és a bauxitfejtők kvadrátjainak cönológiai adatait), hogy a feketefenyő borítása jelentősen befolyásolja a fenyves alatt kifejlődött aljnövényzet jellemzőit. A dolomitfejtőknél a fenyőborítás növekedése szignifikánsan csökkentette az aljnövényzet borítását ($r_{\text{rang}} = -0,6566$; 15/A ábra), fajszámát ($r_{\text{rang}} = -0,8377$; 15/C ábra) és Shannon-diverzitását ($r_{\text{rang}} = -0,6361$; 15/E ábra).



15. ábra: Az aljnövényzet borításának, fajszámának és Shannon-diverzitásának változása a feketefenyő borításának függvényében a rekultivált dolomit- (A, C, E) és bauxitfejtőkön (B, D, F) (r_{rang} = Spearman-féle rangkorrelációs koefficiens).

A bauxitfejtők esetén hasonló változást tapasztaltunk mind az aljnövényzet borításának ($r_{\text{rang}} = -0,8967$; 15/B ábra), mind fajszámának ($r_{\text{rang}} = -0,6615$; 15/D ábra) tekintetében, de a fenyőborítás mértéke a Shannon-diverzitásra nem volt hatással ($r_{\text{rang}} = 0,1132$; 15/F ábra).

Elkészítettük a rekultivált területek aljnövényzetének csoporttömeg-eloszlásait a fajok szociális magatartás típusának (SzMT), Raunkiaer-életformájának, valamint cönoszisztematikai besorolásának felhasználásával (16–17. ábra), majd mind a dolomit-, mind a bauxitfejtők spektrumait homogenitásvizsgálattal összehasonlítottuk.

Az eloszlások statisztikai elemzése kimutatta, hogy a dolomitfejtők esetén mindhárom mintaterület vegetációjának csoporttömeg-eloszlása egymástól szignifikánsan eltérő, mindhárom vizsgált attribútum vonatkozásában (7. táblázat, A'). Az alábbiakban a mintaterületek közötti főbb különbségeket és hasonlóságokat emeljük ki:

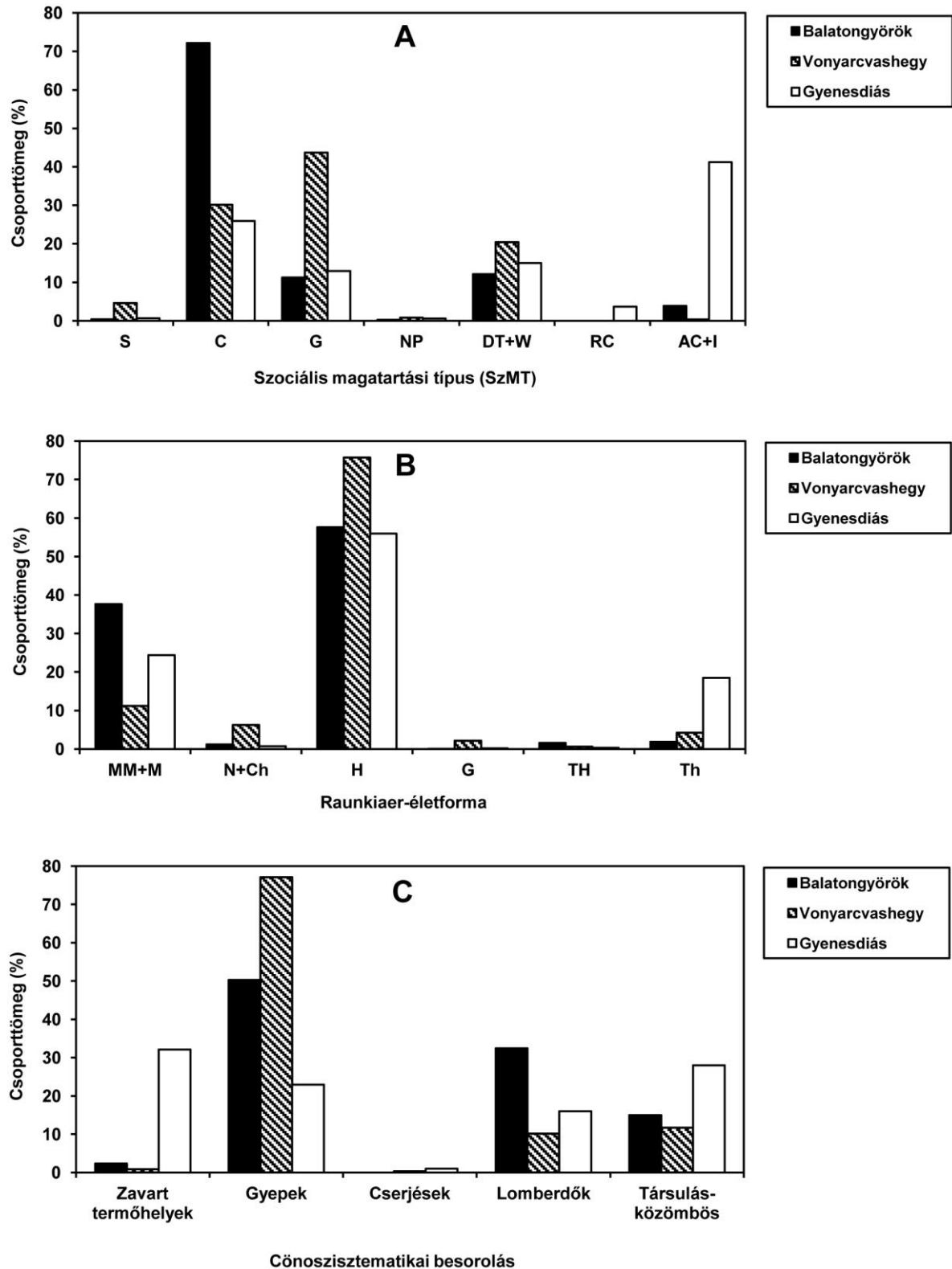
(1) Szociális magatartás típus (16/A ábra): Balatonyörökön a természetes kompetitorok (7 faj, főként a *Bromus pannonicus* és a *Fraxinus ornus*) uralkodnak (72,1%), ezen kívül elterjedtek a generalisták (17 faj, pl. *Populus tremula*, *Anthyllis vulneraria*), a természetes zavarástűrők (18 faj, pl. *Leontodon hispidus*, *Arrhenatherum elatius*), és megjelenik az adventív *Solidago gigantea*. Vonyarcvashegyen kiugróan magas (43,7%) a generalisták aránya (42 faj, pl. *Potentilla arenaria*, *Dorycnium herbaceum*), viszonylag sok a természetes kompetitor (9 faj, pl. *Bromus pannonicus*, *Chrysopogon gryllus*) és a zavarástűrő (36 faj, főként a *Bothriochloa ischaemum*). A gyenesdiási állományban dominálnak a tájidegen kompetitorok (41,2%, leginkább *Solidago gigantea* és *Ambrosia artemisiifolia*), de gyakoriak az őshonos ruderalis elemek (pl. *Calamagrostis epigeios*, *Bromus sterilis*), valamint a természetes zavarástűrő és gyomfajok (30 faj, pl. *Odontites rubra*, *Bothriochloa ischaemum*). A természetes kompetitorok és a generalisták részaránya viszonylag alacsony. A három mintaterületre egyaránt jellemző a természetes pionírok (pl. *Poa bulbosa*, *Saxifraga tridactylites*) és – a vonyarcvashegyi területet leszámítva – a specialista fajok (pl. *Globularia punctata*, *Cotinus coggygria*) csekély (0,2–0,8%-os) részaránya. A vegetációra a csoporttömegek alapján kiszámított természetességi érték kvázi-átlaga Balatonyörökön és Vonyarcvashegyen közel azonos (4,19, illetve 4,05) volt, Gyenesdiáson azonban mindössze 0,81-es értéket ért el.

(2) Raunkiaer-életforma (16/B ábra): Mindhárom mintaterületen a hemikriptofitonok uralkodnak (55,9–75,7%), de magas a fanerofitonok csoporttömege is (11,2–37,7%), mely túlnyomórészt a *Fraxinus ornus* sűrű újulatának köszönhető (főként Balatonyörökön). A kamefita életforma csak Vonyarcvashegyen jelentős (9 faj, pl. *Genista pilosa*, *Teucrium chamaedrys*), továbbá itt a legmagasabb a geofitonok (pl. *Carex caryophyllea*, *C. liparicarpos*) csoporttömege is (2,1%). Mindenütt csekély a hemiterofita fajok aránya (0,3–1,6%), Gyenesdiáson viszont a terofitonok 18,5%-os csoporttömege számottevő (18 faj, pl. *Ambrosia artemisiifolia*, *Odontites rubra*, *Medicago lupulina*).

(3) Cönoszisztematikai besorolás (16/C ábra): Balatonyörökön a gypfajok dominálnak (50,3%), a 25 faj nagy része (hasonlóan a másik két mintaterülethez) a *Festucetalia valesiaca* asszociációsorozatra jellemző. A lomberdei fajok 32,4%-os arányát szinte kizárólag a *Fraxinus ornus* adja. A 19 társulásközömbös faj (pl. *Leontodon hispidus*, *Medicago lupulina*, *Carlina biebersteinii*) a csoporttömeg 15%-át teszi ki. Vonyarcvashegyen a gypfajok dominanciája még inkább kifejezett (77,1%, 55 faj), a lomberdei fajok aránya kisebb (10,1%). A vegetáció 33 faja társulásközömbös (pl. *Genista pilosa*, *Medicago lupulina*, *Carex caryophyllea*). Gyenesdiáson a gypfajok csoporttömege lényegesen alacsonyabb (23%), mint a másik két területen. Helyüket részben zavart termőhelyekre jellemző fajok (8 faj, a *Solidago gigantea* mellett főként *Melilotus albus* és *Odontites rubra*) és társulásközömbös növények (26 faj, pl. *Ambrosia artemisiifolia*, *Populus tremula*, *Calamagrostis epigeios*, *Erigeron annuus*) veszik át.

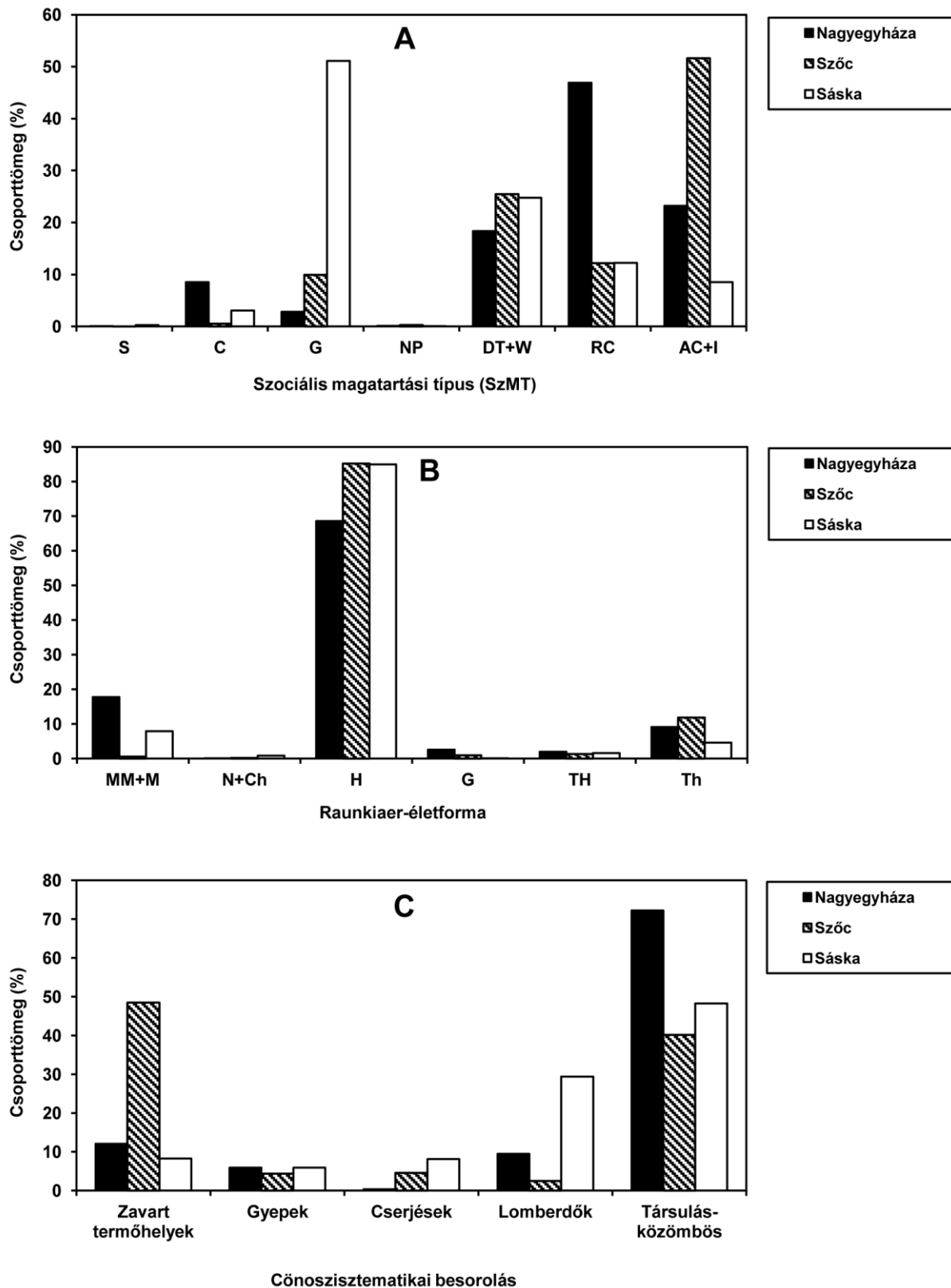
A bauxitfejtők aljnövényzetének jellemzése:

(1) Szociális magatartás típus (17/A ábra): A homogenitásvizsgálat a három bauxitfejtő vegetációjának szignifikáns különbségeit mutatta ki a szociális magatartás típus csoporttömeg-eloszlásai alapján (7. táblázat, B'). A nagyegyházi terület aljnövényzetében az őshonos ruderalis



16. ábra: A rekultivált dolomitfejtők aljnövényzetének szociális magatartás típus* (A), Raunkiaer-életforma (B) és cönoszisztematikai besorolás (C) alapján felvett csoporttömeg-eloszlásai.

* S = specialisták; C = természetes kompetitorok; G = generalisták; NP = természetes pionírok; DT = természetes zavarástűrők; W = őshonos gyomok; RC = őshonos ruderális kompetitorok; AC = tájidegen kompetitorok; I = meghonosodott fajok



17. ábra: A rekultivált bauxitfejtők aljnövényzetének szociális magatartás típus* (A), Raunkiaer-életforma (B) és cönoszisztematikai besorolás (C) alapján felvett csoporttömeg-eloszlásai.

* S = specialisták; C = természetes kompetitorok; G = generalisták; NP = természetes pionírok; DT = természetes zavarástűrők; W = őshonos gyomok; RC = őshonos ruderalis kompetitorok; AC = tájidegen kompetitorok; I = meghonosodott fajok

kompetitorok domináltak (46,9%), főként a *Calamagrostis epigeios* elterjedése miatt, de abundáns volt a *Cirsium arvense* is. Jelentős arányt (23,2%) képviseltek a tájidegen inváziók (*Solidago gigantea*, *Asclepias syriaca*, *Ambrosia artemisiifolia*), illetve a természetes zavarástűrők és gyomok (18,4%; 62 faj, pl. *Achillea collina*, *Daucus carota*, *Lotus corniculatus*). Viszonylag csekély volt a természetes kompetitorok (9 faj, pl. *Fraxinus ornus*, *Festuca rupicola*) és a generalisták (20 faj, de főként a *Crataegus monogyna* fiatal egyedei) részaránya. A szöci állományban a *Solidago gigantea* inváziója miatt az adventív fajcsoport dominált (51,6%), de szintén magas volt a természetes zavarástűrő és gyomfajok (39 faj, pl. *Trifolium pratense*, *T. repens*, *Medicago lupulina*), valamint – a *Calamagrostis epigeios* elszaporodása következtében – a természetes ruderalis kompetitorok csoporttömege is. A 27 generalista faj közül a *Trifolium alpestre*, *Holcus lanatus* és *Fragaria vesca* borítása volt számottevő. A sáskai bauxitfejtő növényzetének fő tömegét (51,1%) a 35 generalista faj adta (pl. *Fragaria vesca* és *Brachypodium sylvaticum*). A természetes zavarástűrő és gyomfajok (48 faj, pl. *Securigera varia*, *Dactylis glomerata*) mellett őshonos ruderalis fajok (*Calamagrostis epigeios*, *Cirsium arvense*) és adventív növények (*Solidago gigantea*, *Erigeron annuus*) is abundánsak voltak. Mindhárom mintaterületre jellemző volt a természetes pionírok (pl. *Acinos arvensis*, *Vicia lathyroides*) és a specialisták (pl. *Achillea ochroleuca*, *Potentilla alba*) csekély (0,3% alatti) részesedése. A természetességi értékek kvázi-átlaga – az alacsony természetességi értékű fajok nagy borítása miatt – mind Nagygyházán, mind Szöcön igen alacsony (–0,55 és –0,87) volt, míg a sáskai területre vonatkozóan lényegesen magasabb értéket (2,18) kaptunk.

(2) Raunkiaer-életforma (17/B ábra): A Raunkiaer-eloszlások között a homogenitásvizsgálat kizárólag a nagygyházi és a szöci állomány között mutatott szignifikáns különbséget (7. táblázat, `B`). Mindhárom területen a hemikriptofitonok csoporttömege volt kimagasló (68,5–85,2%). Nagygyházán számottevő (17,8%) volt a fanerofitonok aránya a *Fraxinus ornus*, *Crataegus monogyna* és *Quercus petraea* fiatal egyedeinek nagy abundanciája miatt. A terofitonok nagy fajszámuk (területenként 16–25) ellenére mindössze 4,6–11,2% csoporttömeget képviseltek. Közülük a *Medicago lupulina*, *Daucus carota* és *Erigeron annuus* voltak meghatározók mindhárom területen. A bauxitfejtők mindegyikében csekély volt a kamefita, geofita és hemiterofita fajok aránya; utóbbiak közül a *Picris hieracioides* és a *Centaurea biebersteinii* viszonylag nagy egyedszáma volt általánosan jellemző.

7. táblázat: A rekultivált dolomit- (`A`) és bauxitfejtők (`B`), valamint a különböző feketefenyő-borítású kvadrátok (`C`) vegetációjának statisztikai vizsgálata. Az adatok az egyes ökológiai mutatók alapján felvett csoporttömeg-eloszlások homogenitásvizsgálatakor kapott χ^2 - és p -értékeket jelzik.

***, **, * = $p < 0,001, 0,01, 0,05$; NS = nem szignifikáns

Összehasonlított mintaterület vagy kvadrátcsoport	Ökológiai mutató			
	Szociális magatartás típus	Raunkiaer-életforma	Cönosziszt. besorolás	
`A`	Balatongyörök vs. Vonyarcvashegy	45,53***	23,54***	19,51**
	Balatongyörök vs. Gyenesdiás	56,93***	17,41**	46,44***
	Vonyarcvashegy vs. Gyenesdiás	64,84***	22,93***	67,73***
`B`	Nagygyháza vs. Szóc	43,39***	19,37**	39,05***
	Nagygyháza vs. Sáska	74,01***	10,08 ^{NS}	22,91***
	Szóc vs. Sáska	60,76***	10,72 ^{NS}	53,22***
`C`	10–30% vs. 40–65% fenyőborítás	23,62***	6,478 ^{NS}	20,20***
	10–30% vs. 70–90% fenyőborítás	26,70***	14,42*	22,23***
	40–65% vs. 70–90% fenyőborítás	4,864 ^{NS}	3,937 ^{NS}	2,180 ^{NS}

(3) Cönoszisztematikai besorolás (17/C ábra): A homogenitásvizsgálat a mintaterületek spektrumai közt minden esetben szignifikáns különbséget mutatott (7. táblázat, 'B'). Nagyegyházán kiemelkedő (72,2%) a társulásközömbös fajok aránya (*Calamagrostis epigeios*, *Erigeron annuus*, *Daucus carota* stb.), emellett a területen főként zavart termőhelyek fajai vannak jelen (pl. *Solidago gigantea*, *Asclepias syriaca*, *Poa annua*). 10% alatti a lomberdei és a gyepekre jellemző fajok részesedése. A fiatal szőci állományban a csoporttömeg összesen közel 90%-át a zavart termőhelyek fajai (főként a *Solidago gigantea*), valamint a társulásközömbös fajok teszik ki (41 faj, pl. *Calamagrostis epigeios*, *Trifolium pratense*, *T. repens*). Mindössze 2,5–4,5% közötti a gyepek és cserjések, valamint a lomberdők fajainak aránya. Sáskán szintén a társulásközömbös fajok (41 faj, pl. *Brachypodium sylvaticum*, *Calamagrostis epigeios*, *Securigera varia*) aránya a legmagasabb (48,3%), de 30% körüli a lomberdei fajok (pl. *Fragaria vesca*, *Clinopodium vulgare*, *Galium mollugo*) csoporttömege is. A zavart termőhelyek, gyepek és cserjések fajainak aránya csoportonként 6–8% közötti (közülük a *Solidago gigantea* és a *Trifolium alpestre* borítása jelentős).

Elvégeztük az alacsony (10–30%), közepes (40–65%) és magas (70–90%) feketefenyőborítású kvadrátok (csoportonként 10-10 db) csoporttömeg-eloszlásainak homogenitásvizsgálatát is, az alábbi eredményekkel:

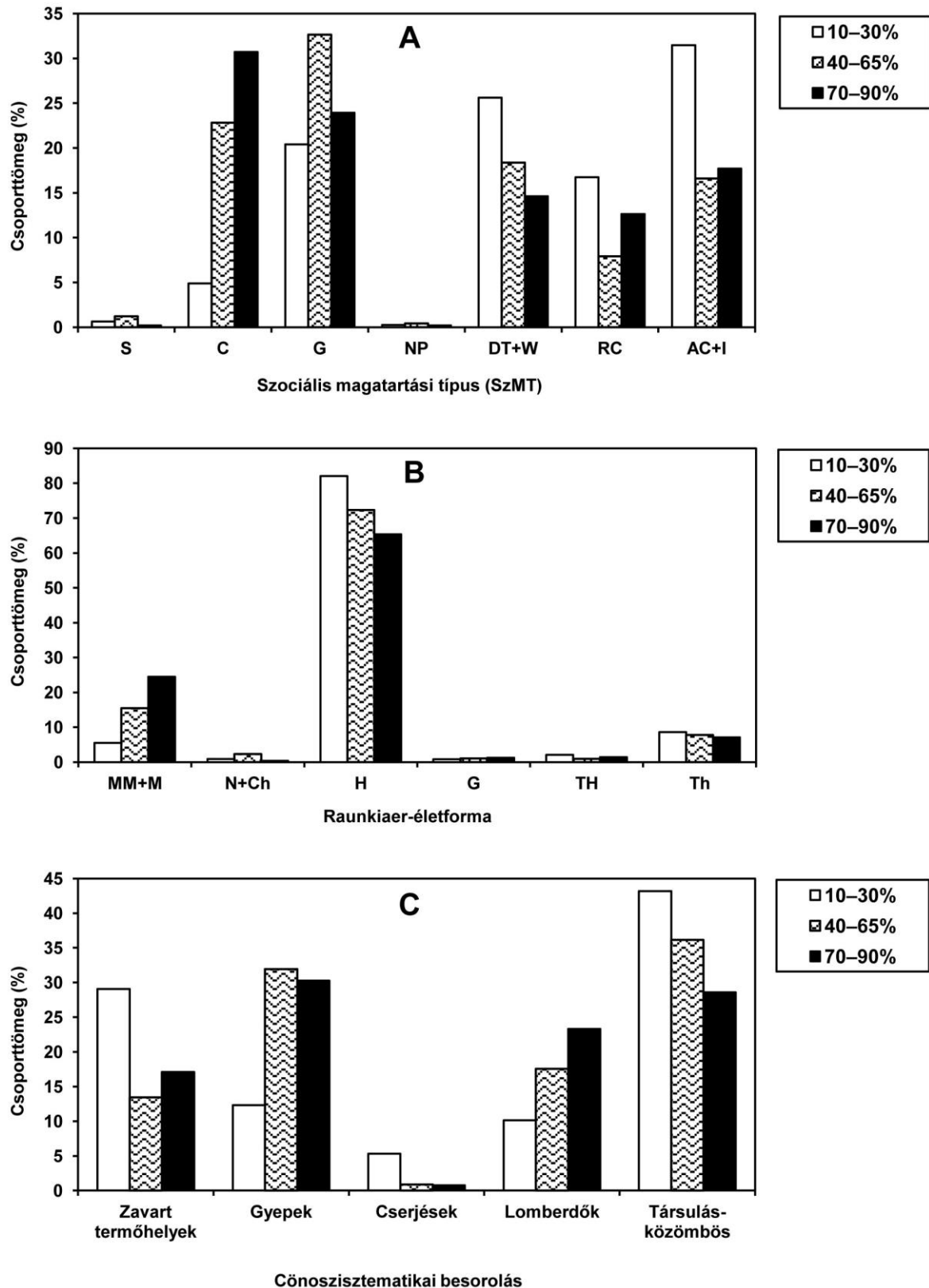
(1) Szociális magatartás típus (18/A ábra): Szignifikáns különbséget az alacsony és a közepes, valamint az alacsony és a magas fenyőborítású kvadrátok eloszlásai között mutattunk ki (7. táblázat, 'C'). A fenyőborítás növekedésével jelentősen (4,9%-ról 30,7%-ra) nő a természetes kompetitorok aránya, ugyanakkor csökken a természetes zavarástűrő és gyomfajok részesedése (25,6%-ról 14,6%-ra). A generalisták aránya közepes borítottság mellett a legnagyobb (32,7%). A közepes és magas fenyőborítású kvadrátokban alacsonyabb mind az őshonos ruderális, mind a tájidegen kompetitorok csoporttömege. A borítottság a specialisták és a természetes pionírok arányára nem volt hatással.

(2) Raunkiaer-életforma (18/B ábra): Szignifikáns különbség csak az alacsony és a magas fenyőborítású kvadrátcsoport eloszlásai között volt (7. táblázat, 'C'). A magasabb fenyőborítás elsősorban a fanerofita fajok arányának növekedését (5,5%-ról 24,5%-ra) és a hemikriptofitonok részesedésének csökkenését (82,1%-ról 65,4%-ra) eredményezte. Kismértékű növekedést mutatott a geofitonok aránya (0,8%-ról 1,3%-ra), és enyhén csökkent a terofita fajok csoporttömege (8,6%-ról 7,1%-ra). A kamefita és hemiterofita fajcsoport arányát a borítottság nem befolyásolta.

(3) Cönoszisztematikai besorolás (18/C ábra): A homogenitásvizsgálat az alacsony és a közepes, illetve az alacsony és a magas fenyőborítású kvadrátok eloszlásai között mutatott szignifikáns különbséget. A fenyőborítás növekedésével nő (10,1%-ról 23,3%-ra) a lomberdei, és csökken (43,2%-ról 28,6%-ra) a társulásközömbös fajok aránya. A közepes és magas borítottságú kvadrátokban lényegesen alacsonyabb a zavart termőhelyek és a cserjések fajainak aránya, illetve magasabb a gyepfajok részesedése, mint kis fenyőborítás esetén.

4.3.2. A vegetáció természetvédelmi szempontú értékelése

A rekultivált külfejtések aljnövényzetének összehasonlító értékelését a 3.3.3. fejezetben ismertetett szakirodalmi források [SZODFRIDT és TALLÓS 1964, FEKETE 1966, CSONTOS 1996, TAMÁS és CSONTOS 2006], valamint BARINA publikálatlan cönológiai adatainak feldolgozásával végeztük el. A borításértékek alapján ezekből számított szociális magatartás típus, Raunkiaer-életforma és cönoszisztematikai besorolások csoporttömegeit (saját területi adatainkkal kiegészítve) a 8–10. táblázatban összegeztük. A mintaterületeink cönológiai eredményeiből és a



18. ábra: A rekultivált külfejtések aljnövényzetének szociális magatartás típus* (A), Raunkiaer-életforma (B) és cönoszisztematikai besorolás (C) alapján felvett csoporttömeg-eloszlásai a feketefenyő borításának függvényében.

* S = specialisták; C = természetes kompetitorok; G = generalisták; NP = természetes pionírok; DT = természetes zavarástűrők; W = őshonos gyomok; RC = őshonos ruderális kompetitorok; AC = tájidegen kompetitorok; I = meghonosodott fajok

fenti források alapján felvett csoporttömeg-eloszlások között a homogenitásvizsgálatok szinte minden esetben szignifikáns különbséget mutattak ki, két kivétellel: (1) a balatonyöröki vegetáció Raunkiaer-eloszlása nem különbözött szignifikánsan a FEKETE [1966] adataiból nyert eloszlástól, valamint (2) a cönoszisztematikai besorolás eloszlásai statisztikailag azonosak voltak a vonyarcvashegyi terület, illetve TAMÁS és CSONTOS [2006] déli kitettséggű felvételei esetén (II. táblázat). A továbbiakban az eloszlások közt megfigyelhető fő különbségeket ismertetjük, az ezeket okozó, fajkészletben és borításviszonyokban lévő eltérések elemzésére a *Következtetések* ide vonatkozó fejezeteiben térünk ki.

A rekultivált dolomitfejtők eloszlásait elsőként a természetes *Cotino–Quercetum pubescentis* társulásokéval [FEKETE 1966] vetettük össze (II. táblázat, 'A'). A rekultivált dolomitfejtők szociális magatartás típus szerinti eloszlásában lényegesen kisebb a specialista fajok aránya, több a természetes zavarástűrő és gyomfaj, valamint megjelennek az őshonos ruderalis kompetitorok és az adventív fajok is (azaz az eloszlás az alacsonyabb természetességi értékek irányába tolódik). A Raunkiaer-életformák közül – hasonlóan a természetes dolomitvegetációhoz – a hemikriptofitonok uralkodnak, emellett azonban a rekultivált területeken viszonylag alacsony a kamefita és geofita fajok csoporttömege, illetve magasabb a terofita életforma részesedése. A cönoszisztematikai besorolás szerinti eloszlásban a lomberdők és a cserjések fajainak aránya a rekultivált dolomitfejtőkben alacsonyabb, mint a *Cotino–Quercetum pubescentis* társulásban, ugyanakkor utóbbiból a zavart termőhelyekre jellemző növényfajok szinte teljesen hiányoznak.

8. táblázat: A szociális magatartás típus* csoporttömeg-eloszlása (%) a rekultivált dolomit- és bauxitfejtők, valamint a természetvédelmi értékeléshez felhasznált szakirodalmi források cönológiai felvételei alapján.

* S = specialisták; C = természetes kompetitorok; G = generalisták; NP = természetes pionírok; DT = természetes zavarástűrők; W = őshonos gyomok; RC = őshonos ruderalis kompetitorok; AC = tájidegen kompetitorok; I = meghonosodott fajok

Mintaterület v. hivatkozás	S	C	G	NP	DT+W	RC	AC+I
Balatonyörök (dolomit)	0,38	72,1	11,2	0,23	12,1	0	3,89
Vonyarcvashegy (dolomit)	4,61	30,1	43,7	0,82	20,4	0	0,31
Gyenesdiás (dolomit)	0,62	26,0	12,9	0,62	15,0	3,67	41,2
Nagygyeháza (bauxit)	0,05	8,52	2,84	0,14	18,4	46,9	23,2
Szóc (bauxit)	0,02	0,53	9,92	0,28	25,5	12,2	51,6
Sáska (bauxit)	0,27	3,05	51,1	0,07	24,8	12,2	8,54
FEKETE [1966] (természetes karsztbokorerdő)	23,4	23,7	40,1	1,18	11,6	0,02	0
BARINA [ined.] (természetes cseres–tölgyes)	10,2	37,0	27,9	0	24,9	0,05	0,05
SZODFRIDT és TALLÓS [1964] (természetes cseres–tölgyes)	26,6	7,03	50,7	0	15,6	0,13	0
TAMÁS és CSONTOS [2006] észak (regenerálódott dolomitsziklagyep)	0,69	44,5	28,3	0,16	21,6	4,72	0
TAMÁS és CSONTOS [2006] dél (regenerálódott dolomitsziklagyep)	13,5	11,3	58,0	0,73	10,9	5,50	0,03
CSONTOS [1996] II. stádium (regenerálódott cseres–tölgyes)	2,46	37,6	26,7	0	21,4	11,9	0
CSONTOS [1996] III. stádium (regenerálódott cseres–tölgyes)	3,67	38,3	38,5	0	17,8	1,78	0,04

9. táblázat: A Raunkiaer-életforma csoporttömeg-eloszlása (%) a rekultivált dolomit- és bauxitfejtők, valamint a természetvédelmi értékeléshez felhasznált szakirodalmi források cönológiai felvételei alapján

Míntaterület v. hivatkozás	MM+M	N+Ch	H	G	TH	Th
Balatongyörök (dolomit)	37,7	1,20	57,6	0,08	1,57	1,87
Vonyarcvashegy (dolomit)	11,2	6,19	75,7	2,15	0,56	4,20
Gyenesdiás (dolomit)	24,4	0,69	55,9	0,21	0,35	18,5
Nagyegyháza (bauxit)	17,8	0,05	68,5	2,57	1,98	9,11
Szóc (bauxit)	0,53	0,20	85,2	0,95	1,32	11,9
Sáska (bauxit)	7,89	0,85	85,0	0,10	1,60	4,62
FEKETE [1966] (természetes karsztbokorerdő)	31,7	4,20	57,7	4,23	0,83	1,33
BARINA [ined.] (természetes cseres-tölgyes)	28,7	0,36	31,3	14,5	22,7	2,40
SZODFRIDT és TALLÓS [1964] (természetes cseres-tölgyes)	30,4	0,74	64,5	3,76	0,44	0,17
TAMÁS és CSONTOS [2006] észak (regenerálódott dolomitsziklagyep)	3,48	7,83	84,5	0,10	3,52	0,57
TAMÁS és CSONTOS [2006] dél (regenerálódott dolomitsziklagyep)	0	5,51	84,2	0,79	7,78	1,69
CSONTOS [1996] II. stádium (regenerálódott cseres-tölgyes)	3,78	26,5	86,0	5,93	0,84	0,77
CSONTOS [1996] III. stádium (regenerálódott cseres-tölgyes)	4,09	3,51	78,5	11,0	1,11	1,74

10. táblázat: A cönoszisztematikai besorolás csoporttömeg-eloszlása (%) a rekultivált dolomit- és bauxitfejtők, valamint a természetvédelmi értékeléshez felhasznált szakirodalmi források cönológiai felvételei alapján

Míntaterület v. hivatkozás	Zavart termőhelyek	Gyepes	Cserjések	Lomberdők	Társulás-közömbös
Balatongyörök (dolomit)	2,32	50,3	0	32,4	15,0
Vonyarcvashegy (dolomit)	0,82	77,1	0,31	10,1	11,7
Gyenesdiás (dolomit)	32,1	23,0	0,97	16,0	28,0
Nagyegyháza (bauxit)	12,1	5,91	0,32	9,47	72,2
Szóc (bauxit)	48,5	4,33	4,57	2,47	40,2
Sáska (bauxit)	8,28	5,90	8,11	29,4	48,3
FEKETE [1966] (természetes karsztbokorerdő)	0,21	28,9	4,99	53,3	12,7
BARINA [ined.] (természetes cseres-tölgyes)	0,62	0	0,15	74,0	25,3
SZODFRIDT és TALLÓS [1964] (természetes cseres-tölgyes)	0	3,53	1,40	73,2	21,9
TAMÁS és CSONTOS [2006] észak (regenerálódott dolomitsziklagyep)	0,15	69,7	2,41	1,66	26,0
TAMÁS és CSONTOS [2006] dél (regenerálódott dolomitsziklagyep)	1,57	82,9	0,11	0,51	14,9
CSONTOS [1996] II. stádium (regenerálódott cseres-tölgyes)	0,45	9,04	2,29	62,1	26,1
CSONTOS [1996] III. stádium (regenerálódott cseres-tölgyes)	0,52	5,34	1,57	78,8	13,8

11. táblázat: A rekultivált dolomit- és bauxitfejtők vegetációjának statisztikai vizsgálata.
Az adatok az egyes ökológiai mutatók alapján felvett csoporttömeg-eloszlások homogenitásvizsgálatakor kapott χ^2 - és p-értékeket jelzik.
***, **, * = $p < 0,001, 0,01, 0,05$; NS = nem szignifikáns

Összehasonlított mintaterület	Ökológiai mutató			
	Szoc. mag. típus	Raunkiaer-életforma	Cönosziszt. besorolás	
`A` Balatonyörök (dolomit) vs. FEKETE [1966] (természetes karsztbokorerdő) Vonyarcvashegy (dolomit) vs. FEKETE [1966] (természetes karsztbokorerdő) Gyenesdiás (dolomit) vs. FEKETE [1966] (természetes karsztbokorerdő)	67,53***	6,517 ^{NS}	17,83**	
	16,30*	14,87*	55,96***	
	80,96***	22,19***	60,77***	
`B` Nagygyeháza (bauxit) vs. BARINA [ined.] (természetes cseres-tölgyes)	119,2***	106,9***	88,80***	
`C` Szóc (bauxit) vs. SZODFRIDT és TALLÓS [1964] (természetes cseres-tölgyes) Sáska (bauxit) vs. SZODFRIDT és TALLÓS [1964] (természetes cseres-tölgyes)	125,6***	45,54***	121,7***	
	49,86***	24,36***	42,21***	
	`D` Balatonyörök (dolomit) vs. TAMÁS és CSONTOS [2006] észak (reg. dolomitsziklagyep) Vonyarcvashegy (dolomit) vs. TAMÁS és CSONTOS [2006] észak (reg. dolomitsziklagyep) Gyenesdiás (dolomit) vs. TAMÁS és CSONTOS [2006] észak (reg. dolomitsziklagyep) Balatonyörök (dolomit) vs. TAMÁS és CSONTOS [2006] dél (reg. dolomitsziklagyep) Vonyarcvashegy (dolomit) vs. TAMÁS és CSONTOS [2006] dél (reg. dolomitsziklagyep) Gyenesdiás (dolomit) vs. TAMÁS és CSONTOS [2006] dél (reg. dolomitsziklagyep)	25,31***	39,82***	39,81***
14,46*		11,48*	19,33**	
53,40***		46,95***	68,20***	
98,03***		50,17***	41,39***	
23,59**		19,60**	10,26 ^{NS}	
88,28***		54,95***	82,27***	
`E` Szóc (bauxit) vs. CSONTOS [1996] II. stádium (regenerálódott cseres-tölgyes)		98,38***	18,01**	107,6***
		`F` Nagygyeháza (bauxit) vs. CSONTOS [1996] III. stádium (regenerálódott cseres-tölgyes) Sáska (bauxit) vs. CSONTOS [1996] III. stádium (regenerálódott cseres-tölgyes)	118,2***	23,12***
52,08***			15,20**	52,91***

A nagygyeházi bauxitfejtő és a BARINA által vizsgált természetes, gerescei *Quercetum petraeae-cerris* társulás eloszlásai között szintén jelentős eltérések figyelhetők meg (11. táblázat, `B`); a rekultivált terület aljnövényzetének szociális magatartás típus eloszlása nagy mértékben eltolódik a kisebb természetességi értékű fajcsoportok felé. A tölgyesben a természetes kompetitorok és a generalisták dominálnak, illetve nagyságrendekkel magasabb a specialista fajok csoporttömege. A rekultivált területen jelen vannak a természetes pionírok is, valamint sok az őshonos ruderalis kompetitor és a tájidegen faj. A rekultivált terület

növényzetének Raunkiaer-spektrumában a fanerofita és geofita fajok aránya alacsonyabb, míg a hemikriptofitonok és a terofitonok csoporttömege magasabb, mint a természetes cseres-tölgyesében (a cseres-tölgyesben a hemiterofita fajok magas aránya szinte kizárólag az *Alliaria petiolata* magas borításának köszönhető, e faj azonban sok esetben hemikriptofita életformájú). A cönoszisztematikai besorolás szerinti csoporttömeg-eloszlásból kitűnik a *Quercetum petraeae-cerris* asszociációban a lomberdei fajok magasabb aránya, a cserjésekre és a zavart termőhelyekre jellemző fajok igen alacsony részesedése, valamint a gyepfajok hiánya.

A szöci és sáskai bauxitfejtők eloszlásait a nyírádi cseres-tölgyesben [SZODFRIDT és TALLÓS 1964] gyűjtött cönológiai adatokból számoltéhoz hasonlítottuk (11. táblázat, 'C'). A rekultivált mintaterületeken – a nyírádi társuláshoz képest – elenyésző a magas természetességi értékkel bíró specialista fajok aránya, emellett kisebb a természetes kompetitorok, valamint Szöcön a generalista fajok csoporttömege is. A rekultivált területeken ellenben megtalálhatóak a természetes pionírok, illetve jelentős arányban természetes zavarástűrők, őshonos ruderalis kompetitorok és adventív fajok is. A Raunkiaer-életformákat tekintve a rekultivált területeken alacsonyabb a fanerofitonok és a geofitonok aránya, ugyanakkor nagyobb a hemikriptofita, hemiterofita és terofita csoport részesedése. A cönoszisztematikai besorolás eloszlása a természetes cseres-tölgyesben a lomberdei fajok dominanciáját mutatja, míg a rekultivált bauxit külfejtések aljnövényzetében a társulásközömbös és a zavart termőhelyek fajai uralkodnak.

Eredményeink értékelésének másik részét a tűz után regenerálódott dolomitvegetációban [TAMÁS és CSONTOS 2006], illetve ernyős felújító vágást követően regenerációs szukcesszióval kialakuló cseres-tölgyes aljnövényzetben [CSONTOS 1996] felvett cönológiai adatok elemzése képezte (8–10. táblázat).

A három dolomitfejtő vegetációját TAMÁS és CSONTOS [2006] északi és déli kitétségekben készített felvételezéseivel egyaránt összevetettük (11. táblázat, 'D'), mivel az eltérő topográfiai helyzetű kvadrátok növényzete egymástól jelentősen különbözött. A rekultivált külfejtések szociális magatartás típus eloszlásában – változó arányban – dominálnak a természetes kompetitorok, a generalisták, a természetes zavarástűrők és a gyomok, valamint – Vonyarcvashegy kivételével – viszonylag sok az őshonos ruderalis kompetitor és az agresszív tájidegen faj. A tűz utáni regeneráció során (a zavarástűrő fajok mellett) az északi oldalon a természetes kompetitorok, míg a délin a generalisták jelentős aránya és a specialisták viszonylag nagy térhódítása figyelhető meg. Mindkét kitétségekben sok az őshonos ruderalis kompetitor, ugyanakkor majdnem vagy teljesen hiányoznak a tájidegen fajok. A Raunkiaer-eloszlás leginkább a fanerofitonok arányában mutat eltérést, melyek a tüzet követő regeneráció során hiányoznak, vagy részesedésük alacsony (ennek oka leginkább a területek eltérő potenciális vegetációtípusa lehet, mely TAMÁS és CSONTOS vizsgálati területén nyílt illetve zárt dolomitsziklagyep). A regenerálódott területen ugyanakkor viszonylag alacsony a terofita, valamint magas a kamefita és hemiterofita fajok csoporttömege. A cönoszisztematikai osztályozást tekintve, szintén az eltérő potenciális vegetációtípusra vezethető vissza, hogy a regenerálódott területen nagyobb a gyepfajok, és kisebb a lomberdei fajok aránya, mint a rekultivált külfejtésekben, ugyanakkor utóbbi állományokban inkább jellemző a zavart termőhelyek fajainak jelenléte.

A szöci bauxitfejtő aljnövényzetét a CSONTOS [1996, 2010] által leírt cseres-tölgyes regenerációs szukcesszió korában megfelelő (4–11 éves), II. stádiumához hasonlítottuk (11. táblázat, 'E'). A szociális magatartás típus eloszlások a természetes zavarástűrők és az őshonos ruderalis kompetitorok arányában alig mutattak különbséget; ezek mellett azonban a rekultivált területen az adventív fajok uralkodtak, míg a cseres-tölgyes regenerációja során elsősorban a – magasabb természetvédelmi-értékű – természetes kompetitorok és generalisták szaporodtak el, de viszonylag sok volt a specialista faj is. A Raunkiaer-eloszlások az egyöntetűen magas hemikriptofita-arányt leszámítva alapvetően különböznek: a rekultivált bauxitfejtő aljnövényzetében nagyobb a terofita és hemiterofita fajok csoporttömege, ugyanakkor kevésbé

elterjedt a fanerofita, kamefita és geofita életforma. A cönoszisztematikai besorolás alapján a szőci feketefenyves aljnövényzetében a zavart termőhelyek növényei és a társulásközömbös fajok dominálnak, a regenerálódott cseres–tölgyesben viszont a lomberdei fajok uralkodnak, a zavart termőhelyek növényei pedig jóformán hiányoznak.

A nagygyházi és sáskai rekultivációk vegetációját a cseres–tölgyes szukcesszió 12–21 éves, III. stádiumával [CSONTOS 1996, 2010] vetettük össze (*11. táblázat, 'F'*). A rekultivált területek (különösen Nagygyháza) aljnövényzetének szociális magatartás típus spektrumában jelentős az alacsony természetességi értékű fajok (természetes zavarástűrők, gyomok, őshonos ruderalis és adventív kompetitorok) csoporttömege (Sáskán sok a generalista is). A tölgyes-szukcesszió e stádiumában ugyanakkor a generalisták mellett a természetes kompetitorok és a specialisták vannak jelen; az adventív fajok borítása elenyésző, a természetes pionírok hiányoznak. A Raunkiaer-életforma szerinti eloszlás a rekultivált bauxitfejtésekben a fanerofitonok, hemiterofitonok és terofitonok magasabb arányát mutatja, míg a kamefita, de főként a geofita fajok a regenerálódó cseres–tölgyesben vannak nagyobb borítással jelen. A cönoszisztematikai csoportosítást tekintve a rekultivált külfejtések – társulásközömbös fajok túlsúlyával jellemezhető – növényzetével szemben a cseres–tölgyes regenerációs szukcesszió megfelelő korú stádiumában a lomberdei fajok dominálnak, továbbá igen alacsony a zavart termőhelyekre jellemző növényfajok részesedése.

5. KÖVETKEZTETÉSEK

5.1. A feketefenyvesek tűzveszélyessége

5.1.1. Az éghető anyag mennyisége

Az elegendetlen feketefenyvesekben elvégzett avartömeg-vizsgálatok eredményei alapján a felhalmozódott avarfrakciók mennyisége független az állomány égtáji kitétségétől. BRAY és GORHAM [1964] ugyanakkor rámutatott az avarmennyiség kitétség-függésére: németországi *Picea abies* és *Pinus sylvestris* állományokban a legnagyobb mennyiségű avar az északkeleti, a legkevesebbet a délnyugati fekvésű lejtőkön találták. Az avartömegek esetükben sem mutattak jelentős különbséget, sőt a szerzők kiemelik, hogy az égtáji kitétség hatását az állományok produktivitását befolyásoló egyéb környezeti tényezők elfedhetik, illetve jelentősen módosíthatják.

Kimutattuk azonban az avartömeg állománykortól függő változását (2. ábra) [CSERESNYÉS et al. 2003, 2006, 2007]. A felhalmozódott tűavar mennyisége először nő az állomány idősödésével, a 60–80 éves korosztályban maximumot mutat, majd szignifikánsan csökken (hasonlóan a három avarfrakció együttes tömegéhez). A növekedés az ágavar esetén is kimutatható volt, de az időskori visszaesés nem bizonyult szignifikánsnak. A tobozavar mennyisége is növekedett, majd a legidősebb korcsoportban csökkent, azonban a mennyiségi különbségek egyetlen esetben sem voltak szignifikánsak. Az ág- és tobozavarra egyaránt jellemző, hogy a tűavarnál sokkal nagyobb partikulumokban hullik, ezért eloszlása a talajon kevésbé egyenletes [NEWBOULD 1967]. A tobozoknál ehhez az erős utólagos áthalmazódás is hozzájárul. Mindezek következtében eredményeink jelentős szórással terheltek, mely nagyobb kvadrátméret alkalmazásával csökkenthető lenne, így feltehetőleg a toboz- és ágavar mennyiségének korfüggő változása is kimutathatóvá válna. NEWBOULD [1967] az ágavar mennyiségi meghatározásához a fent említett ok miatt 20×20 m-es kvadrát alkalmazását tartja szükségesnek.

Mintaterületeinken – az állomány korának függvényében – a lehullott avar 71,9–75,4%-át képezte a tűavar-frakció. BRAY és GORHAM [1964] szerint *Pinus* fajok esetén ez az arány valamivel alacsonyabb, általában 60–69% között van. FINÉR [1996] ugyanakkor 74%-ot, BERG és mtsai [1999] pedig 67–75%-ot állapítottak meg *Pinus sylvestris* állományokban végzett méréseik során, mely adatok összhangban állnak saját eredményeinkkel. Az ágavar tömegaránya az állományok korával együtt kismértékű, de folyamatos emelkedést mutatott (a négy korcsoportban rendre 9,5, 11,5, 11,9 és 13,7% volt); a változás az idősödő, sűrűn záródott feketefenyő állományokban a fatörzsek egyre nagyobb mértékű feltisztulásával magyarázható.

Az erdő produkciója és a felhalmozódott avar mennyisége között szoros korreláció van, így az avar mennyisége és annak változása jól reflektálja az állomány produkcióját és az abban bekövetkező változásokat [JÁRÓ 1958, KAVVADIAS et al. 2001]. A tűavar- és a teljes avartömeg csökkenése az idős állományok produkciójának hanyatlására utal. GOWER és mtsai [1996] szerint a produkciócsökkenés főként a mérsékelt és hideg égöv erdeire jellemző, a trópusi területeken nem figyelhető meg, vagy kevésbé jelentős. A produkció visszaesésének legfőbb okát a tápanyag-limitációban látják. A fás biomassza tömegének növekedése és az avar felhalmozódása miatt a felvehető tápelemek (főként a nitrogén) mennyisége a vegetáció számára egyre

korlátozottabbá válik, amely a fotoszintetikus ráta, majd végső soron a primer produkció csökkenéséhez vezet [CASALS et al. 1995, GOWER et al. 1996]. Az egykorú erdőállományok produkciójának változása ily módon maximumgörbével írható le, a maximális produkció nagysága és időbeni megjelenése pedig számos környezeti tényező függvénye [FINÉR 1996]. Egy GOWER és mtsai [1996] által leírt, kanadai *Picea abies* állomány primer produkciójának csúcspontja 68 éves kornál jelentkezett, ami viszonylag jól egyezik a dolomitra telepített feketefenyvesekre általunk kiszámított 74 éves állománykorral (ezt a kort csak a regressziós görbe egyenletéből tudtuk meghatározni, mivel mintaterületeink között nem voltak 68 és 97 év közötti állományok). BRAY és GORHAM [1964] a produkció maximumát *Pinus sylvestris* esetén 50–75, a *Picea abies* állományaiban pedig 60–80 éves kornál találták, mely szintén jól összeegyeztethető saját eredményünkkel. A tápanyagforgalom egyensúlyának felbomlása miatt bekövetkező tápanyaglimitáció a nitrogén mellett a magnézium esetén is bekövetkezhet [OREN et al. 1988]. A hazai feketefenyvesek csökkenő avarprodukciójához ezen kívül az állományok – korábban már tárgyalt – fiziológiai leromlása is hozzájárulhat.

A vizsgált feketefenyvesekben (külön-külön figyelembe véve az egyes mintaterületeket) a teljes avar mennyiség 12679 és 26887 kg/ha között változott. BESSIE és JOHNSON [1995] 22–125 éves, kanadai *Pinus contorta* monokultúrákban végezték el a felhalmozódott avar tömegének meghatározását. Az általuk mért avar mennyisége (2200–12000 kg/ha) minden korosztályban erősen ingadozott, de egyöntetűen kisebb volt a megfelelő korcsoportú hazai feketefenyvesekben mért értékeknél, amely az egyenletesen csapadékos éghajlatból eredő gyorsabb lebomlásnak és az alacsonyabb produktivitásnak is köszönhető [PAUSAS 1997, VIRZO DE SANTO et al. 2002]. Hasonló okból kifolyólag a svédországi *Pinus* állományokban felhalmozódott avar mennyisége általában nem haladja meg a 9000 kg/ha-t [SCHIMMEL és GRANSTRÖM 1997]. FILCHEVA és mtsai [2000] Nyugat-Bulgária hazánkéhoz hasonló hőmérsékleti és csapadékviszonyok uralta középhegységi területein, 25 éves feketefenyő állományokban átlagosan 7680 kg/ha tűavart mértek, amely szintén alacsonyabb saját eredményünkénél (9752 kg/ha). A kisebb avartömeg oka ezúttal is a terület egyenletesebb csapadék-ellátottságának az avarlebomlás szempontjából kedvezőbb volta (kisebb nyári csapadékhiány) lehet.

Számos vizsgálat támasztja alá, hogy Európa déli, szubmediterrán és mediterrán területein a felhalmozódott avar mennyisége ezeknél az értékeknél lényegesen nagyobb is lehet. KAVVADIAS és mtsai [2001] 40 éves görögországi feketefenyvesekben mintegy 40000 kg/ha avarproduktumról számolnak be, KURZ és mtsai [2000] pedig 43000 kg/ha avartömeget mértek dél-franciaországi, 100 év körüli *Pinus pinaster* állományokban. Mindkét tanulmány a klimatikus viszonyok (nyári szárazság) okozta lassú lebomlással magyarázza a szerves anyag nagymértékű felhalmozódását. Dél-Afrika mediterrán középhegységi területein még jelentősebb avarfelhalmozódást figyeltek meg: mindössze 30 éves *Pinus patula* állományban az akkumulálódott avar tömege a 60000 kg/ha értéket is meghaladta [DAMES et al. 1998].

A felhalmozódott avar mennyiségét a produkciós (avarhullás) és lebomlási folyamatok sebességének nagysága, valamint ezek egymáshoz való viszonya határozza meg. A Föld erdeinek produkciója általában nő a sarkok irányából az egyenlítő felé haladva [BRAY és GORHAM 1964]. Európa területén szintén kimutatható a déli irányban fokozatosan növekvő avarprodukció [PAUSAS 1997]. A boreálistól a mediterrán területek irányában az azonos korú *Pinus* állományok körlepösszege növekszik, amely a megnövekedett primer produkción keresztül az avarmennyiség növekedését is maga után vonja [BERG et al. 1999]. A boreális régióban elsősorban a hosszú ideig tartó téli fagy korlátozza a lebontási folyamatokat, a mediterrán területeken tapasztalható fokozottabb avarfelhalmozódás fő oka pedig a nyári szárazság [COÛTEAUX et al. 1995]. A szárazság jelentősen lassítja a dekomponálás folyamatát, ezért a csapadékos területeken mindig magasabb dekomponálási ráták mérhetők [KURZ et al. 2000]. Az avarlebomlás sebessége növekszik az éves csapadékmennyiséggel és az aktuális evapo-transzspirációval [MEENTEMEYER 1978]. MCTIERNAN és mtsai [2003] egy Európán keresztül húzódó, észak–déli irányú transzsekt mentén mérve a tűavar-lebomlás sebességét

megállapították, hogy dél felé csökken a dekomponálás sebessége, melynek oka a nyáron fellépő csapadékhiány.

A tűavar lebontásában elsősorban a gombák játszanak szerepet. Az avar nedvességtartalmának növekedése növeli a benne lévő micélium tömegét, ezzel gyorsítva a lebomlás folyamatát [COÛTEAUX et al. 1995, VIRZO DE SANTO et al. 2002]. A víztartalom hatását laboratóriumi kísérletekkel is igazolták feketefenyő-tűavar nedvességtartalmának mesterséges változtatásával, és a benne kifejlődött micélium tömegének meghatározásával [OSONO et al. 2003]. Azonos klimatikus viszonyok között a tűavar lebomlása a lombavarnál lényegesen lassúbb (teljes lebomlása rendszerint 5–12 évet vesz igénybe), így akkumulációja nagyobb mértékű [POLYAKOVA és BILLOR 2007, PÉREZ-SUÁREZ et al. 2012]. A tűavar alacsony dekomponálási rátájának oka – a gyengébb víztartó-képesség mellett – a lebontó szervezetek számára kedvezőtlenebb kémiai összetétel: K-, Mg- és Ca-tartalma, oldható szénhidrát-tartalma és pH-ja (elsősorban a fulvonsavak magas koncentrációjának köszönhetően) alacsonyabb, C/N-aránya és lignintartalma pedig magasabb, mint a lombavaré [MEENTEMEYER 1978, SONG et al. 2010, MARCO et al. 2012]. Emellett a *Pinus* fajok tűavarjában igen alacsony a Mn koncentrációja, mely a gombák lignináz enzimjeinek működéséhez szükséges nyomelem, így hiánya tovább gátolja a lebontó folyamatokat [FIORETTO et al. 1998].

Hazánkban avarprodukcóra vonatkozó részletes vizsgálatokat elsőként JÁRÓ [1958] végzett, összehasonlítva a legfontosabb lombhullató fafajaink alkotta állományokat. Az éves avarprodukciónak mértékét általában 2500 és 4800 kg/ha értékek között tapasztalta. Később az IBP (*International Biological Program*), illetve az annak folytatását képező MAB (*Man and Biosphere*) keretében is születtek avarprodukcóra vonatkozó eredmények. Természetes állapotú cseres-tölgyesben az évi teljes lombavar-produkciót átlagosan 4063 kg/ha-nak találták [TÓTH et al. 1985], gyertyános-tölgyesekben 5230 kg/ha, bükkösökben pedig 5610 kg/ha értékeket mutattak ki [ISÉPY 1974]. A lombavar-produktum vonatkozásában (azaz a korábbi évek még lebomlatlan frakcióját is beleszámítva) TÓTH és PAPP [1973] végeztek vizsgálatokat a síkfőkúti cseres-tölgyesben, és 8443 kg/ha avart regisztráltak. Mivel a tölgyéhez hasonló bükkavar kivételével a hazánkban honos többi lombhullató fafaj avarlebomlási sebessége meghaladja a tölgyekét [ISÉPY 1974], ezt az adatot lényegében a lomberdeinkben várhatóan felhalmozódó avar mennyiség maximális értékének tekinthetjük (ami természetesen csak a friss avar lehullását követő időszakban ilyen magas érték, az év más időszakaiban csak ennél alacsonyabb lehet).

A vizsgált feketefenyvesekben felhalmozódott tűavar mennyisége minden korosztályban meghaladta a síkfőkúti cseres-tölgyes maximális avartömegét, annak átlagosan mintegy kétszeresét tette ki. Fenyvesített mintaterületeink potenciális vegetációját képező sziklagyepekben pedig ennél is lényegesen kisebb éghetőanyag-tömegeket mértek [MÁTHÉ 1956]. Ebből következően a feketefenyvesek rendkívül tűveszélyesek, és csapadékhiányos, tartósan meleg időjárási körülmények esetén fokozott figyelmet követelnek. Az éghető anyag mennyisége a 60–80 éves állományokban a legnagyobb, így a leginkább tűveszélyesnek az ilyen korú telepítések tekinthetők.

5.1.2. A szárazsági viszonyok változása

A felhalmozódott éghető anyag szárazságának változását a Byram–Keetch Szárazsági Index (BKDI) segítségével kvantifikáltuk [CSERESNYÉS és CSONTOS 2006, 2007]. A szárazsági viszonyok a 25 éves (1985–2009) időtartamra elvégzett elemzés szerint az egyes évek között jelentős variabilitást mutattak: a BKDI éves átlaga 2005-ben mindössze 5,4 mm-ekvivalens, míg 2000-ben 48,9 mm-ekvivalens volt, az éves maximumok pedig 25,5 mm-ekvivalens (szintén 2005-ben) és 127 mm-ekvivalens (1992. év) között változtak (4/A ábra). A maximumok 25 éves

időszakra vonatkozó átlaga 82,8 mm-ekvivalensnek adódott. A BKDI hasonló vizsgálatát EBERHARDT és LATHAM [2000] Pennsylvaniában, telepített *Pinus rigida* állományokban végezte el, szintén a tűzveszélyességi viszonyok elemzése céljából. A Budai-hegységéhez hasonló éghajlatú területen 27 éves időszakra (1962–1988) kiszámított éves BKDI-maximumok hasonló mértékben, 45 és 137 mm-ekvivalens között változtak, a maximumok átlaga szintén némileg magasabb, 91 mm-ekvivalens volt. Saját eredményeink mellett EBERHARDT és LATHAM [2000] adatai is mutatják a szárazság mértékének évek közötti jelentős ingadozását.

A mérsékelt égöv kontinentális klímája alatt a szárazsági viszonyok egyes éveken belül is nagymértékben változnak, amelyet a BKDI jellegzetes éves trendje jelez (4/B ábra). A vizsgált 25 év átlagát tekintve az index januártól márciusig egyenletesen alacsony, majd az átlaggörbe márciustól augusztus végéig folyamatosan emelkedik, ezt követően pedig januárig csökken. EBERHARDT és LATHAM [2000] hasonló trendet és augusztus közepi maximumot mutattak ki, de KEETCH és BYRAM [1968] maguk is felhívták a figyelmet az index változásaira, kiemelve a tűzveszélyességi viszonyokkal való szoros összefüggést. A BKDI és a tűzveszélyesség közötti kapcsolatot több tanulmány is alátámasztja. 20 éves adatsorok alapján kimutatták, hogy egy adott területen a BKDI havi átlagértéke és a tüzesetek száma, valamint a leégett terület nagysága között szignifikáns pozitív korreláció van [DOLLING et al. 2005]. Görögországi *Pinus halepensis* állományokban végzett vizsgálatok a BKDI és a fenyőkben mérhető vízpotenciál között mutattak ki korrelációt, igazolva, hogy az index nemcsak az avar, hanem az élő biomassza vízhiányát, ezáltal gyúlékonyságát is jelzi [XANTHOPOULOS et al. 2006].

A BKDI aktuális napi értékének nyomon követése, illetve az év adott időszakaiban várható nagyságának ismerete fontos támpont a tűzveszély mértékének becsléséhez. Eredményeink alapján az augusztus–szeptemberi időszak tekinthető a leginkább tűzveszélyesnek, de aszályos években akár még novemberben is kritikus mértékű lehet a szárazság (bár ebben az időszakban a nyárinál lényegesen alacsonyabb léghőmérséklet általában már mérsékli a tűzveszélyt). A BKDI-ből és a napi csapadékmennyiségekből kiszámított szárazsági faktor átlaga az egyes években szintén nagy változékonyságot mutat (5. ábra). Éves lefutása is a szárazsági indexéhez hasonló, megerősítve az augusztus–szeptemberi periódus gyakran kritikus mértékű vízhiányát.

A hazai mező- és erdőgazdasági gyakorlatban egyéb – a kumulatív vízhiány mértékét mutató – indexek is használatosak [DUNKEL 2009]. FÜHRER és mtsai [2011] az erdők vízhiányának nagyságát az erdőszárazsági index (*Forest Aridity Index; FAI*) segítségével fejezik ki, mely a BKDI-hez hasonló éves változást mutat. A szerzők kiemelik, hogy az index májustól októberig tartó növekedésében az időjárási tényezőkön túl a növényi életműködések is fontos szerepet játszanak: májustól júliusig a fitomassza-produkció fiziológiai vízigénye jelentős, július és szeptember között pedig az erős transzspiráció gyorsítja a kiszáradást. Megjegyzendő, hogy a növényzet hatását a BKDI is figyelembe veszi: a kiszáradás sebességét (az index növekedési ütemét) ugyanis a hőmérsékleten túl a terület éves csapadékmennyisége is befolyásolja, mely a kialakuló növényzeten keresztül hatással van az evapo-transzspiráció sebességére.

A szárazsági indexek tehát a nyárvégi és őszi időszak magas tűzveszélyességét mutatják (ekkor a szárazságból eredő tűzveszélyességet a magas hőmérséklet tovább fokozhatja), de kritikus szárazsági viszonyok más időszakokban (pl. tavasszal vagy nyár elején) is felléphetnek. A hazai statisztikák alapján Magyarországon két, fokozottan erdőtüz-veszélyes periódus különíthető el: a nyári és őszi hónapokban a vegetáció szárazsága miatt jelentős a tűzveszély, míg kora tavasszal a felelőtlenül végzett rét- és tarlóégetések következtében növekszik az erdőtüzek száma [PAPP 2010, MGSZH 2012].

A teljesen vagy részben feketefenyves állományokat érintő, jelentősebb erdőtüzek közül két eset emelünk ki, melyek 1993 tartósan aszályos és meleg nyarán, három nap különbséggel keletkeztek, és okoztak tekintélyes természetvédelmi, illetve anyagi károkat:

1) A Budai-hegység egyik legnagyobb erdőtüze 1993. augusztus 15-én keletkezett a Pilisszentiván és Nagykovácsi között emelkedő Zsíros-hegyen, ahol a koronatűz közel 100

hektár feketefenyvest pusztított el [ZAMBÓ 1995, TAMÁS és CSONTOS 2006]. A tűz napjára kiszámított BKDI meglehetősen magas, 80,25 mm-ekvivalens, a szárazsági faktor pedig 9 volt. Budapest-Lőrinc meteorológiai állomás 33°C maximális hőmérsékletet, 8,2 m/s (29,5 km/h) szélsőséget és 36% relatív légnedvességet regisztrált [OMSZ 1993]. Ezen adatok alapján a McArthur-modell *magas* tűzveszélyességet (TVI = 19) prediktál.

2) 1993. augusztus 18-án a Kiskunsági Nemzeti Parkban, Bócsa és Bugac között 1800 hektár növényzet égett le (a fokozottan védett „ősborókás” tekintélyes része is), melyből mintegy 220 hektár volt a koronatűz által is érintett feketefenyves [BUNDITY 1995]. A napi BKDI számításaink alapján 86,25 mm-ekvivalens, a szárazsági faktor 9-es érték volt. A területileg közel eső Kiskunfélegyháza meteorológiai állomás 35°C maximális hőmérsékletet, 9,6 m/s (34,6 km/h) szélsőséget és 32% relatív légnedvességet rögzített [OMSZ 1993], így a McArthur-modell által jóslott tűzveszélyesség *nagyon magas* fokozatú (TVI = 27) volt.

E példák jól illusztrálják a szárazsági és meteorológiai viszonyok hatását a tűzveszély mértékére. Sajnálatos módon a bugaci tüzeset 2012 rendkívül száraz tavaszán (április 29-én), közel 1200 hektár, többségében védelem alá eső területen megismétlődött, igazolva a tavaszi időszakban is gyakran fennálló, a tüzek kialakulása szempontjából kedvező körülményeket.

5.1.3. A McArthur-modell eredményeinek értékelése

A feketefenyvesek tűzveszélyességének modellezését a felhalmozódott avar tömegének és a szárazsági faktor értékének ismeretében végezhetjük el, információt nyerve mindezek hatása mellett a meteorológiai és lejtésviszonyok jelentőségéről is [CSERESNYÉS és CSONTOS 2004, CSONTOS és CSERESNYÉS 2007, CSERESNYÉS et al. 2011]. A McArthur-modell alapján, egy átlagos időjárású nyári napon *nagyon magas* tűzveszélyességgel kell számolnunk (TVI = 24), és a leginkább tűzveszélyes, 60–80 éves feketefenyvesekben közel 10 m lángmagasság, több mint 1,5 km üszökvetési távolság és – 30°-os lejtőn felfelé – mintegy 4,3 km/h terjedési sebesség várható.

Az éghető anyag mennyisége, emellett szárazsága, térfogattömege és kémiai összetétele a tűzveszély kulcselemei [ARROYO et al. 2008, KÜÇÜK et al. 2008a,b]. A McArthur-modell szerint a Tűzveszélyességi Index (TVI) ugyan független az éghető anyag mennyiségétől, azonban a lángmagasság (intenzitás), az üszökvetési távolság és a terjedési sebesség lineárisan emelkedik az avar tömeg növekedésével (ezért tekinthetjük a 60–80 éves állományokat a leginkább tűzveszélyesnek). Az összefüggéseket terepi és laboratóriumi avarégetéses kísérletek is igazolják [BILGILI és SAĞLAM 2003, GANTEAUME et al. 2011]. Különböző *Pinus* fajok tűavarjának égetésével kimutatták, hogy a terjedési sebesség növekedése kb. 20000 kg/ha avar mennyiségig lineáris, majd telítési görbét leírva 40000 kg/ha körüli tömegnél konstanssá válik [MORVAN és DUPUY 2001]. Saját eredményeink szerint, ha az éghető anyag tömege 75%-kal, 10574 kg/ha-ról (20–35 éves állományok) 18564 kg/ha-ra (60–80 éves állományok) emelkedik, akkor a terjedési sebesség 1,8-szeresére növekszik. MORVAN és DUPUY [2001] hasonló avar mennyiségek alkalmazásakor kisebb, 1,5–1,6-szeres különbséget észleltek, ugyanakkor GLITZENSTEIN és mtsai [2006] *Pinus taeda* tűavarja esetén 2,1–2,5-szeres növekményt állapítottak meg. A McArthur-modell által prediktált értékek az előbbiekkal összevetve reálisnak tekinthetők.

Eredményeink alapján a TVI, a lángmagasság, az üszökvetési távolság és a terjedési sebesség a levegő hőmérsékletének növekedésével emelkedik (*6/A–D ábra*), a légnedvesség növekedésével pedig csökken (*6/E–H ábra*). A hőmérséklet tűzveszélyt növelő hatása közvetlenül is megnyilvánul, emellett a magas hőmérséklet és az alacsony légnedvesség gyorsítja az avar kiszáradását is [ROTHERMEL 1972, MILLÁN et al. 1998, VIEGAS 1998, CSERESNYÉS et al. 2011]. A tűzveszélyt tovább növelheti, hogy a hőmérséklet növekedése

jelentősen fokozza a fenyők transzspirációját, így az élő növényzet víztartalma is csökken, különösen akkor, ha a nyári hőség csapadékhiánnyal párosul [KOUKI és HOKKANEN 1992]. Ráadásul a vízvesztés következtében intenzív tűavar-hullás indul meg, amely a felhalmozódott éghető anyag mennyiségének viszonylag gyors növekedéséhez vezet [FINÉR 1996, PAUSAS 1997]. A magas hőmérséklet így a szárazsági viszonyokra és az éghető anyag mennyiségére is hatva a tűveszély mértékét tovább fokozza.

Ahogy a modellezés eredményei is mutatják (7/A–D ábra), a tűveszélyt leginkább a szélesebbesség befolyásolja: a TVI *extrém* fokozatúra emelkedése csak nagy szélesebbesség mellett várható [CSERESNYÉS et al. 2011]. A tűz terjedésének elsősorban a száraz és erősen turbulens légáramlatok kedveznek [MILLÁN et al. 1998]. Az erős szél a terjedési sebesség növelésén túl fontos szerepet játszik a koronatűz kialakulásában és az üszökvetési távolság drasztikus növelésében is [VIEGAS 1998]. Törökországi feketefenyvesekben végzett avarégetések eredményei igazolják, hogy a tűz terjedési sebességét az éghető anyag nedvességtartalmán és a léghőmérsékleten túl elsősorban a szélesebbesség határozza meg, melynek szerepe a tűzintenzitás növelésében is megnyilvánul [BILGILI és SAĞLAM 2003, KÜÇÜK et al. 2007, 2008b]. A szél iránya szintén befolyásolja a terjedési sebességet. Széllel szemben történő terjedéskor a tűz terjedési sebessége független a szélesebbeségtől, és azonos a szélcsendben mérhető terjedési sebességgel [VIEGAS et al. 1994, SIMEONI et al. 2001]. Szélirányú terjedésnél azonban a terjedési sebesség a szélesebbesség növekedésével egyre nagyobb ütemben emelkedik. A terjedési sebesség a $V = V_0(1 + \varphi_w)$ összefüggéssel írható le, amelyben V_0 a szélcsendben mért terjedési sebesség, φ_w a szélesebbeségtől függő koefficiens [SANTONI és BALBI 1998, SIMEONI et al. 2001]. A szerzők által közölt, kísérleti úton meghatározott φ_w tényezők nagysága hasonló a McArthur-modell eredményei alapján számított értékekhez. A tűz terjedésének energetikai alapja, hogy az égés során keletkező hő transzfer-mechanizmusokkal (főként radiációval és konvekcióval) eljut a tűzfront előtt lévő avarig, és azt a benne lévő víz elpárologtatása mellett gyulladási hőmérsékletre (tűavarnál ez kb. 300 °C) hevíti [ROTHERMEL 1972, MORANDINI et al. 2001]. Szélcsendben, vagy széllel szemben terjedő tűznél a hő szinte kizárólag radiációval terjed (ehhez az éghető anyag irányába esetleg csak kismértékű konvekció társul), így az avar felmelegedése lassúbb. Széliránynak megfelelő terjedéskor a konvekció jelentősen emelkedik, emellett a lángnyelv talajjal bezárt szögének csökkenése miatt a radiációs hőtranszfer is növekszik. Mindezek az éghető anyag gyorsabb felmelegedését és meggyulladását segítik elő (a gyulladási izoterma eltávolodik a tűzfronttól).

Számos statisztikai elemzés támasztja alá a szárazsági viszonyok és a tűveszélyesség közötti kapcsolatot. A nyári hónapok csapadékhiányának mértéke összefüggést mutat az erdőtüzek számával, valamint a leégett terület nagyságával: az átlagosnál szárazabb években gyakrabban és nagyobb területen pusztítanak erdőtüzek. [VIEGAS et al. 1990, SWETNAM 1993]. Az avar átlagos nedvességtartalmának csökkenésével exponenciálisan növekszik a tüzesetek száma és a leégett terület nagysága [VIEGAS et al. 1992]. VIEGAS [1998] szerint a nagy erdőtüzek az avar 10%-nál kisebb nedvességtartalmához kötődnek, 20% felett tüzeset már ritkábban fordul elő, és a tűz által sújtott terület nagysága lényegesen kisebb. 35–40%-os nedvességtartalom mellett (kioltási nedvességtartalom) a tűz terjedése megszűnik, és a tűz kialszik. Vizsgálataink igazolták, hogy a hazai feketefenyvesekben felhalmozódott tűavar nedvességtartalma egy 3–4 hetes aszályos nyári időszak során akár 6–7% körüli értékre is csökkenhet (3. ábra). Az avar nedvességtartalmának csökkenése a víz elpárologtatásának (az avar felhevítésének) hőigényét csökkenti, így a tűz intenzitása, valamint az ezzel összefüggő lángmagasság és üszökvetési távolság növekszik [ROTHERMEL 1972]. Emellett a kisebb nedvességtartalom a gyulladási hőmérséklet gyorsabb elérésén át a terjedési sebesség növekedéséhez vezet, melyhez hozzájárul a nagyobb intenzitásból eredő megnövekedett radiatív és konvektív hőtranszfer is. VIEGAS és NETO [1991] égetéses kísérletekkel alátámasztották a tűz terjedési sebességének lineáris csökkenését az avar nedvességtartalmának növekedése függvényében, és a jelenség okát a gyulladási idő növekedésében látták.

A dolomitvidékek topográfiai viszonyaiból adódóan a lejtőszög is fontos tényező a tűz terjedése szempontjából. A McArthur-modell szerint a lejtőszög nincs hatással a TVI-re, valamint a lángmagasságra (intenzitásra) és ebből eredően az üszökvetési távolságra sem, viszont nagymértékben befolyásolja a terjedési sebességet (8. ábra). A lefelé terjedő tűz terjedési sebessége a lejtőszögtől független, és a sík terepen történő terjedéssel azonos mértékű, felfelé terjedésnél pedig a lejtőszög növekedésével exponenciálisan emelkedik. Több tűzveszélyességi modell a lejtőszög ugyanilyen hatásával számol, de az eredményeket kísérleti tapasztalatok is alátámasztják [VIEGAS és NETO 1991, VIEGAS 1998]. Felfelé terjedésnél a lángnyelv profilja széthúzódik, talajjal bezárt szöge csökken, mely a radiáció fokozásával növeli a terjedési sebességet [ROTHERMEL 1972, MORANDINI et al. 2001, SIMEONI et al. 2001]. A lejtőszög hatása némileg hasonló a szélesebbességéhez, azonban a lejtőszögnél a megnövekedett radiáció, és nem a konvekció érvényesül. A lejtős térszínen terjedő tűz sebessége és a lejtőszög közötti kapcsolat is a szélesebbesség hatását leíró összefüggéssel analóg, $V = V_0(1 + \varphi_s)$ egyenlettel írható le (V_0 a sík terepen mért terjedési sebesség, φ_s a lejtőszögtől függő koefficiens), a kísérleti úton meghatározott φ_s értékek [SANTONI és BALBI 1998, BOBOULOS és PURVIS 2009] pedig szintén jól megfeleltethetők a McArthur-modell eredményei alapján számított értékeknek. Eredményeink alapján, 30°-os lejtőszögnél felfelé a terjedési sebesség a sík terepen mérhető sebesség nyolcszorosa. *Pinus* fajok tűavarjának laboratóriumi és terepi égetéses kísérletei során a lejtésviszonyok hasonló változtatásakor általában 5–8-szoros sebességnövekedésről számolnak be [VIEGAS et al. 1994, SANTONI és BALBI 1998, GONZALEZ et al. 2008], más eredmények alapján azonban a sebesség változása a 8–10-szeres értéket is elérheti a kísérleti körülmények (pl. avar nedvességtartalma és térfogattömege) függvényében [MORANDINI et al. 2001].

A McArthur-modell által prediktált, konkrét terjedési sebességek szakirodalmi adatokkal történő összehasonlítása csak ritkán lehetséges, mivel a modellezéshez szükséges bemenő adatok közül egy vagy több (pl. relatív légnedvesség) leírása az irodalmi forrásokból általában hiányzik. SANTONI és BALBI [1998], valamint MORANDINI és mtsai [2001] *Pinus pinaster* és *P. halepensis* avarjának égetésekor 0,16–0,30 km/h közötti terjedési sebességeket mértek 4000 kg/ha tömegű szárított (szárazsági faktor = 10) tűavaron, 20 °C hőmérsékleten, szélhatás nélkül, 30°-os lejtőszög mellett. Hasonló intervallumú terjedési sebességet regisztráltak a szélesebbesség vizsgálatakor, 12000 kg/ha avartömegnél, 10°-os lejtőszög és 11 km/h szélesebbesség mellett. A mért terjedési sebességek szinte teljesen megegyeznek a McArthur-modell által kalkulált értékekkel abban az esetben, ha – az előbb említett szerzők által le nem írt – légnedvesség értékét a modellben a legnagyobb valószínűséggel fennálló 30–70% között változtatjuk.

Saját eredményeink és a szakirodalmi forrásokban közölt adatok összevetése alapján elmondható, hogy a McArthur-modell más modellekhez hasonlóan írja le az avartömeget, a meteorológiai tényezőket, a szárazsági viszonyokat és a lejtőszög kapcsolatát a tűzveszélyességgel és a tűz jellemzőivel. Eredményeink a fenyőavarral kapcsolatos laboratóriumi és terepi kísérleti tapasztalatokkal is összhangban állnak. Ezek alapján megállapíthatjuk, hogy McArthur modellje alkalmas európai fenyvesek tűzveszélyességének vizsgálatához, de az eredmények hitelességének bizonyos fokú ellenőrzésére gondot kell fordítani. Más – Európában és Észak-Amerikában elterjedtebb – modellek alkalmazásával szemben a kapott eredmények pontossága csekélyebb lehet, de a McArthur-modell kis adatigénye és egyszerű használata ezt a hátrányt kompenzálhatja.

5.1.4. Lombelegyes állományok avarmennyeisége és tűzveszélyessége

A lombelegyes feketefenyvesekben akkumulálódott tű + lombavar frakció, valamint a tobozavar tömege a feketefenyő elegyarányának növekedésével emelkedett, míg az ágavar esetén szignifikáns változást nem mutattunk ki (9. ábra).

Hazai fenyvesek avarprodukcíójára vonatkozóan nem álltak rendelkezésre szakirodalmi adatok. Jó termőhelyű, 57 éves, kelet-ausztriai feketefenyvesekben BÖHMERLE (1906) [hiv. BRAY és GORHAM 1964] 3500–3800 kg/ha éves avarprodukción mutatott ki, a közép-európai *Pinus* állományokban folytatott avarprodukción tanulmányok pedig a különböző korú fenyvesek esetén (termőhelyi és klimatikus viszonyoktól függően) általában 1900–3900 kg/ha éves avarprodukción számolnak be [BRAY és GORHAM 1964]. A hazai középhegységek lomberdeiben az avarprodukción többnyire a fenyvesekre jellemző értéket meghaladóan, 3400–5600 kg/ha között változik [JÁRÓ 1958, ISÉPY 1974, TÓTH et al. 1985], így a fenyőaránnyal együtt növekvő avartömeg nyilvánvalóan a tűavar – korábban már tárgyalt okokból eredő – lassúbb lebomlásának köszönhető. Erre utal az is, hogy a nagyobb arányban (kb. 60–80%) lombosfákat (többnyire *Quercus cerris* és *Q. petraea*) tartalmazó mintaterületeken a tűavar mennyisége szemmel láthatóan meghaladta a lombavarét, ezért a mért avartömegek is magasabbak voltak az elegyarány alapján várható értéknél. Emellett a vizsgált elegyes állományok többségének körlepősszege is magasabb volt, mint a 60–80 éves elegyetlen fenyveseké (ez a többfajú erdők jobb termőhely-hasznosítását is igazolja). Eredményeinkkel összhangban, XU és HIRATA [2002] lombhullató fafajokkal változó mértékben elegyes *Pinus luchuensis* állományok vizsgálata során megállapította, hogy a lombosfa-arány növekedésével az állomány éves avarprodukciónja növekszik, ugyanakkor a felhalmozódott avar mennyisége csökkenő tendenciát mutat. Terepi mérésekkel kimutatták, hogy az avar lebomlási rátája jelentősen nő a lombavar arányának növekedésével, és ennek köszönhető a – növekvő avarprodukción ellenére is – csökkenő akkumuláción.

A gyorsabban bomló lombavar jelenléte hatással lehet a tűavar lebomlási sebességére is (és viszont). A kevert avarok lebomlási sebességét a különböző facilitációs és inhibíciós folyamatok határozzák meg, melyek eredménye a faji minőség (kémiai összetétel) mellett az avartípusok arányától, a kialakuló lebontó közösség jellegétől és a környezeti tényezőktől (pH, csapadék- és hőmérsékletviszonyok) is függ [GANJEGUNTE et al. 2005, SONG et al. 2010]. Lombosfák (túlnyomórészt tölgyek) avarjával elegyes *Pinus*-tűavar lebomlásának vizsgálatai egyes esetekben a lombavar jelenlétének kedvező hatását és a tűavar gyorsabb bomlását mutatták ki [POLYAKOVA és BILLOR 2007, LI et al. 2009], más vizsgálatok ugyanakkor a tűavar gátló hatásáról és a lombavar lebomlási sebességének csökkenéséről számolnak be [PÉREZ-SUÁREZ et al. 2012]. Saját eredményeink (az elegyarány függvényében lineárisan változó avartömeg) alapján – a lebomlási sebesség mérésének hiányában – nem következtethetünk sem a facilitációs, sem az inhibíciós folyamatok uralkodó szerepére az avar lebomlása során.

A felhalmozódott éghető anyag mennyiségének csökkenése a lombelegyes fenyvesek kisebb fokú tűzveszélyességét eredményezi: a lombosfák arányának növekedésével csökken a lángmagasság, a terjedési sebesség és az üszökvetési távolság (10. ábra), amely megkönnyíti a tűz elleni védekezést és csökkentheti az érintett terület nagyságát. 50%-os elegyaránynál az éghető anyag mennyisége kb. 30%-kal kisebb, mint az elegyetlen állományokban, mely a terjedési sebességet is hasonló mértékben mérsékli. A kedvező hatáshoz hozzájárul a kevert avar tűavarénál lassúbb kiszáradása (alacsonyabb szárazsági faktor), valamint a koronatűz valószínűsíthető elmaradása is. A fenyő monokultúrák telepítésével járó tűzveszélyre és a lombelegyedés e tekintetben kedvező hatására hazánkban már TÓTHI SZABÓ (1880) [hiv. TAMÁS 2001] és NYITRAY (1913) [hiv. TAMÁS 2001] korai tanulmányai, valamint az alföld fásításának kapcsán MAGYAR [1960] is felhívták a figyelmet.

5.2. Invazív fajok vizsgálata

5.2.1. A magbankok jellemzői

A feketefenyvesben mindhárom vizsgált invazív faj (*Robinia pseudoacacia*, *Gleditsia triacanthos*, *Asclepias syriaca*) talajmagbankját kimutattuk. Inváziós szempontból az akác magbankjának kiemelt jelentősége van, így e szempontból ez a faj a leginkább kutatott.

Az akác magbankjának denzitása a vizsgált feketefenyvesekben 640–2285 db/m² között változott, átlagosan kb. 1400 db/m² volt (11/A ábra) [CSERESNYÉS 2010, CSERESNYÉS és CSONTOS 2012b]. SIMKÓ és CSONTOS [2009] budapesti parkok akácfaí alatt ennél alacsonyabb, átlagosan 871 db/m² magdenzitást, és – a mechanikai szkarifikáció után – saját eredményünkkel (93,5%) szinte teljesen megegyező, 95%-os csírázási arányt mutatott ki. Japánban folytatott ökofiziológiai kutatások során is hasonló, 92–98%-os csírázóképeséget állapítottak meg [MASAKA és YAMADA 2009, MORIMOTO et al. 2010]. Kiterjedt vizsgálatok 96%-os csírázási arányt és tág határok közt változó, 2000–12000 db/m² magbank-denzitást mutattak ki hazai akácokban [MARJAI 1995b]. Utóbbi esetben a vizsgált akácültetvények monodomináns jellege eredményezhette a saját eredményeinkhez viszonyítva esetenként jelentősen nagyobb magbank-denzitást. Vizsgálatainkat a feketefenyvesekben magányosan álló akác példányok koronája alatti talajból végeztük, így az esetlegesen nagyobb távolságra jutott magvak mennyiségét nem ellensúlyozhatta a szomszédos egyedek magszórása.

Az akác magbankját mindkét talajrétegben megtaláltuk, ami megfelel MARJAI [1995a,b] és CSISZÁR [2004] korábban közölt eredményeinek. A magvak átlagosan 82,7%-át találtuk a felső 6 cm-es talajrétegben (11/B ábra), ami beleillik a MARJAI [1995a,b] által meghatározott 60–90%-os intervallumba. Mivel a magvak mélyebb talajrétegbe történő eltemetődése meglehetősen időigényes folyamat, ezért az alsó (6–12 cm) talajréteg magtartalmának teljes magbankhoz viszonyított aránya a nagyobb bazális területű, idősebb akác egyedek alatti talajban volt magasabb (11/E ábra). Az alsó talajréteg két esetben kiugróan magas magtartalma valószínűleg lokális bolygatásra (nagytestű vadak, emberi tevékenység) vezethető vissza. Ez a zavarás nemcsak a magvak eltemetődését segítheti elő, hanem egyes esetekben a magbank-profil inverziójához is vezethet [CSONTOS 2001b, 2007].

Az alsó talajrétegből kinyert magvak csírázási aránya (95,6%) magasabb volt, mint a felső rétegben találtaké (93,1%). Ennek valószínűsíthető oka, hogy a talaj mélyebb rétegeiben a hosszú távú magtúléléshez kedvezőbb környezeti viszonyok alakulnak ki [WITKOWSKI és GARNER 2000, FENNER és THOMPSON 2005], illetve, hogy az életképtelen (léha) magok korhadása vélhetően gyorsabb. Az életképes magok életidejét növeli, hogy a bennük található antibakteriális proteineknek köszönhetően a fitopatogénnel szemben is ellenállóak [TALAS-OĞRAŞ et al. 2005]. A magbank denzitásának korfüggő növekedését egyrészt az idősödő egyedek magasabb magtermelése, másrészt a keményhéjú magvak hosszú távú akkumulációja okozhatja [MARJAI 1995b]. Az akác egyedek fekunditása általában 40–50 éves korban csökkenésnek indul, azonban a talajmagbank denzitása tovább növekedhet az életképességüket akár 40 évig is megőrző, dormans magvak folytatódó felhalmozódásának köszönhetően [TOOLE és BROWN 1946, MASAKA et al. 2010].

A lepényfa magbankját szintén minden vizsgált talajmintából kimutattuk, a magbank átlagos denzitása 1168 db/m² volt, a magok 96,7%-a bizonyult csírázóképesnek. Hasonló mélységű mintavételezéssel SIMKÓ és CSONTOS [2009] budapesti parkokban átlagosan 633 db/m² magdenzitást és 94% körüli csírázási arányt állapított meg. Dél-amerikai vizsgálatok a

lepényfák igen magas egyedenkénti magprodukciónak (14000–25000 mag/év) mutatták ki, ugyanakkor a szoliter példányok alatt talált talajmagbank nagysága nem haladta meg a 92 db/m² értéket, a csírázóképeség pedig a 88%-ot [MAZIA et al. 2001, MARCO et al. 2002, FERRERAS és GALETTO 2010]. Mindezek alapján a feketefenyvesekben talált talajmagbank nagysága jelentősnek nevezhető. Esetünkben a magok csírázási aránya – az akácmagvaknál tapasztaltakkal összehangban – magasabb volt az alsó talajrétegben (98,2%), mint a felsőben (96,5%). A lepényfa magbankjának denzitása, ily módon a mélyebb talajrétegben található magvak aránya azonban független volt a fák bazális területétől. Ugyanakkor az idősebb komáromi fenyvesben a magbank-denzitás nagyobb volt, ami szintén az idővel növekvő magbankra enged következtetni. A magbank-méret és a bazális terület közötti összefüggés hiányát SIMKÓ és CSONTOS [2009], valamint MARCO és PÁEZ [2000] is tapasztalta. Utóbbi tanulmány a jelenséget a lepényfavirágzatok számának, így a magprodukciónak is jelentős mértékű, évek közötti vagy néhány éves ciklusokban történő ingadozásával magyarázza, és saját eredményeinkhez hasonlóan, a regresszióvizsgálatok során 0,18–0,30 közötti R²-értékeket állapít meg.

A magbank mellett a fák bazális területétől szintén független nagyságú – átlagosan 1,44 egyed/m² denzitású – csemetebank jelenlétét is kimutattuk. A csemetebank kialakulását SIMKÓ és CSONTOS [2009] parkok idős lepényfái alatt is megfigyelték. Vegetációdinamikai vizsgálatok támasztják alá, hogy e sűrű újulat jelenléte a faj gyors térhódítását teszi lehetővé zavarást (erdőtűz vagy lékképződés) követően, így esetenként a magbanknál is nagyobb jelentősége lehet az invázió során [CANNAS et al. 2003].

A homokterületekre telepített feketefenyvesekben a selyemkóró magbank-kialakító képességét is igazoltuk. A két mintaterületen kimutatott, 45 db/m², illetve 100 db/m² magbank-denzitás a talaj felső (0–6 cm) rétegre korlátozódott, az alsó (6–12 cm) talajrétegben talált magok egyike sem csírázott. A magbank nagysága pozitívan korrelált a selyemkóró állománysűrűségével (12. ábra), minkét érték az idősebb feketefenyvesben (Csévharaszt '68B' erdőrészlet) volt magasabb.

A magok átlagosan 15%-a volt csírázóképes, a két mintaterületen jelentős különbséggel (9,2% és 21%). Az alacsony csírázási arány oka, hogy az életképes magvak jelentős része a magszórás követő tavaszon kicsírázik, a dormancia pedig csak egyes esetekben (pl. túl mélyre temetődés miatt) marad fenn. CSONTOS [2001a, 2005] vizsgálatai kimutatták a selyemkóró magvainak hosszú élettartamát: a 7 éves magtétélek csírázási aránya 3,2–20% között variált. Terepi magbank-vizsgálatok és eltemetéses laboratóriumi kísérletek eredményei szerint a csírázási arány 0,5–2 cm-es talajmélységből a legnagyobb, a felszínen lévő, illetve a 7–8 cm-nél mélyebben elhelyezkedő magvak csírázása nem indul meg [BHOWMIK 1978, YENISH et al. 1996]. A selyemkóró eltemetődött magvainak viszonylag alacsony csírázási képességét a fajra jellemző jelentős magprodukciónak ellensúlyozza. A magprodukciónak HORVÁTH [1984] 1068 db-nak találta növényegyedenként, BHOWMIK és BANDEEN [1976] pedig 86 milliós hektáronkénti magmennyiségről számolt be. Pest megyei parlagterületek kiterjedt selyemkóró-állományaiban végzett vizsgálataink is hasonló nagyságú, 70–100 millió db/ha magprodukciónak igazoltak [BÓZSING és CSERESNYÉS 2006, CSONTOS et al. 2009]. Ilyen mértékű magprodukciónak még alacsony csírázási arány mellett is tekintélyes magmennyiséget képvisel, mely a rendkívül jó vegetatív szaporodási képességgel kiegészülve biztosítja a faj terjedését és a populációk bolygatásokat követő gyors regenerációját [VARGA 2003, CSONTOS 2005].

5.2.2. A magbank potenciális szerepe a fenyvesített területeken

Az invazív fajok terjedését a különböző eredetű diszturbanciák is elősegítik. A rendszerint szuboptimális termőhelyekre telepített feketefenyvesekben lezajló pusztulási folyamatok,

erdőtüzek vagy erdészeti gyérítések kedvező körülményeket teremtenek az özönnövények elterjedéséhez. Kelet-Ázsiában rendszeresen megfigyelt jelenség a XIX. sz. második felében betelepített akác térhódítása az őshonos *Pinus thunbergii* állományokban, valamint természetes lombhullató erdőkben, elsősorban a zavarásnak leginkább kitett, erősen urbanizált területek környékén [MAEKAWA és NAKAGOSHI 1997, LEE et al. 2004, SONG et al. 2005, TANIGUCHI et al. 2007, MORIMOTO et al. 2010]. Az akác a zárt koronaszintű fenyvesekben is jól fejlődik [MAGYAR 1960], de a fenyőállomány záródásának lokális csökkenésekor vagy erdőtüzet követően még inkább elszaporodik [AGÓCS 1995, CSILLAG 2006, GILS et al. 2010]. A faj nitrogénkötése következtében megváltozó talajviszonyok a nitrofil gyomok és egyéb invázorok elterjedésének kedveznek [TOBISCH et al. 2003, RICE et al. 2004, RAHMONOV 2009], de az erős árnyalás és nedvességelvonás közvetlenül is gátolják az őshonos flóra (különösen egyes tölgyfajok) regenerációját [TANIGUCHI et al. 2007, JUNG et al. 2009]. Az akác magbankjának nagysága és a mélyebb talajrétegbe jutott magvak aránya is növekszik a fa bazális területével (*II/C–E ábra*), így spontán elakácosodásra elsősorban az idős akác egyedek által elfoglalt területeken számíthatunk.

A lepényfa gyors invázióját legtöbbször tarvágások és erdőtüzek után észlelték, de természetes gyepekben is megfigyelték a vegetáció leégését követő gyors kolonizációját és sűrű állománnyá fejlődését [MARCO et al. 2002, MAZIA et al. 2010]. Az akác és a lepényfa magvainak fizikai dormanciája hőhatásra feloldódik, így a feketefenyves leégését követően ezek az özönnövények magbankjukból gyorsan felújulhatnak [MARJAI 1995b, RICHARDSON és KLUGE 2008, MASAKA és YAMADA 2009, MARINGER et al. 2012]. A tűzadaptáció e formáját a selyemkórónál nem mutatták ki, de az erdőtüzek vagy lékképződés következtében kialakuló, fényben gazdag környezet, a tápanyag-feldúsulás és a kompetíció hiánya kedvező viszonyokat teremt e faj növekedésének és tömeges elszaporodásának is [VARGA 2003, BAGI 2004]. A selyemkóró azáltal, hogy a homokvidékek feketefenyveseiben is szaporodóképes, azokon keresztül átterjedhet a mozaikos tájak újabb fátlan részeire is, ahol inváziós képessége kiteljesedhet. Így a feketefenyvesek a selyemkóró számára ugyanolyan „stepping stone” habitatok lehetnek, mint pl. a felhagyott szőlőterületek [CSONTOS et al. 2009].

Az elmúlt évtizedekben lassan megindult Magyarországon az őshonos társulások legalább részleges restaurációja a feketefenyvesek helyén, főként a védett természeti területeken [KESZTHELYI 1995]. Az őshonos fajok rekolonizációja a közeli természetes erdő- vagy gyepevegetációból rendszerint lassú, még abban az esetben is, ha a megfelelő propagulumforrás a környező területen rendelkezésre áll [MATLACK 1994, RYDGREN et al. 1998, DIACI 2002, TAMÁS és CSONTOS 2006]. A társulás regenerációjában kiemelt szerepet kapnak a helyszínen talajmagbank formájában jelen lévő propagulumok. A természetes vegetáció fajai azonban a magbankból fokozatosan eltűnnek [CSONTOS et al. 1996, AUGUSTO et al. 2001, MATUS et al. 2003], helyüket idővel az özönfajok nagy denzitású, perzisztens magbankja veszi át. Az invazív fajok (különösen az akác) magvainak csírázása akár évtizedekig is elhúzódhat, jelentősen nehezítve a feketefenyőtől mentesített területen az őshonos flóra regenerálódását. Az adventív fajok gyors elterjedését – a magbank mellett – hatékony vegetatív szaporodásuk is elősegíti, így a kívánt természetes vegetáció helyett egy újabb tájidegen, ráadásul invazív faj állománya jöhet létre, melynek jelenléte a feketefenyvesénél is károsabb. Mindezek következtében a feketefenyvesek lecserélésekor (és azt megelőzően is) az invazív fajok elterjedésének megakadályozására fokozott figyelmet kell fordítani a sikeres élőhely-restauráció érdekében.

5.3. Feketefenyővel rekultivált külfejtések aljnövényzete

5.3.1. A vegetáció jellege és a fenyőborítás hatása

Mind a rekultivált dolomit-, mind a bauxitfejtők egyes mintaterületein egymástól igen eltérő jellegű vegetációtípusok alakultak ki a feketefenyves alatt, melyek különbségeit az eltérő domináns fajok (4–5. táblázat), illetve (kevés esettől eltekintve) a vizsgált csoporttömegeloszlások szignifikáns különbségei is mutatják (16–17. ábra) [CSERESNYÉS és CSONTOS 2012a].

Mindhárom dolomitfejtő rekultivációja közel egy időben (21–24 évvel a cönológiai felvételezés előtt) történt, így a szukcesszió nagyjából azonos ideje zajlott. A balatongyöröki területen rögzítettük a legalacsonyabb összes fajszámot és borítást, továbbá e terület Shannon-diverzitása is szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a másik két külfejtésé. Ugyanakkor, mivel a területet többségében a sziklagyepre és karsztbokorerdőkre (is) jellemző természetes kompetitorok és generalista fajok borították (a ruderális és tájidegen fajok csekély aránya mellett), a természetességi értékek kvázi-átlaga magas (4,19) volt. A legnagyobb fajszámú, borítású és diverzitású vonyarcvashegyi külfejtés növényzetében az előzőnél több specialista és kevesebb tájidegen fajt mutattunk ki, a fajok dominanciaviszonyai is egyenletesebbek voltak. A természetességi értékek kvázi-átlaga Balatongyörökéhez hasonló értéknek (4,05) adódott. Gyenesdiás közepes fajszámú, borítású és diverzitású növényzete mindezeketől lényegesen eltért: a vegetációban a zavart termőhelyekre jellemző és társulásközömbös fajok, főként őshonos ruderális kompetitorok és tájidegen elemek voltak meghatározók, a dolomitfajok borításának jelentős visszaszorulása mellett. A vegetáció kedvezőtlen összetételét az igen alacsony természetességi érték (kvázi-átlag: 0,81) is mutatja. A területek növényzete közötti eltéréseket a propagulumforrások különbségei, valamint az eltérő mértékű humán zavarás is okozhatta.

A bauxitfejtők rekultiválásának ideje tágabb határok közt változik, így a három terület növényzete különböző szukcessziós stádiumoknak is tekinthető. A szöci állomány a vizsgálatkor mindössze 6 éves volt, így a feketefenyő egyenletesen alacsony (10–15%) borítása az aljnövényzet egyenletesen magas (95% körüli) borításával párosult. A magas borítás ellenére e terület fajszáma, diverzitása és egyenletessége volt a legalacsonyabb, ami főként a *Solidago gigantea* és a *Calamagrostis epigeios* jelentős (összesen 60%-os) borításával magyarázható. A fajkészlet fennmaradó része is többnyire társulásközömbös, vagy zavart termőhelyekre jellemző, így e terület természetességi értéke a legalacsonyabb (kvázi-átlag: –0,87). A 15 éves nagygyeházi rekultiváció aljnövényzetében a tájidegen fajok aránya lényegesen kisebb, de a vegetációban szintén a társulásközömbös fajok (zavarástűrők és őshonos ruderális kompetitorok) dominálnak, a természetességi érték alig magasabb a Szöcön számítottnál (kvázi-átlag: –0,55). A legidősebb (20 éves) sáskai fenyves aljnövényzetének fajszáma, diverzitása és egyenletessége a legmagasabb. A zavarástűrő és társulásközömbös fajok mellett itt már számottevő a lomberdei fajok részesedése. A ruderális és adventív kompetitorok még jelen vannak, de a szociális magatartási típusok közül már a generalisták uralkodnak, hozzájárulva egy sokkal kedvezőbb természetvédelmi-érték spektrum kialakulásához (a természetesség kvázi-átlaga: 2,18).

A dolomitfejtőkben a feketefenyő borításának növekedése csökkentette az aljnövényzet borítását, fajszámát és Shannon-diverzitását (15. ábra). Bizonyos fajok kizárólag az alacsony fenyőborítású (<30%) kvadrátokban fordultak elő (pl. *Anthericum ramosum*, *Cardaminopsis arenosa*, *Carex caryophylla*, *Helianthemum nummularium*, *Hippocrepis comosa*, *Muscari racemosum*), mások közepes fenyőborítás (40–65%) mellett is megtalálhatóak voltak (pl. *Campanula sibirica*, *Carex liparicarpos*, *Koeleria cristata*, *Linum tenuifolium*, *Potentilla*

arenaria, *Teucrium chamaedrys*, *Thymus odoratissimus*). Magas fenyőborítású (70–90%) kvadrátokban is jelen volt pl. az *Anthyllis vulneraria*, *Bromus pannonicus*, *Fraxinus ornus*, *Globularia punctata*, *Poa bulbosa*, *Sanguisorba minor*, *Scabiosa ochroleuca*, de kisebb egyedszámban a *Calamagrostis epigeios* és a *Solidago gigantea* példányait is megfigyeltük. Utóbbi kvadrátok fajai közül egyesek jelenléte a fák koronavetületei közötti jobb fényellátottságú területekre korlátozódott (*Bromus pannonicus*, *Poa bulbosa*, *Scabiosa ochroleuca*), a többi faj azonban a tülevéllel fedett, erősebben árnyalt részeken is megtalálható volt.

A dolomitvegetáció fajszámának, diverzitásának és textúrájának feketefenyő hatására bekövetkező változásaira BÓDIS [1993] – szintén a Keszthelyi-hegység déli részén végzett – korábbi munkája is felhívja a figyelmet. A szerző a feketefenyő hatásának növekedésével hasonló reakciót mutató fajcsoportokat különített el, megnevezve a különböző érzékenyséű fajokat. A BÓDIS [1993], valamint CSONTOS és mtsai [1996] által a feketefenyőre érzékenynek talált növényfajok számottevő részét saját vizsgálataink sem mutatták ki a rekultivált területeken (pl. *Fumana procumbens*, *Stipa eriocaulis*, *Paronychia cephalotes*). Más fajok érzékenységét (nagyobb fenyőborítású kvadrátokból való eltűnését) szintén alátámaszthatjuk (pl. *Euphorbia seguierana*, *Filipendula vulgaris*, *Teucrium montanum*). Ugyanakkor – BÓDIS [1993] megfigyeléseivel szemben – a *Linum tenuifolium* és a *Sanguisorba minor* virágzó példányait a feketefenyővel sűrűn borított, tűavarral fedett területeken is megtaláltuk. A dolomitra telepített feketefenyvesekben a *Fraxinus ornus* általunk is tapasztalt terjedése és gyors növekedése („elkőrisedés”) szintén ismert jelenség [BORHIDI 1956, SZABÓ 1987, TÖRÖK 1991].

A bauxitfejtők aljnövényzetének borítása és fajszáma egyaránt csökkent a fenyőborítás növekedésével, a diverzitásban viszont nem tapasztaltunk változást (15. ábra). Bizonyos fajok jól tolerálták a feketefenyő magas (70%<) borítását (pl. *Agrimonia eupatoria*, *Brachypodium sylvaticum*, *Clinopodium vulgare*, *Dactylis glomerata*, *Quercus cerris*, *Scabiosa ochroleuca*), mások viszont csak a kevésbé záródó állományrészekben voltak jellemzők (pl. *Fragaria vesca*, *Galium mollugo*, *Leucanthemum vulgare*, *Prunella vulgaris*, *Veronica chamaedrys*). A fenyőborítás és az aljnövényzet diverzitása közötti összefüggés hiánya azzal magyarázható, hogy az alacsony fenyőborítású kvadrátok túlnyomó részében (főként Szócön, de emellett Nagyegyházán is) a *Calamagrostis epigeios* és a *Solidago gigantea* jelentős elszaporodása számottevően csökkentette az egyenletességet és a diverzitást.

A feketefenyő vegetációra gyakorolt hatását a különböző (alacsony, közepes és magas) fenyőborítású kvadrátok növényzetének szociális magatartás típus, Raunkiaer-életforma és cönoszisztematikai besorolás alapján felvett csoporttömeg-eloszlásai is mutatják (18. ábra). A fenyőborítás növekedésével visszaszorul számos természetes zavarástűrő (pl. *Centaurea biebersteinii*, *Medicago lupulina*, *Picris hieracioides*) és gyomfaj (pl. *Melilotus officinalis*, *Odontites rubra*), valamint őshonos ruderális kompetitor (pl. *Calamagrostis epigeios*, *Cirsium arvense*) és adventív elem (*Erigeron annuus*, *Solidago gigantea*). A változás nyomon követhető a Raunkiaer-spektrumban is: a fenti szociális magatartás típusú fajoknál gyakori hemiterofita és terofita életforma aránya csökken (a hemikriptofitonok arányának csökkenése jórészt a *Calamagrostis epigeios* és a *Solidago gigantea* kiszorulásával magyarázható). A cönoszisztematikai besorolás alapján felvett eloszlásban látható a társulásközömbös és a zavart termőhelyekre jellemző fajcsoportok fogyatkozása. E növények helyét a fenyőborítás növekedésével mindinkább a természetes kompetitorok (dolomiton pl. *Bromus pannonicus*, *Fraxinus ornus*, *Genista pilosa*; bauxitfejtőkön pl. *Poa nemoralis*, *Quercus cerris*) és a generalisták veszik át (dolomiton pl. *Anthyllis vulneraria*, *Dorycnium herbaceum*, *Sanguisorba minor*; bauxitfejtőkön pl. *Brachypodium sylvaticum*, *Crataegus monogyna*, *Clinopodium vulgare*, *Ligustrum vulgare*). Ennek köszönhetően a fenyőborítással növekszik a fanerofita életforma csoporttömege, a cönoszisztematikai besorolás eloszlásában pedig a gyepekre és lombdökre jellemző fajok részesedése.

A fenyőborítás hatása ily módon két szempont szerint értékelhető. Egyrészt a növekvő fenyőborítás az aljnövényzet borításának és fajszámának csökkenését eredményezi, amely a dolomitfejtőknél a Shannon-diverzitás csökkenésével is jár. Másrészt viszont a sűrűbb fenyőállomány alól erőteljesebben szorulnak ki a természetvédelmi szempontból káros vagy kevésbé értékes fajok, mint a potenciális vegetáció fajai, így a kialakuló növényzet természetvédelmi értéke nő. A rekultivált bauxitfejtők nagyobb fenyőborítású kvadrátaiban számottevően nagyobb a természetes lombkeres fajok száma és relatív borítása. E megfigyelés másik lehetséges oka, hogy a felvételezett, sűrűbben záródott erdőrészeket főként az idősebb nagygyeházi, de főként a sáskai mintaterületen találhatók, ahol – a korábban végrehajtott rekultivációnak köszönhetően – több idő állt rendelkezésre az erdei fajok térhódításához.

5.3.2. A rekultivált dolomitfejtők aljnövényzete

A vizsgált ökológiai mutatók tekintetében mindhárom rekultivált dolomitfejtő növényzete szignifikánsan különbözik a FEKETE [1966] által tanulmányozott természetes *Cotino–Quercetum pubescentis* társulásokétól (11. táblázat `A`). Utóbbi asszociációkban jelentős a – rekultivált dolomitfejtőkből többségében hiányzó – specialista fajok (pl. *Carex alba*, *Cotinus coggygria*, *Piptatherum virescens*, *Stipa spp.*) részesedése, elenyésző viszont az őshonos ruderalis és az adventív fajok aránya. A természetes karsztbokorerdő Raunkiaer-spektrumában a terofita fajok csoporttömege kisebb, a geofita fajok részesedése pedig nagyobb, mint a rekultivált területeken. A cönoszisztematikai besorolást tekintve a *Cotino–Quercetum pubescentis* társulásban alig található zavart termőhelyekre jellemző fajok, a lombkeres, valamint a cserjések, bokorerdő fajai viszont nagyobb arányt képviselnek (pl. *Geranium sanguineum*, *Inula conyza*, *Lithospermum officinale*, *Origanum vulgare*).

A homogenitásvizsgálatok alapján a balatongyöröki állomány Raunkiaer- és cönoszisztematikai besorolás spektruma közelíti leginkább a természetes társulásokét. Ugyan a dolomitfejtők közül e területen mutattuk ki a legalacsonyabb fajszámot és diverzitást, de a domináns és kísérőfajok jelentős része egyaránt a természetes dolomittársulások jellemző eleme (így a vegetáció természetességi értéke is magas). Természetességi érték (szociális magatartás típus) tekintetében Vonyarcvashegy fajgazdag, nagy diverzitású állományának összetétele szintén kedvező, egyrészt a specialista fajok nagyobb arányú jelenlétének, másrészt az őshonos ruderalis és adventív kompetitorok alárendelt szerepének köszönhetően. A gyenesdiási dolomitfejtő növényzete – a tájidegen özönnövények, őshonos gyomok és zavarástűrő fajok eluralkodása miatt – mindhárom ökológiai mutató tekintetében a legnagyobb eltérést mutatja a természetes karsztbokorerdő-társulástól (ezt a természetességi érték alacsony kvázi-átlaga is alátámasztja).

A feketefenyővel rekultivált dolomitfejtők növényzetében a dolomitsziklagyepek, sziklafüves lejtők és karsztbokorerdő számos faja megjelent (pl. *Bromus pannonicus*, *Cotinus coggygria*, *Euphorbia seguierana*, *Festuca pallens*, *Fraxinus ornus*, *Globularia punctata*, *Helianthemum nummularium*, *Koeleria cristata*, *Polygala amara*, *Teucrium montanum*), ugyanakkor a Keszthelyi-hegység és a Balaton-felvidék e vegetációtípusainak jellemző, gyakran védett fajai jórészt hiányoztak. Ide sorolható a SZABÓ [1987] által a Keszthelyi-hegység dolomittársulásaiban konstans vagy szubkonstans fajként feljegyzett *Biscutella laevigata*, *Fumana procumbens*, *Scorzonera austriaca*, *Stipa spp.*, *Onosma visianii* és több akcesszórius vagy akcicens faj (pl. *Astragalus vesicarius*, *Coronilla coronata*, *Daphne cneorum*, *Jurinea mollis*, *Paronychia cephalotes*, *Primula auricula*). DEBRECZY [1973], valamint PENKSZA és mtsai [1996] balaton-felvidéki *Cotino–quercetum pubescentis* társulásokban végzett ökológiai munkájuk során szintén nagyszámú, botanikai szempontból értékes – és a rekultivált területekről

hiányzó – faj előfordulását közlik (a már említetteken túl pl. *Allium moschatum*, *Dictamnus albus*, *Pulsatilla pratensis* ssp. *nigricans*, *Vinca herbacea*).

Cönológiai felvételezéseink során mindössze két védett fajt találtunk: a *Linum tenuifolium* mindhárom állományban jelen volt, a *Coronilla vaginalis* néhány tövét pedig csak Vonyarcvashegyen találtuk meg. Megemlítendő ezen kívül a *Cardaminopsis petraea* előfordulása (négy gyenesdiási kvadrátban), melyet BORHIDI [1993] értékskálájában a ritka specialisták (*Sr*) közé sorol. A *Coronilla vaginalis* és a *Cardaminopsis petraea* Gyenesdiás környéki előfordulását SZABÓ [1987] is kiemeli.

A rekultivált dolomitfejtők növényzete nemcsak a potenciális vegetációval szemben mutat jelentős eltérést, hanem szignifikánsan különbözik a feketefenyő leégését követő regenerációs szukcesszió során kialakult vegetációtól is (*11. táblázat 'D'*) [TAMÁS és CSONTOS 2006]. Az akcicens fajként jelenlévő *Erigeron annuus* kivételével az erdőtűz után regenerálódott társulásból hiányoznak a tájidegen növényfajok, az őshonos ruderalis kompetitorok csoporttömegét pedig főként a *Calamagrostis epigeios* teszi ki. Az északi lejtőn a természetes kompetitorok, déli kitétségnél a generalisták csoporttömege a legmagasabb. Mindkét kitétségen megtalálhatók a főként vagy kizárólag dolomittársulásokra jellemző specialista fajok (pl. *Biscutella laevigata*, *Coronilla vaginalis*, *Dianthus plumarius* ssp. *regis-stephani*, *Draba lasiocarpa*, *Poa badensis*, *Seseli leucospermum*, *Stipa eriocaulis*), melyek a déli fekvésű kvadrátokban viszonylag nagy borításarányt is képviselnek (e fajok közül a rekultivált külfejtések növényzetében csak a *Coronilla vaginalis* fordult elő). A Raunkiaer-spektrumban – a gyom jellegű fajok alárendeltes szerepe miatt – alacsony a terofita csoport aránya. A fanerofitonok csekély részesedése (északi kitétség) vagy hiánya (déli kitétség) főként a *Fraxinus ornus* alacsony borításának vagy teljes hiányának köszönhető. Ebben szerepet játszhat, hogy a leégett terület potenciális vegetációja dolomitsziklagyep [TAMÁS és CSONTOS 2006], míg a rekultivált dolomitfejtők inkább karsztbokorerdő. A rekultivált területek cönoszisztematikai besorolás szerinti csoporttömeg-eloszlásában ily módon magasabb a lomberdei fajok aránya, illetve – a gyom jellegű fajok nagyobb szerepe miatt – a zavart termőhelyek fajainak részesedése.

A fenyves leégését követően kialakult társulást a 3. évig a gyomnövények uralták, ezeket fokozatosan a természetközeli fajcsoportok váltották fel, illetőleg megjelentek a dolomitsziklagyep értékes (védett) fajai is [TAMÁS és CSONTOS 2006]. Ez a változás a leégést követő 10. évre egy olyan vegetációhoz vezetett, mely természetvédelmi szempontból értékesebb, mint a rekultivált külfejtéseken a feketefenyves alatt kialakult flóra, annak ellenére, hogy utóbbiak cönológiai felvételezése a rekultivációt követő 21–24. évben történt. Az ökológiai mutatók spektrumainak statisztikai összehasonlításából is a gyenesdiási terület alacsonyabb, valamint a balatongyöröki és vonyarcvashegyi állomány magasabb fokú természetességére következtethetünk.

A feketefenyőnek a dolomitvegetáció regenerációja szempontjából tekintett negatív hatása azonban mindezek alapján nem állapítható meg egyértelműen. A szukcesszió sebességét és irányát jelentősen befolyásolhatja a különböző fajok propagulumainak helyszínre jutása, a propagulumforrások elérhetősége pedig az összehasonlított területek esetén különbözhetett. Emellett a legkisebb természetességi értékű gyenesdiási dolomitfejtő van leginkább kitéve antropogén zavarásnak (emberi és járművek általi taposás, kerti és kommunális hulladék lerakása stb.), mely szintén hozzájárulhatott a ruderalisabb jellegű vegetáció kialakulásához. A feketefenyő hatásának biztosabb megítéléséhez a rekultivált területek hosszú távú vegetációdinamikai monitorozására lenne szükség, egy vagy több, fizikai rekultiváción átesett, de fenyőtelepítéstől mentes külfejtés kontrollterületként történő bevonása mellett. A botanikailag értékes dolomitfajok hiánya, valamint a fenyőborítás fajgazdagságot és diverzitást csökkentő hatása alapján mindenesetre vélelmezhető a feketefenyő dolomitvegetációra gyakorolt káros hatása a rekultivációs célú alkalmazás során is.

5.3.3. A rekultivált bauxitfejtők aljnövényzete

A természetes *Quercetum petraeae-cerris* társulások cönológiai adataiból [BARINA *ined.*] nyert csoporttömeg-eloszlások mindegyike szignifikánsan különbözik a területileg közel eső nagygyeházi bauxitfejtő spektrumától (11. táblázat, 'B'). A természetes társulásokból az őshonos ruderalis és adventív kompetitorok, valamint a természetes pionírok lényegében hiányoznak, a társulásközömbös fajok helyett jelentős részben lomberdei fajokat találunk (ezek a fajkészlet 59%-át, a borítás 74%-át teszik ki). Szociális magatartás típusukat tekintve e fajok főként a specialisták (*Helleborus dumetorum*), a természetes kompetitorok (pl. *Festuca heterophylla*, *Galium odoratum*, *Mercurialis perennis*, *Stellaria holostea*) és a generalisták közül kerülnek ki (pl. *Astragalus glycyphyllos*, *Dactylis polygama*, *Galeopsis pubescens*, *Polygonatum latifolium*), kialakítva így egy magasabb természetességi értékű társulást. A Raunkiaer-spektrumban a fanerofita fajok (pl. *Cornus mas*, *Euonymus europaeus*, *Sorbus torminalis*, *Fraxinus ornus*) száma és csoporttömege némileg meghaladja a rekultivált területre megállapított értéket, a gyom jellegű fajok alárendelt szerepének köszönhetően pedig a terofitonok részesedése csekély. Az életformákat tekintve feltűnő a geofita fajok csoporttömegei közti különbség. A cseres-tölgyesekben feljegyzett geofitonok 14,5%-os borítárányt képviselnek (pl. *Arum orientale*, *Corydalis cava*, *Dentaria bulbifera*, *Ficaria verna*, *Galium odoratum*, *Polygonatum latifolium*, *Symphytum tuberosum*). Ezek a fajok a rekultivált területen nem találhatók meg, az itt megjelenő (2,6% csoporttömegű) három geofita faj adventív (*Asclepias syriaca*) vagy őshonos ruderalis kompetitor (*Cirsium arvense*, *Elymus repens*).

Az előzőekben tárgyalt különbségek megjelennek a bakonyi rekultivált állományok (Szóc és Sáska) és a felsőnyírádi cseres-tölgyes [SZODFRIDT és TALLÓS 1964] aljnövényzetének összehasonlításakor is (11. táblázat 'C'). A cseres-tölgyesben az alacsony természetességi értékű fajok szerepe kicsi, a csoporttömeg felét a – többségükben tölgyerdei – generalista fajok teszik ki (pl. *Carex michelii*, *Lathyrus niger*, *Symphytum tuberosum*, *Polygonatum odoratum*). A specialisták csoporttömege mindkét bauxitfejtőben jelentéktelen, a felsőnyírádi erdőben azonban e fajok borítáránya közel 27% (pl. *Asphodelus albus*, *Carex montana*, *Euphorbia angulata*, *Potentilla alba*). Utóbbi állományból szinte hiányoznak a hemiterofita és terofita életformák, viszont magas a fanerofitonok aránya (pl. *Euonymus europaeus*, *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa*). Ez esetben is feltűnő a geofita életforma igen alacsony részesedése a rekultivált területeken. SZODFRIDT és TALLÓS [1964] 15 geofita fajt rögzített (pl. *Neottia nidus-avis*, *Ornithogalum umbellatum*, *Polygonatum odoratum*, *Pteridium aquilinum*, *Symphytum tuberosum*), melyek összes csoporttömege közel 4%. Szócön ellenben csak három geofita faj fordult elő (0,9% csoporttömeg), melyek ráadásul természetes zavarástűrők (*Equisetum arvense*, *Tussilago farfara*) vagy ruderalis kompetitorok (*Cirsium arvense*). Sáskán a *Cirsium arvense* mellett az *Allium flavum* fordult elő, együttesen 0,1% csoporttömeggel.

A feketefenyő állományokat kor szerinti sorrendbe téve (Szóc: 6 éves; Nagygyeháza: 15 éves; Sáska: 20 éves), aljnövényzetükben jellegzetes változások figyelhetők meg. Az összes fajszám, a Shannon-diverzitás és az egyenletesség fokozatosan nő. A társulásközömbös, valamint a zavart termőhelyek fajai (főként őshonos ruderalis és tájidegen kompetitorok) aránya csökken, a magasabb természetességi értékű specialisták, természetes kompetitorok és generalisták aránya pedig általában növekszik, így a természetességi értékek kvázi-átlaga is emelkedik (Szóc: -0,87; Nagygyeháza: -0,55; Sáska: 2,18). A lomberdei fajok fokozatos térhódítása is megfigyelhető: borítárányuk 2,5%-ról 29,5%-ra nő. Ez az arány ugyanakkor (még Sáskán is) messze elmarad a természetes cseres-tölgyesek aljnövényzetére kiszámított, 73–74% körüli csoporttömegektől. A gerecsei és bakonyi cseres-tölgyesek konstans lágyszárú fajainak [KEVEY 2008] egy része megtalálható a feketefenyvesekben (pl. *Brachypodium sylvaticum*, *Fragaria vesca*, *Galium aparine*, *Melica uniflora*, *Poa nemoralis*), míg más fajok hiányoznak (pl. *Alliaria petiolata*, *Campanula persicifolia*, *Dactylis polygama*, *Geranium*

robertianum). A hemiterofita és terofita fajok a rekultivált területeken idővel ugyan visszaszorulnak, a geofitonok aránya viszont nem mutat növekedést, és a megjelenők is zavarástűrő, társulásközömbös fajok. A cseres–tölgyeseknek általában nincs jellegzetes kora tavaszi aszpektusa, a Dunántúli középhegység cseres–tölgyeseiben azonban gyakori az ehhez tartozó fajok elszaporodása (pl. *Allium ursinum*, *Arum orientale*, *Corydalis spp.*, *Dentaria bulbifera*, *Ficaria verna*, *Gagea lutea*, *Scilla vindobonensis*) [BARINA *ined.*, BARINA 2006, KEVEY 2008]. Védett fajokat sem találtunk mintaterületeinken, holott a környező természetes állományokban számos képviselőjük gyakorinak tekinthető (pl. *Cephalanthera longifolia*, *Dictamnus albus*, *Orchis purpurea*, *Pulmonaria angustifolia*, *Scutellaria columnae*) [BARINA *ined.*, SZODFRIDT és TALLÓS 1964, BARINA 2006, KEVEY 2008].

A cseres–tölgyesek ernyős felújító vágása után kialakuló vegetáció [CSONTOS 1996, 2010] szintén szignifikánsan eltér a rekultivált bauxitfejtők aljnövényzetétől (11. táblázat, 'E–F'). A regenerációs szukcesszió II. (4–11 éves) stádiumában nincsenek sem adventív fajok (Szöcön ezek csoporttömege közel 52%), sem természetes pionírok, az őshonos ruderalis kompetitorok közül pedig csak a *Calamagrostis epigeios* terjedt el. A generalista fajok (pl. *Brachypodium sylvaticum*, *Clinopodium vulgare*, *Galium schultesii*, *Fragaria moschata*, *Viola cyanea*) csoporttömege közel háromszorosa a szöci értéknek, a különbség azonban a természetes kompetitorok esetén igazán jelentős: relatív borításuk Szöcön 0,5%, a regenerálódó cseres–tölgyes aljnövényzetben viszont a legnagyobb csoporttömeget (37,6%) adják (pl. *Brachypodium pinnatum*, *Festuca heterophylla*, *Melica uniflora*, *Poa nemoralis*, *Stellaria holostea*). A specialisták közül a bauxitfejtőben csak a *Dianthus giganteiformis* ssp. *pontederiae* néhány egyede fordult elő, a regenerációs szukcesszió során azonban számos faj megjelent (pl. *Lathyrus vernus*, *Lithospermum purpureo-coeruleum*, *Potentilla alba*, *Vicia cassubica*; csoporttömegük: 2,5%). A Raunkiaer-eloszlásból ez esetben is kitűnik a geofita fajok (pl. *Carex tomentosa*, *Convallaria majalis*, *Galium schultesii*, *Symphytum tuberosum*) lényegesen magasabb csoporttömege a regenerálódó cseres–tölgyes aljnövényzetben, valamint a terofita fajok alacsony borítása. A borítás 62%-át már ebben a viszonylag korai szukcessziós stádiumban is a lomberdei fajok, nem pedig a zavart termőhelyek növényei adják.

A nagygyeházi és sáskai rekultivált területeket a regenerációs szukcesszió III. (12–21 éves) stádiumával [CSONTOS 1996, 2010] összehasonlítva a különbségek sok szempontból hasonlóak, az eltérés a fiatalabb nagygyeházi állományt tekintve jelentősebb, mint az idősebb sáskai terület esetén. A regenerálódó cseres–tölgyes aljnövényzetben a specialista (pl. *Lathyrus vernus*, *Helleborus purpurascens*), természetes kompetitor (pl. *Carex pilosa*, *Poa nemoralis*) és generalista fajok (pl. *Centaurea stenolepis*, *Convallaria majalis*) aránya szintén magasabb, az alacsony természetességi értékű őshonos ruderalis kompetitorok (*Calamagrostis epigeios*) csoporttömege pedig alacsonyabb, mint a rekultivált területeken. A Raunkiaer-spektrumban – a rekultivált területekhez képest – kiemelkedően nagy (11%) a geofita fajok aránya (pl. *Asperula odorata*, *Convallaria majalis*, *Galium schultesii*, *Symphytum tuberosum*), valamint alacsonyabb a hemiterofitonok és terofitonok csoporttömege. A cönoszisztematikai besorolás eloszlásából látható, hogy a területen a lomberdei fajok dominálnak (a fajkészlet 52%-át, illetve a csoporttömeg 79%-át adják), a társulásközömbös fajok, de főként a zavart termőhelyek növényei – a rekultivált bauxitfejtésekkel összehasonlítva – visszaszorulnak. A cseres–tölgyes aljnövényzet regenerációs szukcessziójakor a védett növényfajok már a II. stádiumban is megtalálhatóak voltak (pl. *Doronicum hungaricum*, *Iris graminea*, *Lilium martagon*, *Lychnis coronaria*), számuk a III. stádiumban tovább gyarapodott (pl. *Cephalanthera longifolia*, *Epipactis helleborine*, *Galanthus nivalis*, *Neottia nidus-avis*) [HORVÁTH és CSONTOS 1992, CSONTOS 2010].

Az összehasonlító értékelések jól mutatják, hogy a feketefenyővel rekultivált bauxitfejtéseken hasonló szukcessziós folyamatok játszódnak le, mint a cseres–tölgyesek regenerációs szukcessziója során: a ruderalis kompetitorok és más zavarástűrők csoporttömege csökken, a generalista, természetes kompetitor és specialista fajok borítása növekszik, így a

társulások természetessége is nő [CSERESNYÉS és CSONTOS 2012a]. Növekszik a lomberdei (főként tölgyes-) fajok részaránya, ezzel párhuzamosan visszaszorulnak a zavart termőhelyek növényei, valamint a társulásközömbös fajok. A folyamatok sebessége és mértéke között azonban jelentős különbségek figyelhetők meg. A változások a feketefenyvesek alatt lényegesen lassabban vagy csak részben játszódnak le, így a rekultivált területek aljnövényzetének természetessége minden esetben elmarad a regenerációs szukcesszió korban megfelelő stádiumában megfigyelhetőtől. A külfejtéseken tömegessé válhatnak az adventív fajok, a természetes lomberdei fajok dominanciája lassabban és kisebb mértékben növekszik, és a tölgyesek konstans fajainak nagy része (különösen a specialisták) még 20 évvel a rekultiváció után sem jelenik meg. A tölgyesekre jellemző geofita növényeket a rekultivált területeken nem találhatjuk meg, a védett fajok pedig szintén hiányoznak. Mindezek alapján a feketefenyő jelenléte a területen semmiképpen sem tekinthető előnyösnek a szukcesszió szempontjából. Ugyanakkor ez esetben is figyelembe kell vennünk, hogy a fajok kolonizációját a rekultivált területeken jelentősen gátolhatja a szaporító képletek hiánya, melyek az ernyős felújító vágás után regenerálódó területen valószínűleg jelen voltak (túlélő példányok, magbank, rizómák stb.), a külfejtéseken azonban mindenképpen hiányoztak.

6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK ÉS JAVASLATOK

6.1. Új tudományos eredmények

Vizsgálataink tudományos eredményei a következőkben foglalhatók össze:

Meghatároztuk az elegyetlen feketefenyvesekben felhalmozódott avarfrakciók (tű-, toboz- és ágavar) mennyiségét az állományok négy korcsoportjára vonatkozóan, különböző égtáji kitettségek mellett. Megállapítottuk, hogy a frakciók tömege független a kitettségtől. Kimutattuk a tű- és ágavar tömegének korfüggő változását: e frakciók mennyiségét, valamint a teljes avartömeget a 60–80 éves állományokban találtuk a legnagyobbak. Mivel az éghető avar mennyisége a 60–80 éves feketefenyvesekben éri el maximumát, ezeket az állományokat tekintjük a leginkább tűzveszélyesnek. Lombelegyes feketefenyvesekben folytatott vizsgálataink igazolták, hogy a felhalmozódott avar tömege csökken a lombosfák elegyarányának növekedésével, maga után vonva az állományok tűzveszélyességének mérséklődését.

Kvantifikáltuk az éghető anyag szárazságának változását a Byram–Keetch Szárazsági Index (BKDI) segítségével. Megállapítottuk, hogy a szárazsági viszonyokban az évek között jelentős különbségek lehetnek, átlagos hőmérsékletű és csapadékviszonyú években (vagy több évet átlagolva) pedig a BKDI jellegzetes trend szerint változik. Az index alakulása az augusztus–szeptemberi időszak kiemelt tűzveszélyességét mutatta, e periódus azonban aszályos években novemberig is elhúzódhat. Eredményeinket a szárazsági faktorról kapcsolatos számítások is megerősítették.

Európai fenyvesek tűzveszélyességének modellezéséhez elsőként alkalmaztuk McArthur modelljét, és kimutattuk a hazai állományok fokozott tűzveszélyességét. Feltártuk a szárazsági, meteorológiai és topográfiai viszonyok tűzveszélyességre (Tűzveszélyességi Index, lángmagasság, üszökvetési távolság, terjedési sebesség) gyakorolt hatását, valamint konkrét adatokat szolgáltatunk a hazai feketefenyvesek tűzveszélyességéről. Eredményeink szakirodalmi forrásokból nyert adatokkal történő összehasonlításával megállapítottuk, hogy a McArthur-modell alkalmas a feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak előrejelzésére, így – a kapott eredmények hitelességének ellenőrzése mellett – használata javasolható.

Kimutattuk az invazív fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), lepényfa (*Gleditsia triacanthos*) és selyemkóró (*Asclepias syriaca*) perzisztens magbankját a feketefenyvesek talajában. Az akác és a lepényfa nagy denzitású magbankját mindkét vizsgált talajrétegben (0–6 cm és 6–12 cm) megtaláltuk; a mechanikai szkarifikációt követően a magok magas csírázóképeségét állapítottuk meg. A csírázási arány mindkét fajnál az alsó rétegben bizonyult magasabbnak, utalva a mélyebb talajrétegben fennálló – az életképesség megőrzése szempontjából – kedvezőbb körülményekre. Az akác esetén a magbank nagysága és a mélyebb talajrétegbe jutott magvak aránya egyaránt növekedést mutatott a fa bazális területének (korának) függvényében, emellett a magbank átlagos denzitása a feketefenyves korával is pozitívan korrelált. A lepényfa viszonylag nagy denzitású csemetebankjának jelenlétét is igazoltuk. A selyemkóró magbankját csak a felső talajrétegben mutattuk ki; a magok csírázóképesége és a magbank denzitása is alacsonyabb volt, mint a vizsgált fás szárú invázoroké. A magbank nagysága a selyemkóró állománysűrűségével összefüggően emelkedett.

Az invazív fajok magbankjának kimutatásával felhívtuk a figyelmet arra, hogy a feketefenyvesek leégését vagy kitermelését követően (esetleg az állományok spontán pusztulásával párhuzamosan) az érintett területeken az özönfajok felújulása és elterjedése

fenyeget, megnehezítve az őshonos flóra regenerálódását vagy egyéb tervszerű terület-használatot.

Megvizsgáltuk hat, feketefenyő telepítésével rekultivált külszíni fejtés (három dolomit- és három bauxitfejtő) aljnövényzetét. Megállapítottuk, hogy a feketefenyő borításának növekedésével csökken az aljnövényzet borítása, fajszáma és Shannon-diverzitása. A kialakult vegetáció szignifikánsan különbözik mind a területek potenciális növénytársulásaitól (*Cotino-Quercetum pubescentis* vagy *Quercetum petraeae-cerris*), mind attól a vegetációtól, amely hasonló élőhelyen, tűz vagy tarvágás után regenerációs szukcesszióval alakul ki feketefenyő telepítése nélkül. A rekultivált területeken jellemző a tájidegen fajok inváziója és a ruderalis fajok elszaporodása, ugyanakkor a potenciális vegetáció fajainak jelentős része (ide értve a konstans fajokat is) hiányzik vagy szerepe alárendelt, védett fajok pedig csak elvétve fordulnak elő. Ennek köszönhetően a társulások természetességi értéke általában alacsony. A jellemző szukcessziós folyamatok (gyom jellegű, zavarástűrő fajok fokozatos kiszorulása, természetes kompetitorok térhódítása) a feketefenyő jelenlétében lassabban vagy csak részlegesen mennek végbe. A dolomitfejtők növényzete természetességi érték tekintetében nagymértékben különbözik egymástól, azonban a botanikailag értékes dolomitfajoknak mindhárom területen csak kisszámú képviselőjét találtuk meg. A bauxitfejtők vegetációjának természetességi értéke idővel nő, de a növényzet minden esetben sokkal szegényebb lomberdei fajokban (különös tekintettel a geofitonokra), mint a cseres-tölgyes regenerációs szukcesszió korban megfelelő stádiuma.

Az összehasonlító elemzések alapján a feketefenyő természetes szukcessziót gátló hatására következtethetünk, azonban ennek egyértelmű megítéléséhez hosszabb távú vegetációdinamikai monitorozásra lenne szükség kontrollterületek bevonása mellett, figyelembe véve a szukcesszió szempontjából fontos háttértényezőket is, mint pl. az antropogén zavarás, a propagulumok elérhetősége és a termőhelyi viszonyok.

6.2. Javaslatok a feketefenyvesek kezelésére

A természetvédelem alatt álló erdők – így a feketefenyvesek – kezelésének irányelveit KESZTHELYI és mtsai [1995] foglalták össze. Eszerint a fokozottan védett területeket a feketefenyőtől teljes mértékben mentesíteni kell. A feketefenyő egyéb védett természeti területen is csak – legalább 50%-ban – lombos fákkal elegyes állományokban tartható fenn abban az esetben, ha a termőhely szélsőségesen száraz vagy igen száraz vízháztartási fokozatba sorolt; jobb termőhelyeken szintén őshonos fafajok állományait kell létrehozni. A kevert állományok kialakításához a középhegységekben elsősorban *Quercus cerris*, *Q. petraea*, *Q. pubescens* és *Fraxinus ornus*, míg az alföldi és kisalföldi homokterületeken főként *Populus alba* és *P. × canescens* elegyítését javasolják. A fokozottan védett területeken a fent említett őshonos fajok állományait kell kialakítani a feketefenyő elhagyásával. A feketefenyőt leginkább szálalással vagy lékvágással, bizonyos esetekben kis területű (<1 ha) tarvágásokkal kell részlegesen vagy teljesen eltávolítani.

A feketefenyvesek kezelésével kapcsolatos további munkák elsősorban a dolomitra telepített állományokra fókuszálnak, és általában az őshonos dolomitvegetáció természetes regenerációs képességének kihasználását hangsúlyozzák. Ennek elősegítéséhez CSONTOS és mtsai [1996], valamint HORÁNSZKY [1996] szerint a feketefenyőt parcellás vagy hálózatos vágással kell eltávolítani, majd a gyepevegetáció részleges regenerációja után lehet a tisztásokat bővíteni és egymással összekötni. A feketefenyves biotikus potenciálja kisebb, mint a hazai erdőtársulásoké; a karsztbokorerdők és a mészkedvelő tölgyesek helyére ültetett feketefenyvesek általában fokozatosan kiritkulnak, ezzel párhuzamosan az őshonos fajok (pl. *Fraxinus ornus*,

Cotinus coggygria, *Quercus pubescens*, *Q. cerris*) betelepülése figyelhető meg [BÓDIS 1993, JÁRÓ 1996]. Az őshonos társulás ismételt térhódítása elősegíthető az elegyes állományokban a feketefenyő száraló vágásával, a zártabb fenyvesekben pedig – lécek kialakulását célzó – bontóvágással [TÖRÖK 1991, MIHÓK 1999]. Közép- és Nyugat-Európában a telepített feketefenyvesek őshonos társulásokká (főként tölgyesekké) alakítása során szintén a spontán regeneráció elősegítését szorgalmazzák, kiemelve, hogy a bontóvágást folyamatos erdészeti beavatkozásnak kell követnie (pl. nemkívánatos cserjefajok eltávolítása a kompetíció csökkentése érdekében) [OBERLECHNER és VACIK 2003, JONÁŠOVÁ et al. 2006]. A tölgyek feketefenyővel szembeni erősebb kompetitív képességét mutatja, hogy az Európa mediterrán területein gyakran pionír fajként kolonizáló feketefenyő a későbbi szukcessziós stádiumokban spontán módon tölgy fajokkal helyettesítődik [GRACIA et al. 2002].

A lombelegyes állományok létrehozása – őshonos fafajok telepítésével vagy a természetes elegyedés elősegítésével – a tűzveszélyesség csökkentése miatt is előnyös. A kevert avar víztartó-képessége jobb, mint a tűavaré, ezáltal kiszáradása lassúbb. Az elegyedés így a szárazság mértékének (szárazsági faktor) csökkenéséhez vezet, amely mérsékli mind a tűzgyulladás valószínűségét (Tűzveszélyességi Index), mind a lángmagasságot, az üszökvetési távolságot és a terjedési sebességet. Az elegyedés során csökken a felhalmozódott éghető anyag mennyisége is, mely a tűz terjedési sebességének és intenzitásának további mérséklésével könnyíti meg a tűz elleni védekezést. Az egységes koronaszint megbontása emellett a gyorsan terjedő koronatűz kialakulásának valószínűségét is számottevően csökkenti (50% fenyőarány alatt már csak lokális koronatűzzel kell számolni).

A tűzveszély szempontjából az állományok egy részére kiemelt figyelmet kell fordítani. A 60–80 éves, sűrűn záródott telepítésekben (különösen, ha viszonylag jó termőhelyen találhatók) a legmagasabb az éghető avar tömege, így ezekben nagy intenzitású és gyorsan terjedő tüzek alakulhatnak ki. A középhegységi dolomitvidékek meredek lejtőire ültetett fenyvesekben tűz esetén igen magas terjedési sebesség, valamint koronatűz kifejlődése várható, a tűz elfojtását ráadásul a védekezéshez kedvezőtlen terepviszonyok is nehezítik. Megkülönböztetett figyelmet igényelnének a lakott területek közvetlen közelében lévő fenyvesek, illetve amelyek védett természeti területen, esetleg fokozottan védett természeti értékek (pl. fajgazdag gyeptársulások) szomszédságában találhatók. A nagyobb kiterjedésű, összefüggő állományokban a védekezést nyiladékok és tűzpászták (esetleg ezek hálózatának) kialakításával és karbantartásával kell elősegíteni (a pászták éghetőanyag-mentesítését rendszerint elhanyagolják).

A feketefenyvesekben a tűzveszély szempontjából kritikus időszakokban (elsősorban augusztus–szeptemberben, de sok esetben tavasszal is) a tűzgyújtási tilalom betartásának szigorúbb ellenőrzése szükséges, emellett a tilalmat a fenyvesek környezetében lévő, mezőgazdasági vagy egyéb célokra hasznosított területekre is ki kell terjeszteni (a tüzek sok esetben az erdőállománnyal szomszédos területekről terjednek át). A fenyvesek útjain a járműforgalom korlátozása (sorompó) szintén indokolt lehet. A meleg nyári napok mellett fokozott figyelmet elsősorban a szeles, alacsony légnedvességű időszakok követelnek, különösen, ha a megelőző időszak csapadékban szegény volt.

Erdőtűzet követően a feketefenyveseket – főként a másodlagos kórokozók kártételének megelőzése érdekében – rendszerint akkor is letermelik, ha a tűz önmagában nem okozta az állomány pusztulását [GHIMESSY 1991, 1995, 2003]. Amennyiben a leégett területen invazív fajok is jelen vannak, ezek felújulása és elszaporodása várható, mely a vegetatív szaporodás mellett magbankból is történhet. Utóbbira – a magok hőhatásra megtörő dormanciája miatt – főként az akác esetében kell számítani, de lokálisan a lepényfa inváziója is problémát okozhat.

Az özönnövények visszaszorításáról akkor is gondoskodni kell, ha a feketefenyves helyén a természetes vegetáció helyreállítása a cél. A magbankot kiépítő özönfajoktól a terület rendkívül nehezen mentesíthető. A fás szárú invazív fajok (*Robinia pseudoacacia*, *Ailanthus altissima*, *Acer negundo* stb.) tuskó- és gyökérsarjainak kifejlődése tuskóirtással és vegyszeres kezeléssel

viszonylag hatékonyan gátolható [TAKÁCS 1985, VARGA és SZIDONYA 2002], a talajmagbank eltávolítása azonban gyakorlatilag lehetetlen. Emiatt mindenekelőtt az invazív fajok magbankjának kialakulását kell megelőznünk. Mind az élőhely-restaurációnak már alávetett, illetve a közeljövőben erre kijelölt területeken, mind a hosszabb ideig még fenntartani kívánt feketefenyvesekben meg kell kezdeni a magbank-képző özőnfajok irtását annak érdekében, hogy a magvak talajban való akkumulációját megakadályozzuk, illetve a már kiépült magbank minél gyorsabban és nagyobb mértékben kimerüljön.

Az akác és a selyemkóró inváziója a hazai homokterületeken mára általános jelenséggé vált, de a nemzetközi tapasztalatok [MARCO és PÁEZ 2000, BRIGGS et al. 2002, ESTRADA-CASTILLÓN et al. 2002, FERRERAS és GALETTO 2010] ismeretében a lepényfa megjelenésének potenciális veszélyeire is figyelmet kell fordítanunk. E fajokon felül számos, a feketefenyvesekben és egyéb társulásokban megjelenő özőnnövény (pl. *Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa*, *Celtis occidentalis*, *Conyza canadensis*, *Phytolacca americana*, *Prunus serotina*, *Solidago gigantea*) magbankjának kutatását is időszerűnek tartjuk.

A dolomitterületekre rekultivációs céllal telepített feketefenyves állományok átalakítását is az előzőekben leírt módon, a természetes regeneráció elősegítésével célszerű elvégezni. E területeken is elsősorban a természetes dolomitflóra helyreállítását kell célozni. A cseres-tölgyesek helyére ültetett állományokban a fenyők száraláló vágásos eltávolítása mellett őshonos állományalkotó (*Quercus cerris*, *Q. petraea*) és elegyfák (pl. *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Tilia cordata*) telepítése is szükséges lehet. Az invazív fajok eltávolítását mihamarabb meg kell kezdeni, továbbá gátolni kell a *Calamagrostis epigeios* túlzott – a természetes fajok kolonizációját akadályozó – elterjedését [MUDRÁK et al. 2010, HÁZI et al. 2011]. Mivel a propagulumok elérhetősége jelentősen befolyásolja a szukcessziót, fontos lehet a rekultivált területekre történő aktív propagulumbevitel: az erdészeti rekultivációt követően néhány évvel egy diverzitás- és természetesség-növelő beavatkozás elvégzésére lenne szükség szakökológusok kivitelezési tervei alapján.

Mivel a feketefenyő jelenléte gátolja a természetes vegetáció kialakulását (regenerációs szukcessziót), újabb állományok létesítése rekultivációs céllal is csak akkor indokolt, ha a termőhelyi viszonyok (vízgazdálkodás, tápanyagszolgáltató-képesség) más fafaj telepítését kezdetben nem teszik lehetővé. Egyéb esetekben a faj eróziógátló képességét kell kihasználni, és telepítését (lehetőleg lombos fákkal elegyítve) az erózióknak leginkább kitett rézsűkre kell korlátozni. A telepítést követően – az eróziót már hatékonyan gátolni képes vegetáció kialakulásáig – az elpusztult fenyőket pótolni kell, és a rözsegátak megfelelő állapotát is meg kell őrizni. Ellenkező esetben a rézsűk jelentős mértékű vízeróziója nem akadályozható meg, mint ahogy a gyenesdiási dolomit-, illetve a szőci bauxitfejtésen is tapasztalható. Magas talajvízszintű bányagödörökbe a feketefenyő telepítése indokolatlan, e területekről az egyedek gyorsan kipusztulnak (lásd Balatonyörök és Gyenesdiás). Mivel a felhagyott dolomitfejtők gyakran turista látványosságok, a meredek oldalak fenyvesítésére a balesetveszélyes kőhullások és csuszamlások elkerülése érdekében lehet szükség. A rekultivált területek gépjárművekkel történő megközelítését meg kell akadályozni, főként az illegális hulladéklerakás és a terület túlzott taposásának elkerülése érdekében.

A korábbi rekultivációk során létesített, illetve a jövőben telepítésre kerülő feketefenyveseket sem szabad vágásérettségi korig fenntartandó állományoknak tekintenünk és akként kezeljük. A telepítések egyes helyeken ugyan védelmi szempontból hosszabb-rövidebb ideig fontosak lehetnek (víz- és szélérozió), legtöbbször azonban jelenlétük nem kívánatos, és helyükön a természetes vegetáció mielőbbi restaurálása a cél.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

A kutatás háttere és céljai

Magyarország területén a XIX. sz. második felétől kezdve telepítenek tájidegen feketefenyőt (*Pinus nigra* Arn.). A fenyvesítés elsődleges célja a dombvidékeken a talajerózió megakadályozása, az alföldi területeken a homokterületek fásítása és a homok megkötése volt, a fatermesztési célok csak később kerültek előtérbe. A feketefenyvesek csekély területarányuk ellenére (a teljes hazai erdőterület 3,7%-át teszik ki) komoly természet- és tájvédelmi problémák okozóivá váltak. Az állományok jelentős részét a középhegységi dolomit-, valamint az alföldi homokvidékek fajgazdag, védelemre érdemes élőhelyeire telepítették. A fenyvesítés hatására fellépő erőteljes árnyékolás és a felhalmozódó tűavar az őshonos flóra jelentős elszegényedését és számos növényfaj lokális kipusztulását váltotta ki, gyakran *nudum* típusú feketefenyő állományok kialakulásához vezetve. A feketefenyő fájának ipari értéke csekély, a szuboptimális élőhelyekre telepített, emiatt fiziológiailag gyorsan legyengülő fenyveseket pedig gomba- és rovar-kórokozók kiterjedt epidémiái is pusztították, ezért fenntartásuk erdőgazdasági szempontból is indokolatlanná vált. A sűrű monokultúrákban nagy mennyiségben akkumulálódó, gyorsan kiszáradó avar egyre gyakrabban vezetett pusztító erdőtűzek kialakulásához. Az alacsony diverzitású, gyakran bolygatott és fragmentált, rossz fiziológiai állapotú telepítések kiváló lehetőséget biztosítottak számos invazív növényfaj térhódításához, súlyosbítva a feketefenyő természetes flórára gyakorolt negatív hatását.

Hazánkban az elmúlt évtizedek természetvédelmi igényeinek megfelelő, fenntartható erdőgazdálkodási gyakorlat egyre inkább elterjedt, háttérbe szorítva a monokultúras fatermesztést. A feketefenyvesek őshonos erdőállományokká alakítása, illetve az őshonos gyepevegetáció helyreállítása ennek következtében is elengedhetlenné vált. A feketefenyvesek területe ennek ellenére sem csökkent jelentősen, sőt további telepítések is folynak. Az állományok egy részét technogén területek (főként felhagyott külszíni fejtések) erdészeti rekultivációja során létesítik, kihasználva a feketefenyő csekély termőhelyi igényeit.

Munkánk során a jelenleg is sok vitát kiváltó fenyvesítés néhány ökológiai hatását elemeztük, így segítve a feketefenyő természetvédelmi szempontú értékelését és az állományok eredményesebb kezelését. Vizsgálataink eddig kevésbé kutatott területekre – a feketefenyvesek tűzveszélyességére, az invazív fajok talajmagbankjára és a feketefenyővel rekultivált külfejtések növényzetének elemzésére – irányultak, az alábbi fő célokkal:

1) A feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése a McArthur-modell segítségével; ehhez kapcsolódóan a különböző korú és égtáji kitettségű elegyetlen és lombelegyes fenyvesekben felhalmozódott éghető anyag tömegének meghatározása, valamint a szárazsági viszonyok kvantifikálása.

2) Az invazív fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.), lepényfa (*Gleditsia triacanthos* L.) és selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) feketefenyvesekben kiépített talajmagbankjának felmérése annak érdekében, hogy mérlegelhessük e fajok potenciális veszélyességét az őshonos vegetáció restaurációjára vagy egyéb jövőbeni területhasználatra nézve.

3) Feketefenyővel rekultivált dolomit és bauxit külfejtések aljnövényzetének cönológiai vizsgálata és természetességi állapotának értékelése, valamint a fenyvesítés szukcesszióra gyakorolt hatásának vizsgálata.

Anyag és módszer

A feketefenyvesek tűzveszélyességének vizsgálatát a Budai-hegység dolomitra telepített állományaiban végeztük el, európai fenyvesekre elsőként alkalmazva McArthur empirikus modelljét. A modell a hőmérséklet, a relatív légnedvesség, a szélsébség, az éghető anyag mennyisége, a szárazsági faktor és a lejtőszög ismeretében prediktálja a tűzgyulladás valószínűségét (Tűzveszélyességi Index), a lángmagasságot, az üszöketési távolságot és a terjedési sebességet. A szárazsági faktor a Byram–Keetch Szárazsági Index (BKDI) értékéből, valamint az utolsó csapadék mennyiségéből és idejéből számítható ki. A modellezéshez elsőként az éghető anyag tömegének és a szárazsági faktor ismeretére volt szükség. Az éghető anyag mennyiségét különböző égtáji kitétséggű (észak, dél, plató) és korcsoportú (20–40, 40–60, 60–80 év és 80 év felett) feketefenyvesekben határoztuk meg, mintaterületenként 5 db 2×2 m-es kvadrátban. Az avart tűavar, ágavar és tobozavar frakciókra osztottuk, majd a három frakció száraztömegét (kg/ha) minden mintaterületre megállapítottuk. Meteorológiai adatok felhasználásával kiszámítottuk a BKDI, majd ez alapján a szárazsági faktor napi értékeit az 1985–2009 közötti időszakra. Meghatároztuk a szárazsági viszonyok jellemző éves változását és a tűzveszélyesség szempontjából kritikusan száraz időszakokat. Az éghető anyag tömegének ismeretében modelleztük a feketefenyvesek tűzveszélyességét különböző szárazsági, meteorológiai, valamint topográfiai viszonyok esetén. Eredményeinket szakirodalmi forrásokból nyert kísérleti adatokkal vetettük össze annak érdekében, hogy megbízhatóságukat, valamint a modell hazai alkalmazhatóságát igazoljuk. Az avartömeg mérését és a tűzveszélyesség modellezését lombelegyes feketefenyő állományokban is elvégeztük.

Az akác, a lepényfa és a selyemkóró talajmagbankját homokterületek (Kisalföld, Gödöllői-dombság, Csévharaszt) feketefenyveseiben mértük fel, a talaj két (0–6 cm és 6–12 cm) rétegéből vett minták elemzésével. A talajmintákból mosással vagy szitálással kinyert magokat (az akác és a lepényfa esetén mechanikai szkarifikálás után) laboratóriumban csíráztattuk, majd a magok száma és a csírázási arány ismeretében meghatároztuk a fajok magbankjának denzitását (db/m^2) az egyes fenyőállományokban. Emellett felmértük a lepényfa csemetebankjának denzitását is. Megvizsgáltuk az akác és a lepényfa magbank-mérete és a faegyedek kora (bazális területe) közötti kapcsolatot, a selyemkóró esetén pedig a magbank nagysága és a selyemkóró-állomány denzitása között kerestünk összefüggést.

Elvégeztük három-három, feketefenyővel rekultivált dolomit (Keszthelyi-hegység) és bauxit (Bakony és Gerecse) külfejtés vegetációjának cönológiai felvételezését. Mintaterületenként 5 db 10×10 m-es állandó kvadrátban határoztuk meg az aljnövényzet minden fajának százalékos borítását három alkalommal. A feketefenyő borítását, valamint az aljnövényzet összes fajszámát, borítását és Shannon-diverzitását is meghatároztuk az egyes kvadrátokra és mintaterületekre vonatkozóan. Vizsgáltuk a feketefenyő borításának hatását a kvadrátban lévő aljnövényzet borítására, fajszámára és diverzitására. Minden fajhoz hozzárendeltük annak Raunkiaer-életformáját, szociális magatartás típusát és cönoszisztematikai besorolását [BORHIDI 1993]. A fajok borításai alapján elkészítettük minden mintaterületre a három attribútum szerinti csoporttömeg-eloszlást, és a vegetációt ezek segítségével jellemeztük. Az eloszlásokat homogenitásvizsgálattal hasonlítottuk össze. Kiszámítottuk az aljnövényzet természetességi értékének kvázi-átlagát a szociális magatartás típus szerinti csoporttömegek és a fajok természetességi értékének [BORHIDI 1993] figyelembe vételével. Vizsgáltuk a feketefenyő borításának hatását az aljnövényzet fenti mutatók szerinti csoporttömeg-eloszlásaira. Ehhez az összesen felvételezett 30 db kvadrátot három osztályba ($n = 10$) soroltuk fenyőborítás alapján (alacsony: 10–30%; közepes: 40–65%; magas: 70–90%), majd az osztályokra kiszámított csoporttömeg-eloszlásokat homogenitásvizsgálattal összehasonlítottuk. A feketefenyő flórára gyakorolt hatásának megismeréséhez tanulmányoztuk, milyen eltérések és hasonlóságok figyelhetők meg a külfejtések növényzete és egy olyan vegetáció között, amely (1) a vizsgálati terület potenciális klimax vegetációját alkotja, illetve (2) hasonló élőhelyen regenerációs szukcesszióval alakul ki feketefenyő hatása nélkül. Potenciális vegetációként a dolomitfejtőknél

Cotino–Quercetum pubescentis, a bauxitfejtőknél *Quercetum petraeae–cerris* társulást határoztuk meg. Szakirodalmi forrásokban közölt cönológiai felvételek [SZODFRIDT és TALLÓS 1964, FEKETE 1966], valamint BARINA [*ined.*] adataiból elkészítettük e két társulás természetes állományainak hasonló csoporttömeg-eloszlásait, majd ezeket a saját adatainkból felvettekkel vetettük össze. Hasonló összehasonlítást végeztünk regenerációs szukcesszió során kialakult vegetációtípusok cönológiai felvételeinek felhasználásával. Ez esetben dolomitsziklagyep feketefenyves leégését követő, valamint cseres–tölgyes aljnövényzet ernyős felújító vágást követő szukcessziójának tanulmányozása során rögzített cönológiai adatokat használtunk fel [CSONTOS 1996, TAMÁS és CSONTOS 2006]. A csoporttömeg-eloszlások mellett a fajkészletek különbségeire is figyelmet fordítottunk.

Eredmények és következtetések

Az elegyetlen feketefenyvesekben felhalmozódott avar tömege független az égtáji kitettségétől, azonban korfüggő változást mutat. A tűavar mennyisége fokozatos emelkedés után a 60–80 éves állományokban éri el maximumát (17560 kg/ha), majd az idősebb fenyvesekben szignifikánsan csökken. Hasonló trendet figyeltünk meg az ág- és tobozavarnál is, a különbségek azonban csak az ágavar tömegének növekedésénél voltak szignifikánsak. Az idős telepítésekben az avarmennyiség csökkenése az állomány termelésének hanyatlására utal, melynek oka a fás biomassza és az avar felhalmozódásából eredő tápanyag-limitáció, valamint az egyedek fiziológiai leromlása. A feketefenyvesekben akkumulálódott éghető anyag mennyisége a lassú lebomlás miatt jelentősen meghaladja az őshonos erdő- és gyepvegetációra jellemző értékeket, emiatt a fenyvesek fokozottan tűzveszélyes vegetációtípusok. Az éghető anyag mennyiségéből következően a 60–80 éves állományok tűzveszélyessége a legnagyobb.

A szárazsági viszonyok alakulására a jelentős évek közötti variabilitás jellemző. A vizsgált 25 éves (1985–2009) időszakot tekintve a BKDI jellegzetes éves trend szerint változik: értéke januártól márciusig egyenletesen alacsony, majd augusztus végéig folyamatos emelkedést, ezt követően januárig monoton csökkenést mutat. Az index alapján a leginkább tűzveszélyes időszaknak augusztus és szeptember hónapok tekinthetők. A szárazsági faktor számítása során hasonló éves változást mutattunk ki. A szárazsági faktor nyáron átlagosan 7-es érték, csapadékhiányos periódusokban azonban hosszabb időn keresztül is a maximális 10-es értéket mutathatja. Fokozott tűzveszélyre aszályos években nemcsak augusztus–szeptemberben, hanem a tavaszi vagy késő őszi időszakban is számítanunk kell.

A McArthur-modell használatával kimutattuk, hogy átlagos időjárású nyári napokon a feketefenyvesekben *nagyon magas* tűzveszélyességgel kell számolnunk (TVI = 24), és a kiemelten tűzveszélyes, 60–80 éves állományokban közel 10 m lángmagasság, 1,5 km üszökvetési távolság, és – 30°-os hegyoldalon felfelé – 4,3 km/h terjedési sebesség várható. A tűzveszélyességre leginkább a szélesebbesség van hatással, a tűzveszély nagy szélesebbesség (60 km/h) esetén az *extrém* fokozatot is elérheti. Fokozott tűzveszélyre elsősorban a szeles, alacsony relatív légnedvességű, nyári napokon kell számítanunk. Saját eredményeinket szakirodalmi adatokkal összevetve megállapítottuk, hogy McArthur modellje több más – a gyakorlatban elterjedten alkalmazott – modellhez hasonlóan írja le az avar-tömeget, a meteorológiai és szárazsági viszonyok, valamint a lejtőszög kapcsolatát a tűzveszélyességgel és a tűz jellemzőivel. Konkrét eredményeink szintén összhangban állnak az avarégetéses kísérletek publikált eredményeivel. Tapasztalataink alapján a McArthur-modell hazai viszonyok között alkalmazható a tűzveszélyességi viszonyok előrejelzésére, de az eredmények hitelességének ellenőrzése szükséges lehet.

A lombegyes állományokban a lombosfák arányának növekedésével lineárisan csökken a felhalmozódott avar tömege (50%-os elegyarányánál mintegy 30%-kal), ami a tűzveszélyesség mérséklődésével jár. A kedvező hatáshoz hozzájárul a kevert avar tűavarénál lassúbb kiszáradása, mely alacsonyabb szárazsági faktort eredményez.

Mindhárom vizsgált invazív növényfaj (akác, lepényfa és selyemkóró) talajmagbankját kimutattuk a feketefenyvesekben. Az akác magvai mindkét talajrétegben jelen voltak, csírázási arányuk az alsó rétegben magasabb volt (95,6%), mint a felsőben (93,1%); ennek oka vélhetően a mélyebb talajrétegben a magtúlélés szempontjából előnyösebb környezet kialakulása és az életképtelen magvak gyorsabb korhadása. A magbank denzitása fenyőállományonként 640–2285 db/m² között változott, átlagosan 1400 db/m² volt. Az egyes akác példányok magbankjának nagysága, valamint az alsó talajréteg magtartalmának teljes magbankhoz viszonyított aránya pozitívan korrelált a fa bazális területével; e megfigyelések az idősödő akác példányok növekvő magprodukciónak, a magvak hosszú távú akkumulációjának és az eltemetődés időigényével magyarázhatók. A lepényfa – átlagosan 1168 db/m² denzitású – magbankja szintén mindkét talajrétegben jelen volt, a csírázási arány e fajnál is magasabbnak bizonyult az alsó rétegben (98,2%), mint a felsőben (96,5%). A magbank nagysága a fák bazális területével nem korrelált, melynek oka a lepényfa magprodukciónak egyes évek között vagy többéves ciklusokban jelentkező nagyfokú ingadozása. A feketefenyvesekben megtaláltuk a lepényfa inváziójában fontos szerepet betöltő csemetebankot is, ennek denzitása 1,44 egyed/m² volt. A selyemkóró – átlagosan 73 db/m² nagyságú – magbankját csak a talaj felső rétegében mutattuk ki; a magvak 15%-a bizonyult csírázóképesnek (az alacsony csírázóképeség az életképes magvak jelentős részének a magszórás követő tavaszi kicsírázásával függ össze). A magbank nagysága pozitívan korrelált a selyemkóró állománysűrűségével.

A feketefenyvesek leégését vagy kitermelését követően, illetve leromlásukkal párhuzamosan az invazív fajok magbankból történő (esetleg évtizedekig elhúzódó) felújulása várható, amely jelentősen gátolja az őshonos flóra regenerálódását vagy az érintett terület egyéb tervszerű használatát. A lepényfa korlátozott elterjedése miatt egyelőre csak kis területeken okozhat problémát, az akác és a selyemkóró inváziója azonban mára országos jelentőségűvé vált. A homokterületek feketefenyvesei a selyemkóró számára „stepping stone” habitatként funkcionálva elősegítik az özönfaj számára újabb fátlan területek meghódítását.

A feketefenyővel rekultivált dolomit- és bauxitfejtőkön egymástól jelentősen eltérő vegetációtípusok alakultak ki; a különbség a domináns fajokban, a Shannon-diverzitásban és a vizsgált csoporttömeg-eloszlások (szociális magatartás típus, Raunkiaer-életforma, cönoszisztematikai besorolás) szignifikáns különbségeiben is megnyilvánult. A közel egy időben (21–24 évvel a vizsgálat előtt) rekultivált dolomitfejtők két mintaterületén (Balatongyörök és Vonyarcvashegy) a természetes dolomitvegetáció fajtái uralkodtak, a zavarástűrő, őshonos ruderalis és tájidegen fajok csekélyebb aránya mellett, így a növényzet viszonylag magas természetességi értékkel rendelkezett. A gyenesdiási állományban azonban a ruderalis elemek (főként *Calamagrostis epigeios* és *Solidago gigantea*) dominanciája volt jellemző, a természetes fajok visszaszorultak; emiatt a vegetáció természetességi értéke jelentősen elmaradt az előző két területétől. Az eltéréseket a propagulumforrások különbségei és az eltérő mértékű humán zavarás is okozhatta. A 6, 15, illetve 20 éve rekultivált bauxitfejtők vegetációja három különböző szukcessziós stádiumnak tekinthető. A legfiatalabb állományt (Szóc) még a zavarástűrők uralták (itt is főként *C. epigeios* és *S. gigantea*), a 15 éves telepítésben (Nagyegyháza) ezek már részben visszaszorultak, a legidősebb feketefenyvesben (Sáska) pedig szerepük alárendelt volt. E fajok arányának csökkenésével párhuzamosan növekedett a természetes vegetáció fajainak részesedése, a vegetáció diverzitása és természetességi értéke.

A feketefenyő borításának növekedése csökkentette az aljnövényzet borítását és fajszerkezetét, valamint a dolomitfejtőkön a Shannon-diverzitást is. Jól megfigyelhető volt egyes fajok eltűnése a magasabb fenyőborítású kvadrátokból. A sűrűbb fenyves alól erőteljesebb a természetvédelmi szempontból kevésbé értékes vagy káros fajok kiszorulása, mint a potenciális vegetáció fajaié, amely a vegetáció természetességi értékét kissé növeli. A bauxitfejtők nagyobb fenyőborítású kvadrátaiban magasabb a természetes lombos fajok relatív borítása, mely azzal is magyarázható, hogy a sűrűbben záródott erdőrészeket főként az idősebb állományokban találhatók, ahol hosszabb idő állt rendelkezésre az erdei fajok térhódításához.

A rekultivált külfejtések növényzete szignifikánsan eltér mind a területek potenciális vegetációjától, mind az – erdőtűz vagy ernyős felújító vágás után – regenerációs szukcesszióval kialakult társulástól. A dolomitfejtők aljnövényzete kisebb természetességű: e területeken magasabb – a természetes karsztbokorerdőből általában hiányzó – zavarástűrő és társulásközömbös fajok (leginkább az őshonos ruderalis és az adventív kompetitorok) csoporttömege, ugyanakkor a természetes dolomitfajok (főként a specialisták) aránya lényegesen alacsonyabb. Az értékes, gyakran védett dolomitnövények jelentős része a rekultivált területeken nem található meg. A bauxitfejtők vizsgálatakor a dolomitfejtőkön tapasztaltakhoz hasonló különbségeket mutattunk ki. A bauxitfejtők növényzetében a ruderalis fajok aránya meghaladja a természetes cseres–tölgyesre jellemző értéket, a természetes (általában lomberdei) fajok csoporttömege viszont messze elmarad attól. Ugyanilyen eltérések mutatkoznak, ha a bauxitfejtők növényzetét a regenerációs szukcesszió során kialakult társulás korban megfelelő stádiumával vetjük össze. A gyom jellegű fajok kiszorulása és a természetes fajok elterjedése lassúbb a feketefenyő alatt; a tölgyesek geofita fajai, valamint a védett fajok még a legrégebben rekultivált helyszínről is hiányoznak. A feketefenyő szukcesszió szempontjából kedvezőtlen hatásához valószínűleg hozzájárul a rekultivált területek propagulumhiánya is. A fenyvesítés következményeinek alaposabb megismeréséhez a rekultivált területek hosszú távú ökológiai monitorozására lenne szükség, feketefenyőtől mentes kontrollterületek bevonásával.

Javaslatok

A feketefenyvesek által elfoglalt területeken az őshonos erdő- vagy gyepevegetáció helyreállítása a cél. Az élőhely-restauráció során elsősorban az őshonos társulások természetes regenerációs képességét kell kihasználni, illetve a regenerációt elősegíteni. Erdőállomány fenntartására alkalmas termőhelyeken a feketefenyveseket fokozatosan lombelegyes, majd lombos erdőkké kell átalakítani. Ezek létrehozása a tűzveszélyességet is mérsékli: mivel csökken az éghető anyag mennyisége és lassul a kiszáradása, ezért csökken a tűzgyulladás valószínűsége, a tűz intenzitása és terjedési sebessége, valamint elhárul a koronatűz kialakulásának veszélye. A tűzveszély szempontjából kiemelt figyelmet kell fordítani a 60–80 éves, sűrű telepítésekre (magas éghetőanyag-mennyiség), a dolomitvidékek meredek lejtőin álló fenyvesekre (gyors tűzterjedés és nehéz védekezés), valamint azokra az állományokra, melyek védett természeti területeken, illetve lakott területek vagy fokozottan védett természeti értékek közelében találhatóak. A nagyobb kiterjedésű, összefüggő fenyvesekben tűzpázták kialakítása és karbantartása szükséges. A tűzveszély szempontjából leginkább kritikus augusztus–szeptemberi időszakban (elsősorban a meleg, szeles, alacsony légnedvességű napokon) a tűzgyújtási tilalom betartását szigorúan ellenőrizni kell, és a tilalmat ki kell terjeszteni a fenyvesek környezetében lévő mezőgazdasági vagy egyéb területekre is.

A feketefenyvesek kezelése során fokozott figyelmet igényelnek azok az állományok, melyekben özönnövények találhatóak, főként, ha e fajok perzisztens magbankkal rendelkeznek. Mivel a magvak talajból való eltávolítása a gyakorlatban kivitelezhetetlen, ezért az invazív fajoktól a terület rendkívül nehezen mentesíthető. A fenyvesekben mielőbb meg kell kezdeni a magbank-képző özönfajok irtását a magvak talajban történő akkumulációjának megakadályozása, illetve a már kialakult magbank legalább részbeni kimerítése érdekében. Az akác és a lepényfa magbankból vagy csemetebankból történő erőteljes újulására erdőtüzeket követően is számítani kell. A selyemkóró irtása azokban a fenyőállományokban különösen fontos, melyeken át az özönfaj újabb mezőgazdasági vagy gyepterületeket hódíthat meg. A magbank-képzés szempontjából nem vagy csak hiányosan ismert özönfajok magbankjának kutatása is időszerű feladat.

Az erdészeti rekultiváció során telepített feketefenyvesek átalakítása szintén szükséges. A dolomitterületeken ez esetben is célravezető lehet a természetes regeneráció elősegítésével kialakítani a terület őshonos vegetációját; a cseres–tölgyesek helyére ültetett állományokban

emellett őshonos állományalkotó és elegyfák telepítése is indokolt. Fontos az invazív, valamint a természetes szukcessziót gátolni képes őshonos, agresszív növényfajok (pl. *Calamagrostis epigeios*) visszaszorítása vagy eltávolítása. A szukcesszió a területre történő, szakszerűen tervezett, aktív propagulumbevitellel segíthető elő. A feketefenyő újabb rekultivációs célú alkalmazásait lehetőleg mellőzni kell, illetve az erózióknak fokozottan kitett részsűkre kell korlátozni. A rekultivált területeken a humán károsító hatások (hulladéklerakás, járműforgalom stb.) kiküszöbölésével valamelyest gátolható a természetességi állapotok leromlása.

8. SUMMARY

Evaluation of Austrian pine stands with respect to nature conservation – an ecological approach

Background and aims

The alien Austrian pine (*Pinus nigra* Arn.) was first introduced in Hungary in the second half of the 19th century. Pine plantations were primarily established in order to prevent the soil erosion in the mountainous region and to bind the sand drift in the lowlands, but later the wood production became the main goal of the afforestation. Despite occupying these forests relatively small areas (3.7% of the total forested lands of Hungary), the species is responsible for some serious nature conservation problems. Most part of the stands was grown in place of species-rich native limestone and dolomite vegetations as well as sandy grasslands. Owing to the accumulated litter and the strong shading by the pine canopy, the botanically valuable native flora has been extensively impoverished or locally extinct, thus nowadays most parts of these habitats are occupied by monodominant *Pinus nigra* stands. Low quality timber of Austrian pine has lost its economic importance during the latest decades. Besides this, Hungarian habitats are often suboptimal for the species, resulting in rapidly declining tree vigour in general. For this reason, stands were often damaged by widespread infections of pathogenic fungi and insects, thus the maintaining of these plantations became economically unjustified. Large amounts of the resinous needle litter in the dense monocultures frequently led to devastating forest fires. The low-diversity, fragmented and physiologically weakened plantations have high invasibility that is they offer good opportunities for spreading of invasive species. Propagated invaders intensify the negative effect of Austrian pine on native flora.

Over the last few decades, sustainable forest management has come into general use, displacing the even-aged timber management. According to the nature conservation requirements, restoration of the native broad-leaved forest or grassland associations in areas covered by Austrian pine plantations is indispensable in Hungary. Nevertheless, total area of pine stands hasn't decreased considerably and further afforestations are still in progress. Utilizing the small water and nutrient needs of Austrian pine, a part of pine stands was created for biological reclamation of various degraded areas, mainly abandoned open-pit mines.

Objective of our study was to analyze some ecological consequences of the controversial plantation of Austrian pine in order to assist the consideration of the conifer with respect to nature conservation and contribute to the more successful treatment of the existing pine stands. Our investigations were focused on some lesser-known scopes of coniferous stands (*i.e.* fire risk of pine stands, soil seed bank of different invasive species in pine plantations, coenological study of abandoned open-pit mines reclaimed with Austrian pine) with the following purposes:

1) Evaluation of fire risk in Austrian pine stands using McArthur's empirical fire danger model; quantification of flammable litter accumulated on pine monocultures at various age classes and slope aspects; examination of drought conditions in pine stands; quantification of litter mass in pine stands mixed with broad-leaved trees and prediction of their fire risk.

2) Investigation of soil seed bank of the invasive black locust (*Robinia pseudoacacia* L.), honey locust (*Gleditsia triacanthos* L.) and common milkweed (*Asclapias syriaca* L.) in

Austrian pine stands for considering the potential danger of the invaders to the restoration of native flora.

3) Coenological study of abandoned dolomite and bauxite quarries reclaimed with Austrian pine; assessment of the naturalness of the developed vegetation; examination of the influence of Austrian pine on regenerative succession.

Materials and methods

Fire risk evaluation was carried out in Austrian pine plantations standing on dolomite hills of Budai Mountains. Our investigation was the first application of McArthur's model for fire risk prediction in European coniferous stands. By knowing the air temperature, relative humidity, wind speed, amount of fuel, drought factor and degree of slope, the model can predict the probability of combustion (Fire Danger Index = FDI), flame height, spotting distance and rate of spread. The actual value of drought factor was derived from the Byram-Keetch Drought Index (BKDI), the amount of last precipitation and the number of days since last rain. For modeling fire risk, knowledge of the amount of fuel and drought factor was needed first of all. Amount of fuel was measured in five replicates of 2 m by 2 m quadrats in different pine stands represented four age classes (20–40, 40–60, 60–80 and above 80 years) and three exposure types (north, south and plateau). At each sampling site, litter dry mass was determined in the following three fractions: needles, branches and cones. By application of meteorological data, daily values and annual trends of both the BKDI and the drought factor were calculated for the 1985–2009 period. Drought factor calculation highlighted the seasons are crucial in view of fire hazard. Based on the measured litter mass and the calculated drought factor, fire risk under various meteorological and topographical conditions can be modeled. In order to prove the authenticity of our results and the applicability of McArthur's model for European pine stands, we compared the outputs of the model with experimental laboratory results known from the scientific literature. Litter-mass measurement and fire risk evaluation was also executed in pine stands mixed with indigenous broad-leaved trees.

Soil seed bank of the invasive black locust, honey locust and common milkweed was studied in Austrian pine plantations standing in sandy soil area of North and Central Hungary by sampling of two soil layers (0–6 cm and 6–12 cm). Seeds were separated by sieving then mechanically scarified (except for common milkweed) and germinated. The mean seed bank density (seed/m²) of each examined pine stand was calculated. Seedling bank of honey locust was determined as well. We analyzed the relationship between the seed bank density of black locust and honey locust and the age (basal area) of trees. As for common milkweed, the correlation between seed bank density and density of common milkweed plants was investigated.

We carried out coenological studies in three abandoned dolomite (Keszthelyi Mountains) and three bauxite (Gerecse and Bakony Mountains) quarries had reclaimed through planting of Austrian pine. Percentage cover of each species of understory vegetation was estimated three times in five replicates of 10 m by 10 m permanent quadrats in each study area. Cover of Austrian pine as well as total species number, cover and Shannon-diversity of herb layer was determined respecting each quadrat and sample area. We studied (in each quadrat separately) the effect of pine cover on species number, diversity and cover of herb layer vegetation. We assigned three ecological attributes *i.e.* Raunkiaer life-form, social behaviour type and phytosociological group [BORHIDI 1993] to the species. Based on the percentage cover of species and their ecological attributes, group distributions was calculated for characterizing the vegetation of the study sites. Group distributions were statistically compared by performing homogeneity tests. The quasi-mean naturalness value of vegetation was calculated at each sampling site, regarding to the group distribution of social behaviour types and the naturalness values of constituting species [BORHIDI 1993]. We also analyzed the influence of pine cover on group distributions of Raunkiaer life-form, social behaviour type and phytosociological group. In this case, all of the surveyed 30 quadrats were sorted into three groups (n = 10) on the basis of

their percentage pine-cover (low: 10–30%; medium: 40–65%; high: 70–90%), then group distributions of the studied ecological attributes were calculated for these quadrat groups and were compared statistically with homogeneity test. For revealing better the effect of Austrian pine on the understory vegetation, we examined the differences and similarities between the flora of the studied abandoned quarries and the vegetation (1) is the potential climax association of the area or (2) developed through regenerative succession in a similar habitat without reclamation with Austrian pine. *Cotino–Quercetum pubescentis* association in dolomite quarries and *Quercetum petraeae–cerris* association in bauxite quarries were determined as potential vegetation types of the sampling areas. Based on coenological data published in literature [SZODFRIDT and TALLÓS 1964, FEKETE 1966] and unpublished data from BARINA, we created the group distributions (Raunkiaer life-form, social behaviour type and phytosociological group) of these natural vegetation types and compared them with the spectra derived from our data collected in the reclaimed quarries. Similar comparative analyses were performed by using coenological data had fixed in vegetations developed through regenerative succession. Latter data are originated from dolomite rock grassland regenerated after burning of an Austrian pine stand [TAMÁS and CSONTOS 2006] and from the herb-layer vegetation regenerated following the clear-cutting of sessile oak – Turkey oak forests [CSONTOS 1996]. Besides the comparison of group distributions, we paid attention to studying the differences of species-pools of the vegetations.

Results and discussion

Mass of litter accumulated in pure Austrian pine stands proved to be independent of exposure but showed age-dependent changes. After a significant increase, the amount of needle litter culminated in age class 60–80 years (17560 kg/ha) then decreased significantly in older stands. As for branch and cone litter, similar trends were detected, but the changes were significant only for the increase of branch litter mass. The reduced amount of litter in the oldest stands is very likely a consequence of the decreasing productivity. This phenomenon is mostly caused by the physiological decadence of pine trees and by nutrient limitation attributable to the accumulation of litter and woody biomass. Due to the low decomposition rate of needle, the amount of flammable litter accumulated in Austrian pine stands many times exceeds the litter quantity of the native forest or grassland vegetations, thus the coniferous plantations (especially the age class 60–80 years) are subjected to an increased fire risk.

Drought conditions showed considerable variability between years. In regard to the studied 25-year period (1985–2009), BKDI changes by a characteristic annual trend: the index is uniformly low from January to March, thereafter increases continuously till the end of August and finally it decreases till January. Consequently, August and September can be regarded the crucial months from the point of view of fire events. Annual trend of drought factor is similar to the change of BKDI. The mean value of drought factor is 7 in summer, but during a permanent drought the factor can be maintaining the highest possible value (10) for a long time. In a dry year, serious fire risk is generally expected not only in August and September but also in spring and in the late autumn.

McArthur's model predicted that in a summer day (characterized by average weather conditions for the season) a *very high* fire risk (FDI = 24) can be expected in the Austrian pine stands. In the most fire hazardous 60–80-year old stands, near 10 m flame height, 1.5 km spotting distance and – as for a 30° upslope fire – 4.3 km/h rate of spread was calculated. Wind speed is the most important factor in the rate of spread: a strong wind (about 60 km/h) is able to increase the FDI to the *extreme* class. Considerable fire risk is realized principally in windy and low-humidity summer days. By comparison of our results with literature data we concluded, that McArthur's model describes the relation of litter mass, meteorological and drought conditions and degree of slope with fire risk and fire behaviour in like manner as other widely used fire danger models. Our factual outcomes also correspond to the published results of litter-burning

experiments. The obtained results proved the applicability of McArthur's model for prediction of fire risk and fire behaviour for European coniferous stands, but the verification of the results may be needed.

In the mixed stands, the amount of accumulated litter decreased linearly with the increasing proportion (basal area ratio) of broad-leaved trees (at 50% ratio of broad-leaved trees the litter mass reduced by 30% in comparison with the pure pine stand), resulting in a decreased fire hazard. Additionally, water loss is significantly slower in the mixed litter than in needles, thus in mixed forests smaller drought factor exists in general than in pure Austrian pine stands, contributing to the further reduction of fire risk.

Soil seed bank of all the studied invasive species (black locust, honey locust and common milkweed) was revealed in Austrian pine stands. Seeds of black locust were found in both sampled soil layer. Higher germination rate was detected in the lower (95.6%) than in the upper soil layer (93.1%). Most probably this resulted (1) partly from the favourable environmental conditions for seed survival associated with deep burial and (2) partly from the higher decomposition rate of non-viable seeds in the deeper soil layer. The density of black locust seed bank ranged from 640 to 2285 seeds/m² in the studied pine plantations; its mean value was about 1400 seeds/m². Total density of the seed bank and also the seed bank ratio of the lower soil layer increased with tree age. These findings can be interpreted by (1) the growing seed production of elderly trees, (2) the long-term accumulation of dormant seeds and (3) the time-consuming character of seed burial into the soil. Seed bank of honey locust was also present in both sampled soil layers with 1168 seeds/m² mean density and with higher germination rate in the lower soil layer (98.2%) than in the upper one (96.5%). No correlation was found between the seed bank density and the basal area of trees, presumably as a consequence of the generally high yearly or multi-year fluctuation in seed production observed at honey locust. In the pine stands we also detected the seedling bank of honey locust (1.44 seedlings/m²) which often plays an important role in the invasion of the species. Seed bank of common milkweed was found only in the upper soil layer with 73 seeds/m² mean density and 15% germination rate. The low germination rate is due to the common germination of the most part of the viable seeds occurred in the first spring after seed rain. Positive correlation was showed between the seed bank density and the density of common milkweed plants.

After burning or clear-cutting of coniferous stands or in parallel with the physiological decadence of trees, renewal and spreading of invaders from the soil seed bank is expected. The germination of buried seeds can be continued for decades, strongly inhibiting the restoration of the native flora or the other planned area utilization. Nowadays, honey locust may present only local problems, but the invasion of black locust and common milkweed has already become country-wide. Pine stands in sandy areas forms "stepping stone" habitats for common milkweed, promoting the spread of the invader toward other grasslands or agricultural areas.

Great differences were observable among the vegetations developed in both the abandoned dolomite and bauxite quarries; the variety was reflected in the dominant species and the Shannon-diversity as well as in the significant differences found among the examined group distributions (Raunkiaer life-form, social behaviour type and phytosociological group). Afforestation in the three dolomite quarries happened almost at the same time (21–24 years before coenological study). In the sample area of Balatongyörök and Vonyarcvashegy, the flora was dominated by the species of natural dolomite vegetations, while the covers of the disturbance-tolerant, indigenous ruderal and alien competitors were low. Thus, these vegetations were characterized by relatively high naturalness values. In the forest stand of Gyenesdiás, ruderal species (mainly *Calamagrostis epigeios* and *Solidago gigantea*) prevailed over the natural ones therefore the naturalness value of the vegetation was much lower than in the other stands. Varieties among the vegetations could be due to the dissimilar propagule sources as well as to the different human disturbances. Abandoned bauxite quarries were afforested 6, 15 and 20 years before study consequently we could regard them as a successional chronoserries.

Disturbance-tolerant species (*C. epigeios* and *S. gigantea*) were dominant in the herb layer of the youngest stand (Szóc), became subdominant in the middle-aged plantation (Nagyegyháza) and represented low cover ratio in the oldest pine stand (Sáska). In parallel with the descending cover of disturbance-tolerant species, cover ratio of species of the natural flora increased gradually, resulting in the higher diversity and naturalness value of the vegetation.

The increasing canopy cover of Austrian pine reduced the species number and total cover of the herb layer and for dolomite quarries, a decreasing diversity was detectable as well. We also observed the disappearance of several plant species from the highly pine-covered quadrats. Interestingly, the species has small naturalness value (*i.e.* ruderal competitors and alien invaders) displaced from the dense part of the coniferous stands much rather than the more valuable species of the potential vegetation, leading to the increased naturalness of the flora. As for bauxite quarries, relative cover of the natural oak-forest's species is higher in quadrats are strongly covered by Austrian pine. A presumable explanation of this observation is that the closed-canopies areas are chiefly found in the older pine plantations (mainly in Sáska), where more time was available in the colonization of forest species.

The floras in the reclaimed open-pit mines are significantly differed both from the potential vegetation type of the areas and from the associations developed through regenerative succession followed a forest fire or clear-cutting in a similar habitat. The vegetation of the reclaimed dolomite quarries has lower naturalness than has the native *Cotino–Quercetum pubescentis* association. In our study sites, relative abundance of disturbance-tolerant and indifferent species (mainly of the indigenous and alien ruderal competitors) is higher, but the ratio of natural dolomite species (mainly of the specialists) is smaller than in the potential vegetation. Most part of the botanically valuable and generally protected dolomite species is absent from the reclaimed areas. As for bauxite quarries, comparative evaluation showed similar differences than for dolomite sites. Proportion of the ruderal plants is higher, but the relative cover of natural forest species is much smaller in the flora of the reclaimed bauxite quarries than in the native sessile oak – Turkey oak forests. Similar differences are observable in case of comparing the flora of the bauxite quarries with the same-age stage of regenerative succession of sessile oak – Turkey oak forests. Supplantation of weeds and ruderal species as well as spreading of natural competitors and specialist is slower under the pine canopy; geophyte of oak forests and the protected species are absent even from the herb layer of the oldest Austrian pine stand. Lack of the appropriate propagule sources in the reclamation area are probably contributed to the unfavourable influence of Austrian pine exerting on the regenerative succession. In order to quite realize the consequences of Austrian pine application, long-term ecological monitoring of the reclamation areas would be needed with involving unforested control sites.

Suggestions

In areas covered by Austrian pine, regeneration of the native forest or grassland vegetation should be aimed. For habitat restoration, it is worth utilizing the natural regeneration ability of the native plant association and promoting the natural succession. In habitats are suitable for maintaining forest vegetations, pine plantations should be gradually changed through mixed stands into pure native broad-leaved forests. This alteration lessens the fire risk: the decreased fuel mass and the slower litter dehydration result in the smaller probability of fire ignition as well as the decreased intensity and spreading rate of fire, furthermore ceases the hazard of crown fire initiation. In terms of fire risk, we have to pay more attention to the 60–80-year-old, dense pine stands (high amount of fuel), the plantations standing on the steep slopes of dolomite hills (rapid fire propagation and difficult fire-fighting), as well as stands situated in nature reserves or close to inhabited area or highly protected natural value. In the large and continuous pine stands, forming and maintenance of fire-traces are much needed. In the most fire hazardous months of August and September (particularly in hot, windy and low-humidity days) strict inspection is

essential so that fire ban will be observed. The fire ban should be expanded to the wide strip of agricultural and other areas surrounding the Austrian pine stands.

For forest management, good care should be taken in pine plantations are invaded by alien plant species, especially in case the invader has ability to form a persistent soil seed bank. Since the removal of seeds from the soil is practically unrealizable, release of the area from the invasive species may be extremely difficult. These invaders have to be removed from the pine stands as soon as possible in order to prevent the further accumulation of dormant seeds in the soil or to deplete at least partially the seed bank have already developed. Strong renewal of black locust and honey locust from the seed bank and seedling bank is particularly expected after forest fires. Control of common milkweed is very important in pine stands through which the invader is able to occupy further agricultural and grassland areas. Investigation of other invasive plant species is a timely task from the point of view of soil seed bank formation.

Replacing of Austrian pine stands planted for land reclamation purposes are also needed. The native flora of the degraded dolomite areas could be restored mainly by promoting the natural regenerative succession. In habitats of sessile oak – Turkey oak forests, forestry plantation of indigenous stand-forming and accompanying trees may also reasonable over the selective thinning of pines. Partial or total removal of alien invaders and other aggressive competitors (*e.g. Calamagrostis epigeios*) is essential for the successful land reclamation. Regenerative succession may be facilitated with an expertly planned active propagule addition to the reclaimed area. For the further land reclamations, application of Austrian pine should be entirely neglected or restricted only to steep scarps are highly exposed to soil erosion. The elimination of anthropogenic disturbances (*e.g.* landfilling, motor traffic) could prevent somewhat the deterioration of the vegetation's naturalness.

9. MELLÉKLETEK

- M1. melléklet:** Irodalom
- M2. melléklet:** Az avarmérés kivitelezéséhez kijelölt elegyetlen feketefenyő állományok
- M3. melléklet:** Az avarmérés kivitelezéséhez kijelölt lombelegyes feketefenyő állományok
- M4. melléklet:** Az invazív fajok magbankjának mintavételezéséhez kijelölt feketefenyő állományok
- M5. melléklet:** A külfejtések rekultivációja során létesített feketefenyő állományok és a cönológiai felvételezéshez használt kvadrátok adatai
- M6. melléklet:** Az elegyetlen feketefenyvesekben mért avarfrakciók száraztömege és a tűavar-frakció nedvességtartalma
- M7. melléklet:** A lombelegyes feketefenyvesekben mért avarfrakciók száraztömege
- M8. melléklet:** Az akác magbankjának vizsgálatához kiválasztott akác példányok mellmagassági átmérője, a gyűjtött és csírázott magok száma, a csírázási arány, valamint a magbank nagysága a két talajrétegben
- M9. melléklet:** A lepényfa magbankjának vizsgálatához kiválasztott lepényfa példányok mellmagassági átmérője, a gyűjtött és csírázott magok száma, a csírázási arány és a magbank nagysága a két talajrétegben, valamint a csemetebank jellemzői
- M10. melléklet:** A selyemkóró magbankjának vizsgálatához kiválasztott selyemkóró foltok denzitása, a gyűjtött és csírázott magok száma, a csírázási arány, valamint a magbank nagysága a két talajrétegben
- M11. melléklet:** A rekultivált dolomit és bauxit külfejtések cönológiai tabellája

MI. melléklet: Irodalom

- AGÓCS J. (1995): Az erdő égetése. *Erdészeti lapok* 130(5): 153.
- ALPERT, P., BONE, E., HOLZAPFEL, C. (2000): Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3(1): 52–66.
- AMBRUS A., CSÓKA GY. (1989): Adatok a fenyőpohók kártételére és életmódjára. *Az Erdő* 38(5): 231–232.
- ARROYO, L. A., PASCUAL, C., MANZANERA, J. A. (2008): Fire models and methods to map fuel types: the role of remote sensing. *Forest Ecology and Management* 256(6): 1239–1252.
- AUGUSTO, L., DUPOUEY, J-L., PICARD, J-F., RANGER, J. (2001): Potential contribution of the seed bank in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation. *Acta Oecologica* 22(2): 87–98.
- AULD, T. D., DENHAM, A. J. (2006): How much seed remains in the soil after a fire? *Plant Ecology* 187(1): 15–24.
- BACSÓ N. (1958): Budapest és környékének éghajlata. In: PÉCSI M. (szerk.): *Budapest természeti képe*, pp. 355–418. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BACSÓ N., KAKAS J., TAKÁCS L. (1953): Magyarország éghajlata. Országos Meteorológiai Intézet, Budapest, 226 p.
- BAGI I. (2004): Selyemkóró. In: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*, pp. 319–336. A KVVVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9., Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BAGI I., SZILÁGYI Z. (1995): Az *Asclepias syriaca* L. cönológiai viszonyai a Kiskunsági Nemzeti Park fokozottan védett homokterületein. *Botanikai Közlemények* 82(1–2): 147.
- BAGI I., SZILÁGYI Z. (1996): *Asclepias syriaca* klónok strukturális vizsgálata a Kiskunsági Nemzeti Park fülöpházi homokterületein. *Botanikai Közlemények* 83(1–2): 170–171.
- BALOGH L., DANCZA I., KIRÁLY G. (2004): A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból. In: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*, pp. 61–92. A KVVVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9., Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BARANYI K. (1986): Tapasztalatok szeméttelpek fásításával. *Az Erdő* 35(6): 276–279.
- BARČIĆ, D., HRŠAK, V., ŠPANJOL, Ž. (2006): The ameliorative effects of pine cultures on forest sites on the island of Rab in Southwest Croatia. *Forest Ecology and Management* 237(1–3): 39–46.
- BÁRDOSSY GY. (2007): The Halimba bauxite deposit. A halimbai bauxit-előfordulás. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 119 p.
- BARINA Z. (2006): A Gerecse hegység flórája. Rosalia – 1. kötet. Magyar Természettudományi Múzeum, Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatósága, Budapest, 612 p.
- BARTHA D. (1999): Magyarország fa- és cserjefajai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 301 p.
- BARTHA D. (2000): A magyarországi dendroflóra adventív taxonjai. *Tilia* 9: 232–240.
- BARTHA P. (2003): A magánerdő és természetvédelem. Gondolatok a duna–tisza-közi homokhátság fafajpolitikájáról, különös tekintettel a fenyevesekre. *Erdészeti Lapok* 138(1): 23–24.
- BARTHA S. (2010): Miért kell a MÉTA-túrának meddőhányókra menni? In: MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS, VARGA A. (szerk.): *Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből, 2003–2009*, pp. 449–455. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót.
- BARTHA D., MÁTYÁS CS. (1995): Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon. OTKA, Sopron, 224 p.

- BARTHA, S., CZÁRÁN, T., PODANI, J. (1998a): Exploring plant community dynamics in abstract coenostate spaces. *Abstracta Botanica* 22: 49–66.
- BARTHA S., RÉDEI T., SZOLLÁTH GY., BÓDIS J., MUCINA L. (1998b): Északi és déli kitettségi dolomitsziklagyepék térbeli mintázatának összehasonlítása. In: CSONTOS P. (szerk.): *Sziklagyepék szünbotanikai kutatása*, pp. 159–182. Scientia Kiadó, Budapest.
- BARTHA, S., CAMPETELLA, G., CANULLO, R., BÓDIS, J., MUCINA, L. (2004): On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration studies. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 30(1): 101–116.
- BARTHA D, CSISZÁR Á., ZSIGMOND V. (2006): Fehér akác. In: BOTTA-DUKÁT Z., MIHÁLY B. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II.*, pp. 37–68. A KVVVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 10., Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BARTHOLY J., RADICS K. (2000): A szélenergia hasznosítás lehetőségei a Kárpát-medencében. Egyetemi Meteorológiai Füzetek 14., ELTE, Budapest, 79 p.
- BASKIN, C. C., BASKIN, J. M. (1998): Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego, 666 p.
- BAUMANN, K., RUMPELT, A., SCHNEIDER, B. U., MARSCHNER, P., HÜTTL, R. F. (2006): Seedling biomass and element content of *Pinus sylvestris* and *Pinus nigra* grown in sandy substrates with lignite. *Geoderma* 136(3–4): 573–578.
- BÉRES CS. Z. (2004): A térinformatika szerepe a rekultivációban. *Acta Agraria Kaposváriensis* 8(3): 11–24.
- BERG, B., ALBREKTSON, A., BERG, M. P., CORTINA, J., JOHANSSON, M-B., GALLARDO, A., MADEIRA, M., PAUSAS, J., KRATZ, W., VALLEJO, R., MCCLAUGHERTY, C. (1999): Amounts of litter fall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine. *Annals of Forest Science* 56(8): 625–639.
- BERTA ZS., FÖLDING G., SZREDA G., GORJANÁ CZ Z., VÁRHEGYI A. (2008): Az uránbányászati rekultiváció hosszútávú monitoring rendszere. *Bányászati és Kohászati Lapok – Bányászat* 141(3): 7–12.
- BESSIE, W. C., JOHNSON, E. A. (1995): The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology* 76(3): 747–762.
- BHOWMIK, P. C. (1978): Germination, growth and development of common milkweed. *Canadian Journal of Plant Science* 58(2): 493–498.
- BHOWMIK, P. C., BANDEEN, J. D. (1976): The biology of Canadian weeds. 19. *Asclepias syriaca* L. *Canadian Journal of Plant Science* 56(3): 579–589.
- BILGILI, E., SAĞLAM, B. (2003): Fire behaviour in maquis fuels in Turkey. *Forest Ecology and Management* 184(1–3): 201–207.
- BOBOULOS, M., PURVIS, M. R. I. (2009): Wind and slope effects on ROS during the fire propagation in East-Mediterranean pine forest litter. *Fire Safety Journal* 44(5): 764–769.
- BÓDIS J. (1993): A feketefenyő hatása nyílt dolomitsziklagyepre. I. Texturális változások. *Botanikai Közlemények* 80(2): 129–139.
- BODOR J. (2012): A *Megabruchidius dorsalis* Fahreus, 1839 hazai megjelenése *Gleditsia triacanthos*on. *Növényvédelem* 48(4): 165–167.
- BORHIDI A. (1956): Feketefenyveseink társulási viszonyai. *Botanikai Közlemények* 46(3–4): 275–285.
- BORHIDI A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs, 93 p.
- BOSSUYT, B., HONNAY, O. (2008): Heat shock increases the reliability of a temperate calcareous grassland seed bank study. *Plant Ecology* 199(1): 1–7.

- BOTTA-DUKÁT Z. (2004): A növényi invázióval kapcsolatos hazai és nemzetközi aktivitás. *In: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények*, pp. 17–43. A KVV M Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9., Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BOTTA-DUKÁT Z., DANCZA I. (2004): Magas aranyvessző és kanadai aranyvessző. *In: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények*, pp. 293–318. A KVV M Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9., Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BOWMAN, D. M. J., MURPHY, B. P. (2010): Fire and biodiversity. *In: SODHI, N. S., EHRLICH, P. R. (eds.): Conservation biology for all*, pp. 163–180. Oxford University Press.
- BÓZSING E., CSERESNYÉS I. (2006): Az *Asclepias syriaca* L. három Pest megyei állományának szaporodásbiológiai vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények* 12: 179–186.
- BRAY, J. R., GORHAM, E. (1964): Litter production in forests of the world. *Advances in Ecological Research* 2: 101–157.
- BRIGGS, J. M., KNAPP, A. K., BROCK, B. L. (2002): Expansion of woody plants in tallgrass prairie: a fifteen-year study of fire and fire-grazing interactions. *American Midland Naturalist* 147(2): 287–297.
- BUNDITY G. (1995): Erdőtűz utáni rehabilitáció a Kiskunsági Nemzeti Parkban. *Erdészeti Lapok* 130(6): 187.
- BURROWS, N. D. (2008): Linking fire ecology and fire management in south-west Australian forest landscapes. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2394–2406.
- BUSSAY A. (1995): Az erdőtüz és a meteorológiai tényezők közötti kapcsolatok. *Erdészeti Lapok* 130(5): 149.
- CANNAS, S. A., MARCO, D. E., PÁEZ, S. A. (2003): Modelling biological invasions: species traits, species interactions, and habitat heterogeneity. *Mathematical Biosciences* 183(1): 93–110.
- CASALS, P., ROMANYÀ, J., CORTINA, J., FONS, J., BODE, M., VALLEJO, V. R. (1995): Nitrogen supply rate in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests of contrasting slope aspect. *Plant and Soil* 168–169: 67–73.
- CHIBA, Y. (1998): Architectural analysis of relationship between biomass and basal area based on pipe model theory. *Ecological Modelling* 108(1–3): 219–225.
- CHIKUMBO, O., MAREELS, I. M. Y., TURNER, B. J. (1999): Predicting stand basal area in thinned stands using a dynamical model. *Forest Ecology and Management* 116(1–3): 175–187.
- CHUANREN, D., BOCHU, W., WANQIAN, L., LING, C., JIE, L., HUAN, Z. (2004): Effect of chemical and physical factors to improve the germination rate of *Echinacea angustifolia* seeds. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 37(3–4): 101–105.
- CLARK, J. S., ROYALL, P. D., CHUMBLEY, C. (1996): The role of fire during climate change in an eastern deciduous forest at Devil's Bathtub, New York. *Ecology* 77(7): 2148–2166.
- COÛTEAUX, M.-M., BOTTLNER, P., BERG, B. (1995): Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution* 10(2): 63–66.
- CRAMER, G. L., BURNSIDE, O. C. (1982): Distribution and interference of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in Nebraska. *Weed Science* 30(4): 385–388.
- CRONK, Q. C. B., FULLER, J. L. (1995): Plant invaders: the threat to natural ecosystems. Chapman and Hall, London, 241 p.
- CZÁRÁN, T., BARTHA, S. (1989): The effect of spatial pattern on community dynamics; a comparison of simulated and field data. *Vegetatio* 83(1–2): 229–239.
- CZIMBER GY. (1970): A hazai előfordulású, keményhájú magot termő növények ökológiai és rendszertani vonatkozásai. Agrártudományi Egyetem Keszthely, Mosonmagyaróvári Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei 13: 3–40.

- CZIMBER GY. (1980): A keményhájúság. In: SZABÓ L. GY. (szerk.): *A magbiológia alapjai*, pp. 121–135. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- CSERESNYÉS I. (2010): Az invazív fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) magbankja feketefenyvesek talajában. *Botanikai Közlemények* 97(1–2): 59–68.
- CSERESNYÉS I., BÓZSING E., CSONTOS P. (2003): Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben. *Természetvédelmi Közlemények* 10: 37–49.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. (2004): Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése McArthur modelljével. *Tájökológiai lapok* 2(2): 231–252.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. (2006): Szárazsági viszonyok változása feketefenyvesekben. *Tájökológiai Lapok* 4(2): 255–268.
- CSERESNYÉS, I., CSONTOS, P., BÓZSING, E. (2006): Stand age influence on litter mass of *Pinus nigra* plantations on dolomite hills in Hungary. *Canadian Journal of Botany* 84(3): 363–370.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. (2007): A feketefenyvesek szárazsági viszonyainak változása. In: CSONTOS P. (szerk.): *Feketefenyvesek ökológiai kutatása*, pp: 43–56. Scientia Kiadó, Budapest.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P., BÓZSING E. (2007): Dolomitra telepített feketefenyvesek avartömegének vizsgálata. In: CSONTOS P. (szerk.): *Feketefenyvesek ökológiai kutatása*, pp: 31–42. Scientia Kiadó, Budapest.
- CSERESNYÉS, I., SZÉCSY, O., CSONTOS, P. (2011): Fire risk of Austrian pine (*Pinus nigra*) plantations under various temperature and wind conditions. *Acta Botanica Croatica* 70(2): 157–166.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. (2012a): Feketefenyővel rekultivált bauxit külfejtések vegetációjának természetvédelmi szempontú értékelése. *Tájökológiai Lapok* 10(2): 315–340.
- CSERESNYÉS, I., CSONTOS, P. (2012b): Soil seed bank of the invasive *Robinia pseudoacacia* in planted *Pinus nigra* stands. *Acta Botanica Croatica* 71(2): 249–260.
- CSICSAI S. (1986): Bányameddő rekultiváció Tatabányán. *Az Erdő* 35(9): 408–410.
- CSILLAG V. (2006): Feketefenyő-pusztulás a Keszthelyi-hegységben. *Erdészeti Lapok* 141(9): 279–280.
- CSISZÁR Á. (2004): Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájökológiai Lapok* 2(2): 219–229.
- CSÓKA GY. (2006): Az akác-gubacszúnyog [*Obolodiplosis robiniae* (Haldeman 1847)] megjelenése Magyarországon. *Növényvédelem* 42(12): 663–664.
- CSONTOS P. (1996): Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők regenerációs szukcessziójában. Scientia Kiadó, Budapest, 122 p.
- CSONTOS P. (2001a): A szárnagybögancs (*Onopordum acanthium* L.) és a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) magvainak túlélőképessége. *Acta Agronomica Óváriensis* 43(2): 83–92.
- CSONTOS P. (2001b): A természetes magbank kutatásának módszerei. Scientia Kiadó, Budapest, 155 p.
- CSONTOS P. (2005): A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) szárazon tárolt magvainak túlélőképessége. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 29: 25–31.
- CSONTOS, P. (2007): Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. *Community Ecology* 8(1): 75–85.
- CSONTOS, P. (2010): Light ecology and regeneration on clearings of sessile oak – Turkey oak forests in the Visegrád Mountains, Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 52(3–4): 265–286.
- CSONTOS P., LÖKÖS L. (1992): Védett edényes fajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai-hegység dolomitvidékén – Szünbotanikai alapozás természetvédelmi területek felméréséhez. *Botanikai Közlemények* 79(2): 121–143.
- CSONTOS, P., HORÁNSZKY, A., KALAPOSI, T., LÖKÖS, L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. *Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici* 88: 69–77.

- CSONTOS, P., TAMÁS, J., KALAPOŠ, T. (1997): Soil seed banks and vegetation recovery on dolomite hills in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 40(1–4): 35–43.
- CSONTOS P., TAMÁS J., KALAPOŠ T. (1998): A magbank szerepe a dolomitonövényzet regenerálódásában korábban feketefenyvessel borított területeken. In: CSONTOS P. (szerk.): *Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása*, pp. 183–196. Scientia Kiadó, Budapest.
- CSONTOS P., CSERESNYÉS I. (2007): Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése. In: CSONTOS P. (szerk.): *Feketefenyvesek ökológiai kutatása*, pp. 57–79. Scientia Kiadó, Budapest.
- CSONTOS, P., BÓZSING, E., CSERESNYÉS, I., PENKSZA, K. (2009): Reproductive potential of the alien species *Asclepias syriaca* (Asclepiadaceae) in the rural landscape. *Polish Journal of Ecology* 57(2): 383–388.
- CSONTOS, P., HALBRITTER, A., TAMÁS, J., SZILI-KOVÁCS, T., KALAPOŠ, T., UZINGER, N., ANTON, A. (2012): Afforestation of dolomite grasslands with non-native *Pinus nigra* in Hungary and its effect on soil trace elements. *Applied Ecology and Environmental Research* 10(4): 405–415.
- DAMES, J. F., SCHOLEŠ, M. C., STRAKER, C. J. (1998): Litter production and accumulation in *Pinus patula* plantations of the Mpumalanga Province, South Africa. *Plant and Soil* 203(2): 183–190.
- DEBRECZY ZS. (1973): A balaton-felvidéki Péter-hegy és környéke cönológiai vizsgálata. *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 12: 191–220.
- DIACI, J. (2002): Regeneration dynamics in a Norway spruce plantation on a silver fir – beech forest site in the Slovenian Alps. *Forest Ecology and Management* 161(1–3): 27–38.
- DOLLING, K., CHU, P-S., FUJIOKA, F. (2005): A climatological study of the Keetch–Byram drought index and fire activity in the Hawaiian Islands. *Agricultural and Forest Meteorology* 133(1–4): 17–27.
- DÓZSA J. (1966): A duna–tisza-közi homokhát feketefenyveseinek racionális erdőnevelése. *Az Erdő* 15(6): 254–258.
- DRASKOVITS, R., KOVÁCS-LÁNG, E. (1968): Mikroklímamessungen in Kalkstein- und Dolomitfelsenrasen. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis Sectio Biologica* 9–10: 115–129.
- DUKES, J. S., MOONEY, H. A. (1999): Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution* 14(4): 135–139.
- DUNKEL, Z. (2009): Brief surveying and discussing of drought indices used in agricultural meteorology. *Időjárás* 113(1–2): 23–37.
- DUNKEL Z., STOLLÁR A., SZABÓ T., TIRINGER Cs. (1990): A területi párolgás meghatározása Magyarországon. *Időjárás* 94(2–3): 149–155.
- EBERHARDT, R. W., LATHAM, R. E. (2000): Relationships among vegetation, surficial geology and soil water content at the Pocono mesic till barrens. *Journal of the Torrey Botanical Society* 127(2): 115–124.
- ESTRADA-CASTILLÓN, E., JURADO, E., JIMÉNEZ-PÉREZ, J. (2002): New locality of *Gleditsia triacanthos* (Caesalpiniaceae) in northeastern Mexico and its phytogeographic interest. *The Southwestern Naturalist* 47(4): 602–604.
- FEJÉR I. (1960): Hasznosítsuk a meddőhányókat! *Az Erdő* 9(6): 217–219.
- FEJÉR I. (1963): Hozzászólás a külfejtések, meddőhányók újrahasznosítási kérdéseikhez. *Az Erdő* 12(8): 382–383.
- FEKETE, G. (1966): Der xerotherme Flaumeichen-Buschwald des nördlichen Bakony-Gebirges. *Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici* 58: 207–221.
- FENNER, M., THOMPSON, K. (2005): *The ecology of seeds*. Cambridge University Press, Cambridge, 260 p.
- FERNANDES, P. M., VEGA, J. A., JIMÉNEZ, E., RIGOLOŠ, E. (2008): Fire resistance of European pines. *Forest Ecology and Management* 256(3): 246–255.

- FERNÁNDEZ, I., CABANEIRO, A., CARBALLAS, T. (1997): Organic matter changes immediately after a wildfire in an atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry* 29(1): 1–11.
- FERRERAS, A. E., GALETTO, L. (2010): From seed production to seedling establishment: Important steps in an invasive process. *Acta Oecologica* 36(2): 211–218.
- FETTWEIS, U., BENS, O., HÜTTL, R. F. (2005): Accumulation and properties of soil organic carbon at reclaimed sites in the Lusatian lignite mining district afforested with *Pinus* sp. *Geoderma* 129(1–2): 81–91.
- FIGUEIRAL, I., CARCAILLET, C. (2005): A review of Late Pleistocene and Holocene biogeography of highland Mediterranean pines (*Pinus* type *sylvestris*) in Portugal, based on wood charcoal. *Quaternary Science Reviews* 24(23–24): 2466–2476.
- FILCHEVA, E., NOUSTOROVA, M., GENTCHEVA-KOSTADINOVA, S., HAIGH, M. J. (2000): Organic accumulation and microbial action in surface coal-mine spoils, Pernik, Bulgaria. *Ecological Engineering* 15(1–2): 1–15.
- FINÉR, L. (1996): Variation in the amount and quality of litterfall in a *Pinus sylvestris* L. stand growing on a bog. *Forest Ecology and Management* 80(1–3): 1–11.
- FIORETTO, A., MUSACCHIO, A., ANDOLFI, G., VIRZO DE SANTO, A. (1998): Decomposition dynamics of litters of various pine species in a Corsican pine forest. *Soil Biology and Biochemistry* 30(6): 721–727.
- FROUZ, J., PIŽL, V., CIENCIALA, E. (2009): Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry* 94(2): 111–121.
- FULÉ, P. Z., RIBAS, M., GUTIÉRREZ, E., VALLEJO, R., KAYE, M. W. (2008): Forest structure and fire history in an old *Pinus nigra* forest, eastern Spain. *Forest Ecology and Management* 255(3–4): 1234–1242.
- FÜHRER, E., HORVÁTH, L., JAGODICS, A., MACHON, A., SZABADOS, I. (2011): Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. *Időjárás* 115(3): 205–216.
- GANJEGUNTE, G. K., CONDRON, L. M., CLINTON, P. W., DAVIS, M. R. (2005): Effects of mixing radiata pine needles and understory litters on decomposition and nutrient release. *Biology and Fertility of Soils* 41(5): 310–319.
- GANTEAUME, A., JAPPIOT, M., LAMPIN-MAILLET, C., CURT, T., BORGNIET, L. (2011): Effects of vegetation type and fire regime on flammability of undisturbed litter in Southeastern France. *Forest Ecology and Management* 261(12): 2223–2231.
- GARCÍA-PLÉ, C., VANRELL, P., MOREY, M. (1995): Litter fall and decomposition in a *Pinus halepensis* forest on Mallorca. *Journal of Vegetation Science* 6(1): 17–22.
- GELETA F. (1995): Erdőtüzek okainak hatásvizsgálata. *Erdészeti Lapok* 130(5): 150.
- GHIMESSY L. (1991): Az 1990. évi erdőtüzek. *Erdészeti Lapok* 126(5): 140–142.
- GHIMESSY L. (1995): Erdőtüzek és azok hatása erdeinkre. *Erdészeti Lapok* 130(5): 150–151.
- GHIMESSY L. (2003): Az erdőtüz-kárról. *Erdészeti Lapok* 138(3): 81–82.
- GILS, H. VAN, ODOI, J. O., ANDRISANO, T. (2010): From monospecific to mixed forest after fire? An early forecast for the montane belt of Majella, Italy. *Forest Ecology and Management* 259(3): 433–439.
- GIORIA, M., OSBORNE, B. (2010): Similarities in the impact of three large invasive plant species on soil seed bank communities. *Biological Invasions* 12(6): 1671–1683.
- GLITZENSTEIN, J. S., STRENG, D. R., ACHTEMEIER, G. L., NAEHER, L. P., WADE, D. D. (2006): Fuels and fire behavior in chipped and unchipped plots: Implications for land management near the wildland/urban interface. *Forest Ecology and Management* 236(1): 18–29.
- GOMBKÖTŐ L. (2007): A nagygyháza-csordakúti bauxitbányászat rövid története. *Bányászati és Kohászati Lapok – Bányászat* 140(6): 14–18.

- GONZALEZ, J. R., BARRIO, G. DEL, DUGUY, B. (2008): Assessing functional landscape connectivity for disturbance propagation on regional scales. A cost-surface model approach applied to surface fire spread. *Ecological Modelling* 211(1–2): 121–141.
- GOWER, S. T., MCMURTRIE, R. E., MURTY, D. (1996): Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. *Trends in Ecology and Evolution* 11(9): 378–382.
- GRACIA, M., RETANA, J., ROIG, P. (2002): Mid-term successional patterns after fire of mixed pine–oak forests in NE Spain. *Acta Oecologica* 23(6): 405–411.
- GRANSTRÖM, A. (1993): Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4(6): 737–744.
- GRIFFITHS, D. (1999): Improved formula for the drought factor in McArthur's forest fire danger meter. *Australian Forestry Journal* 62(2): 210–214.
- HALÁSZ L. (1955): A fenyő és az akác fontossága a Duna–Tisza-köze homokjainak erdősítésénél. *Az Erdő* 4(3): 129–132.
- HALBRITTER A., CSONTOS P., TAMÁS J., ANTON A. (2003): Dolomitsziklagyeppek és feketefenyvesek talajainak összehasonlító vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények* 10: 19–35.
- HARMER, R., KIEWITT, A., MORGAN, G. (2012): Effects of overstorey retention on ash regeneration and bramble growth during conversion of a pine plantation to native broad-leaved woodland. *European Journal of Forest Research* 131(6): 1833–1843.
- HARTLEY, M. J. (2002): Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 155(1–3): 81–95.
- HARTZLER, R. G., BUHLER, D. D. (2000): Occurrence of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in cropland and adjacent areas. *Crop Protection* 19(5): 363–366.
- HÁZI, J., BARTHA, S., SZENTES, SZ., WICHMANN, B., PENKSZA, K. (2011): Seminatural grassland management by mowing of *Calamagrostis epigeios* in Hungary. *Plant Biosystems* 145(3): 699–707.
- HOLLE, B. VON, JOSEPH, K. A., LARGAY, E. F., LOHNES, R. G. (2006): Facilitations between the introduced nitrogen-fixing tree, *Robinia pseudoacacia*, and non-native plant species in the glacial outwash upland ecosystem of Cape Cod, MA. *Biodiversity and Conservation* 15(7): 2197–2215.
- HORÁNSZKY A. (1996): Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson. *Természetvédelmi Közlemények* 3–4: 5–19.
- HORVÁTH Z. (1984): Adatok az *Asclepias syriaca* L. (Asclepiadaceae) magtermelésének és csírázásbiológiájának komplex ismeretéhez. *Növényvédelem* 20(4): 158–166.
- HORVÁTH GY. (1993): Fehérfoltos fenyőormányos rendkívüli károsítása a Veszprémi erdőgazdaság kopárfásítási területén. *Erdészeti Lapok* 128(12): 189.
- HORVÁTH GY. (2002): Veszélyes ipari hulladékok rekultivációja erdősítéssel. *Erdészeti Lapok* 137(1): 17–19.
- HORVÁTH, F., CSONTOS, P. (1992): Thirty-year changes in some forest communities of Visegrádi Mts., Hungary. In: TELLER, A., MATHY, P., JEFFERS, J. N. R. (eds.): *Responses of forest ecosystems to environmental changes*, pp. 481–488. Elsevier Applied Science, London.
- HOWARD, T. G., GUREVITCH, J., HYATT, L., CARREIRO, M., LERDAU, M. (2004): Forest invasibility in communities in southeastern New York. *Biological Invasions* 6(4): 393–410.
- HUTCHESON, K. (1970): A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29(1): 151–154.
- ISÉPY I. (1974): Avartermelés és az avarlebomlás sebességének mérése mezofil lomboserdőkben. *Botanikai Közlemények* 61(3): 205–216.
- IVAJSNIČ, D., COUSINS, S. A., KALIGARIČ, M. (2012): Colonization by *Robinia pseudoacacia* of various soil and habitat types outside woodlands in a traditional Central-European agricultural landscape. *Polish Journal of Ecology* 60(2): 301–309.

- JÁRÓ Z. (1958): Alommennyiségek a magyar erdők egyes típusaiban. *Erdészettudományi Közlemények* 1: 151–160.
- JÁRÓ Z. (1996): Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson. *Természetvédelmi Közlemények* 3–4: 21–53.
- JOHANSSON, L., XYDAS, C., MESSIOS, N., STOLTZ, E., GREGER, M. (2005): Growth and Cu accumulation by plants grown on Cu containing mine tailings in Cyprus. *Applied Geochemistry* 20(1): 101–107.
- JOHNSON, E. A., FRYER, G. I., HEATHCOTT, M. J. (1990): The influence of man and climate on frequency of fire in the interior wet belt forest, British Columbia. *Journal of Ecology* 78(2): 403–412.
- JOHNSON, E. A., LARSEN, C. P. S. (1991): Climatically induced change in fire frequency in the southern Canadian Rockies. *Ecology* 72(1): 194–201.
- JONÁŠOVÁ, M., HEES, A. VAN, PRACH, K. (2006): Rehabilitation of monotonous exotic coniferous plantations: A case study of spontaneous establishment of different tree species. *Ecological Engineering* 28(2): 141–148.
- JUNG, S-C., MATSUSHITA, N., WU, B-Y., KONDO, N., SHIRAISHI, A., HOGETSU, T. (2009): Reproduction of a *Robinia pseudoacacia* population in a coastal *Pinus thunbergii* windbreak along the Kujukurihama Coast, Japan. *Journal of Forest Research* 14(2): 101–110.
- KÁROLY F., LEGEZA M., STUBÁN Z. (2006): Az iharkút-németbányai külfejtések rekultivációja. *Bányászati és Kohászati Lapok – Bányászat* 139(6): 31–37.
- KASSAI I. (1963): Külfejtések, meddőhányók újrahásznosítási kérdései a Mecsek déli szénmedencéjében. *Az Erdő* 12(3): 106–116.
- KAVVADIAS, V. A., ALIFRAGIS, D., TSIONTSIS, A., BROFAS, G., STAMATELOS, G. (2001): Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecology and Management* 144(1–3): 113–127.
- KAZINCZI, G., BÉRES, I., MIKULÁS, J., NÁDASY, E. (2004): Allelopathic effect of *Cirsium arvense* and *Asclepias syriaca*. *Journal of Plant Diseases and Protection*, Sp. Issue 19: 301–308.
- KEETCH, J. J., BYRAM, G. M. (1968): A drought index for forest fire control. USDA Forest Service Research Paper SE-38. USDA Southeastern Forest Experiment Station, Asheville, NC, 32 p.
- KESZTHELYI I., CSAPODY I., HALUPA L. (1995): Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére. A KTM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 3., Budapest, 251 p.
- KEVEY B. (2008): Magyarország erdőtársulásai. *Tilia* 14: 3–489.
- KLEINBAUER, I., DULLINGER, S., PETERSEIL, J., ESSL, F. (2010): Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudoacacia* into nature reserves and endangered habitats. *Biological Conservation* 143(2): 382–390.
- KOLTAY A. (1990): A feketefenyő hajtáspusztulását okozó gomba, *Diplodia pinea* (Desm.) Kickx (syn. *Sphaeropsis sapinea*) hazai előfordulása. *Növényvédelem* 26(10): 448–450.
- KOLTAY A. (1997): Új kórokozók megjelenése a hazai feketefenyő-állományokban. *Növényvédelem* 33(7): 339–341.
- KOLTAY A. (1999): A hazai fenyőállományok egészségi állapota. *Erdészeti Lapok* 134(1): 15–16.
- KOLTAY A. (2003): Gombabetegségek az erdei- és a feketefenyő túlevelein. *Erdészeti Lapok* 138(11): 352–353.
- KOUKI, J., HOKKANEN, T. (1992): Long-term needle litterfall of a Scots pine (*Pinus sylvestris*) stand: relation to temperature factors. *Oecologia* 89(2): 176–181.
- KOVÁCS B. (1998): A külfejtéses bauxittermelést követő rekultiváció eredményei a Dunántúli-középhegységben. *Földrajzi Értesítő* 47(2): 197–207.
- KURZ, C., COÛTEAUX, M-M., THIÉRY, J. M. (2000): Residence time and decomposition rate of *Pinus pinaster* needles in a forest floor from direct field measurements under a Mediterranean climate. *Soil Biology and Biochemistry* 32(8–9): 1197–1206.

- KÜÇÜK, Ö., BILGILI, E., BAYSAL, I. (2007): Fire development from a point source in surface fuels of a mature Anatolian black pine stand. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 31(4): 263–273.
- KÜÇÜK, Ö., BILGILI, E., SAĞLAM, B. (2008a): Estimating crown fuel loading for Calabrian pine and Anatolian black pine. *International Journal of Wildland Fire* 17(1): 147–154.
- KÜÇÜK, Ö., BILGILI, E., SAĞLAM, B., BAŞKAYA, S., DİNÇ DURMAZ, B. (2008b): Some parameters affecting fire behavior in Anatolian black pine slash. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 32(2): 121–129.
- LACZAY T. (1981): A feketefenyő természetes felújulása a duna–tisza-közi homokon. *Az Erdő* 30(8): 365–369.
- LAMPIN-MAILLET, C., LONG-FOURNEL, M., GANTEAUME, A., JAPPIOT, M., FERRIER, J. P. (2011): Land cover analysis in wildland–urban interfaces according to wildfire risk: A case study in the South of France. *Forest Ecology and Management* 261(12): 2200–2213.
- LEE, C-S., CHO, H-J., YI, H. (2004): Stand dynamics of introduced black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) plantation under different disturbance regimes in Korea. *Forest Ecology and Management* 189(1–3): 281–293.
- LEEGE, L. M., MURPHY, P. G. (2000): Growth of the non-native *Pinus nigra* in four habitats in the sand dunes of Lake Michigan. *Forest Ecology and Management* 126(2): 191–200.
- LENGYEL GY. (1961): Összefüggések a feketefenyő állományok megbetegedése és az időjárási viszonyok között. *Az Erdő* 10(1): 32–36.
- LENGYEL GY. (1964): A feketefenyőpusztulás kérdése. *Az Erdő* 13(3): 126–131.
- LESKÓ K., SZABÓKY CS. (2003): Új károsító az akácra a gyapottok-bagolylepke (*Helicoverpa armigera* Hübner, 1808). *Erdészeti Lapok* 138(3): 96–97.
- LI, Q., MOORHEAD, D. L., DEFOREST, J. L., HENDERSON, R., CHEN, J., JENSEN, R. (2009): Mixed litter decomposition in a managed Missouri Ozark forest ecosystem. *Forest Ecology and Management* 257(2): 688–694.
- LICHTMAN, P. (1998): The politics of wildfire: Lessons from Yellowstone. *Journal of Forestry* 96(5): 4–9.
- LOPES, A. M. G., CRUZ, M. G., VIEGAS, D. X. (2002): *FireStation* – an integrated software system for the numerical simulation of fire spread on complex topography. *Environmental Modelling and Software* 17(3): 269–285.
- LOVÁSZ GY., MAJOROS GY. (1997): Magyarország természeti földrajza. University Press, Pécs, 271 p.
- MAAREL, E. VAN DER (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39(2): 97–114.
- MAAREL, E. VAN DER (2007): Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment – Alternatives to the proposals by Podani. *Journal of Vegetation Science* 18(5): 767–770.
- MAEKAWA, M., NAKAGOSHI, N. (1997): Riparian landscape changes over a period of 46 years, on the Azusa River in Central Japan. *Landscape and Urban Planning* 37(1–2): 37–43.
- MAGYAR P. (1960): Alföldfásítás I–II. Akadémiai Kiadó, Budapest, 575 + 622 p.
- MAGYARORSZÁG ELSŐ (1780–1784) és MÁSODIK (1819–1869) KATONAI FELMÉRÉSE. Országos Hadtörténeli Múzeum Térképtára, Budapest (M = 1:28800).
- MANDRYK, A. M., WEIN, R. W. (2006): Exotic vascular plant invasiveness and forest invasibility in urban boreal forest types. *Biological Invasions* 8(8): 1651–1662.
- MARCO, D. E., PÁEZ, S. A. (2000): Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraea ternifolia* montane forests of Central Argentina. *Environmental Management* 26(4): 409–419.
- MARCO, D. E., PÁEZ, S. A., CANNAS, S. A. (2002): Species invasiveness in biological invasions: a modelling approach. *Biological Invasions* 4(1–2): 193–205.

- MARCO, A. DE, SPACCINI, R., VITTOZZI, P., ESPOSITO, F., BERG, B. (2012): Decomposition of black locust and black pine leaf litter in two coeval forest stands on Mount Vesuvius and dynamics of organic components assessed through proximate analysis and NMR spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry* 51(1): 1–15.
- MARINGER, J., WOHLGEMUTH, T., NEFF, C., PEZZATTI, G. B., CONEDERA, M. (2012): Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region. *Flora* 207(1): 19–29.
- MARJAI Z. (1995a): Magbank a talajban. *Erdészeti Lapok* 130(6): 172–174.
- MARJAI Z. (1995b): Az akác-magbank. *Erdészeti Lapok* 130(10): 311–313.
- MASAKA, K., YAMADA, K. (2009): Variation in germination character of *Robinia pseudoacacia* L. (Leguminosae) seeds at individual tree level. *Journal of Forest Research* 14(3): 167–177.
- MASAKA, K., YAMADA, K., KOYAMA, Y., SATO, H., KON, H., TORITA, H. (2010): Changes in size of soil seed bank in *Robinia pseudoacacia* L. (Leguminosae), an exotic tall tree species in Japan: Impacts of stand growth and apicultural utilization. *Forest Ecology and Management* 260(5): 780–786.
- MÁTHÉ I. (1956): Vegetációtanulmányok a Nógrádi Flórajárás területén, különös tekintettel rétjeinek, legelőinek ökológiai viszonyaira. *MTA Agrártudományi Osztályának Közleményei* 9: 1–56.
- MATLACK, G. R. (1994): Plant species migration in a mixed-history forest landscape in Eastern North America. *Ecology* 75(5): 1491–1502.
- MATOLCSY A. (1958): A pilisvörösvári dolomit-kopár üzemi erdősítésének leírása. *Az Erdő* 7(9): 343–349.
- MATUS, G., TÓTHMÉRÉSZ, B., PAPP, M. (2003): Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science* 6(2): 169–178.
- MAZIA, C. N., CHANETON, E. J., GHERSA, C. M., LEÓN, R. J. C. (2001): Limits to tree species invasion in pampean grassland and forest plant communities. *Oecologia* 128(4): 594–602.
- MAZIA, C. N., CHANETON, E. J., MACHERA, M., UCHITEL, A., FELER, M. V., GHERSA, C. M. (2010): Antagonistic effects of large- and small-scale disturbances on exotic tree invasion in a native tussock grassland relict. *Biological Invasions* 12(9): 3109–3122.
- MCTIERNAN, K. B., COÛTEAUX, M.-M., BERG, B., BERG, M. P., CALVO DE ANTA, R., GALLARDO, A., KRATZ, W., PIUSSI, P., REMACLE, J., VIRZO DE SANTO, A. (2003): Changes in chemical composition of *Pinus sylvestris* needle litter during decomposition along a European coniferous forest climatic transect. *Soil Biology and Biochemistry* 35(6): 801–812.
- MEENTEMEYER, V. (1978): Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology* 59(3): 465–472.
- MERSICH I., PRÁGER T., AMBRÓZY P., HUNKÁR M., DUNKEL Z. (2001; szerk.): Magyarország éghajlati atlasza. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 108 p.
- MÉSZÁROS K., LENGYEL A., HOLDAMPF GY. (2003): Nemzeti Erdőstratégia és Erdőprogram Magyarországon. *Erdészeti Lapok* 138(3): 66–68.
- MEUSEL, H., JÄGER, E. (1992): Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 689 p.
- MEZŐGAZDASÁGI SZAKIGAZGATÁSI HIVATAL (MGSZH) ERDÉSZETI IGAZGATÓSÁGA (2012): Magyarország erdőállományai.
- MIHÓK B. (1999): Telepített feketefenyves állományok természetvédelmi szempontú vizsgálata dolomiton. *Természetvédelmi Közlemények* 8: 49–65.
- MILETIĆ, Z. D., STEFANOVIĆ, T. P., STAJIĆ, S. A., ČOKEŠA, V. M., RADULOVIĆ, Z. B. (2011): Effect of forest plantations on erodibility of reclaimed lignite mine soils. *Polish Journal of Environmental Studies* 20(4): 987–992.
- MILLÁN, M. M., ESTRELA, M. J., BADENAS, C. (1998): Synoptic analysis of meteorological processes relevant to forest fire dynamics on the Spanish mediterranean coast. In: MORENO, J. M. (ed.): *Large forest fires*, pp. 1–30. Backhuys Publishers, Leiden.

- MOHÁCSI T. (1952): Az *Asclepias syriaca* gazdasági jelentősége. *Növénytermelés* 1(2–3): 256–263.
- MOLNÁR, E. (1975): A survey of studies on grassland production in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 21(1–2): 91–101.
- MOLNÁR S. (2000; szerk.): Faipari Kézikönyv I. Faipari Tudományos Alapítvány, Sopron, 428 p.
- MOLNÁR S., BARISKA M. (2002): Magyarország ipari fáit. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 210 p.
- MORANDINI, F., SANTONI, P. A., BALBI, J. H. (2001): The contribution of radiant heat transfer to laboratory-scale fire spread under the influences of wind and slope. *Fire Safety Journal* 36(6): 519–543.
- MORIMOTO, J., KOMINAMI, R., KOIKE, T. (2010): Distribution and characteristics of the soil seed bank of the black locust (*Robinia pseudoacacia*) in a headwater basin in northern Japan. *Landscape and Ecological Engineering* 6(2): 193–199.
- MORVAN, D., DUPUY, J. L. (2001): Modeling of fire spread through a forest fuel bed using a multiphase formulation. *Combustion and Flame* 127(1–2): 1981–1994.
- MUDRÁK, O., FROUZ, J., VELICHOVÁ, V. (2010): Understorey vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. *Ecological Engineering* 36(6): 783–790.
- MUZY, A., NUTARO, J. J., ZEIGLER, B. P., COQUILLARD, P. (2008): Modeling and simulation of fire spreading through the activity tracking paradigm. *Ecological Modelling* 219(1–2): 212–225.
- NAGY B. (1996): Orthopteroid rovarok rekolonizációs viszonyai megnagyobbított feketefenyő tisztásokon. *Természetvédelmi Közlemények* 3–4: 55–63.
- NASIR, H., IQBAL, Z., HIRADATE, S., FUJII, Y. (2005): Allelopathic potential of *Robinia pseudoacacia* L. *Journal of Chemical Ecology* 31(9): 2179–2192.
- NEWBOULD, P. J. (1967): Methods for estimating the primary production of forests. IBP Handbook 2. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 48 p.
- NIKLISSON, M., GRANSTRÖM, A. (2000): Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81(6): 1484–1499.
- NOBLE, I. R., BARY, G. A. V., GILL, A. M. (1980): McArthur's fire-danger meters expressed as equations. *Australian Journal of Ecology* 5: 201–203.
- NOVÁK S. (2007): Bauxitbányászat a Gerecse térségében, Bicske környékén. *Bányászati és Kohászati Lapok – Bányászat* 140(6): 29–33.
- OBERLECHNER, K. VON, VACIK, H. (2003): Anwuchserfolg und Wachstum von Flaumeichen (*Quercus pubescens*) in sekundären Schwarzkiefernbeständen (*Pinus nigra*) im Vinschgau, Südtirol. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 174(12): 219–226.
- OEGEMA, T., FLETCHER, R. A. (1972): Factors that influence dormancy in milkweed seeds. *Canadian Journal of Botany* 50(4): 713–718.
- OREN, R., SCHULZE, E.-D., WERK, K. S., MEYER, J. (1988): Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline. VII. Nutrient relations and growth. *Oecologia* 77(2): 163–173.
- ORSZÁGOS METEOROLÓGIAI SZOLGÁLAT (1985–2006): Időjárás Napijelentés.
- OSONO, T., ONO Y., TAKEDA, H. (2003): Fungal ingrowth on forest floor and decomposing needle litter of *Chamaecyparis obtusa* in relation to resource availability and moisture condition. *Soil Biology and Biochemistry* 35(11): 1423–1431.
- OWENS, M. K., WALLACE, R. B., ARCHER, S. (1995): Seed dormancy and persistence of *Acacia berlandieri* and *Leucaena pulverulenta* in a semi-arid environment. *Journal of Arid Environments* 29(1): 15–23.
- PAGONY H. (1980): Homoki fenyveseink veszedelmes kórokozója a gyökérrontó tapló (*Fomes annosus* Cooke). *Az Erdő* 29(3): 100–103.

- PALIK, B. J., MITCHELL, R. J., HIERS, J. K. (2002): Modeling silviculture after natural disturbance to sustain biodiversity in the longleaf pine (*Pinus palustris*) ecosystem: balancing complexity and implementation. *Forest Ecology and Management* 155(1–3): 347–356.
- PANAGOPOULOS, T., HATZISTATHIS, A. (1995): Early growth of *Pinus nigra* and *Robinia pseudoacacia* stands: contributions to soil genesis and landscape improvement on lignite spoils in Ptolemaida. *Landscape and Urban Planning* 32(1): 19–29.
- PAPP L. (1972): Az avarprodukciónak és jelentősége a biológiai produktivitásban. *Botanikai Közlemények* 59(3): 173–180.
- PAPP T. (1982): Környezetvédő fásítás a Pécsi Hőerőmű zagytaván. In: SZEGI J. (szerk.): *Rekultiváció*, pp. 249–258. Mátraaljai Szénbányák Vállalat, Gyöngyös.
- PAPP M. (2010): Megnövekedett hazánkban az erdőtüzek gyakorisága. *Az Európai Unió Agrárgazdasága* 15(3): 4–5.
- PÄRTEL, M., KALAMEES, R., ZOBEL, M., ROSÉN, E. (1998): Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. *Ecological Engineering* 10(3): 275–286.
- PASTOR, E., ZÁRATE, L., PLANAS, E., ARNALDOS, J. (2003): Mathematical models and calculation systems for the study of wildland fire behaviour. *Progress in Energy and Combustion Science* 29(2): 139–153.
- PATTERSON, D. T. (1995): Weeds in a changing climate. *Weed Science* 43(4): 685–701.
- PAUSAS, J. G. (1997): Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. *Journal of Vegetation Science* 8(5): 643–650.
- PAUSAS, J. G., BLADÉ, C., VALDECANTOS, A., SEVA, J. P., FUENTES, D., ALLOZA, J. A., VILAGROSA, A., BAUTISTA, S., CORTINA, J., VALLEJO, R. (2004): Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review. *Plant Ecology* 171(1–2): 209–220.
- PENKSZA K., KÁDER F., BENYOVSZKY B. M. (1996): Vegetációtanulmány a Balatonalmádi (Vörösberény) melletti Megye-hegyről. *Botanikai Közlemények* 83(1–2): 71–90.
- PÉREZ-SUÁREZ, M., ARREDONDO-MORENO, J. T., HUBER-SANNWALD, E. (2012): Early stage of single and mixed leaf-litter decomposition in semiarid forest pine–oak: the role of rainfall and microsite. *Biogeochemistry* 108(1–3): 245–258.
- POLYAKOVA, O., BILLOR, N. (2007): Impact of deciduous tree species on litterfall quality, decomposition rates and nutrient circulation in pine stands. *Forest Ecology and Management* 253(1–3): 11–18.
- PORTÉ, A., HUARD, F., DREYFUS, P. (2004): Microclimate beneath pine plantation, semi-mature pine plantation and mixed broadleaved–pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 126(1–2): 175–182.
- POSZTOR I. (2001): A rekultiváció feladatai a külszíni szénbányák erdészeti újrahasznosításánál. *Erdészeti Lapok* 136(3): 71–72.
- PRATAS, J., PRASAD, M. N. V., FREITAS, H., CONDE, L. (2005): Plants growing in abandoned mines of Portugal are useful for biogeochemical exploration of arsenic, antimony, tungsten and mine reclamation. *Journal of Geochemical Exploration* 85(3): 99–107.
- PRÉCSÉNYI I. (1971): A Föld növénytakarója primer produkciójának becslése. *Botanikai Közlemények* 58(1): 53–57.
- RAHMONOV, O. (2009): The chemical composition of plant litter of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and its ecological role in sandy ecosystems. *Acta Ecologica Sinica* 29(4): 237–243.
- RÉDEI, K. (2002): Management of black locust (*Robinia pseudoacacia*) stands in Hungary. *Journal of Forestry Research* 13(4): 260–264.
- RÉDEI, K., OSVÁTH-BUJTÁS, Z., BALLA, I. (2001): Propagation methods for black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) improvement in Hungary. *Journal of Forestry Research* 12(4): 215–219.

- RÉDEI, K., OSVÁTH-BUJTÁS, Z., VEPERDI, I. (2008): Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) improvement in Hungary: a review. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 4: 127–132.
- REJMÁNEK, M. (1996): A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biological Conservation* 78(1–2): 171–181.
- RICE, S. K., WESTERMAN, B., FEDERICI, R. (2004): Impacts of the exotic, nitrogen-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia*) on nitrogen-cycling in a pine–oak ecosystem. *Plant Ecology* 174(1): 97–107.
- RICHARDSON, D. M. (1998; ed.): Ecology and biogeography of *Pinus*. Cambridge University Press, 527 p.
- RICHARDSON, D. M., KLUGE, R. L. (2008): Seed banks of invasive Australian *Acacia* species in South Africa: Role in invasiveness and options for management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 10(3): 161–177.
- RICOTTA, C., AVENA, G. C., OLSEN, E. R., RAMSEY, R. D., WINN, D. S. (1998): Monitoring the landscape stability of Mediterranean vegetation in relation to fire with a fractal algorithm. *International Journal of Remote Sensing* 19(5): 871–881.
- ROBERTS, H. A. (1981): Seed banks in soils. *Advances in Applied Biology* 6: 1–55.
- ROLSTON, M. P. (1978): Water impermeable seed dormancy. *The Botanical Review* 44(3): 365–396.
- ROTHERMEL, R. C. (1972): A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA Forest Service Research Paper INT-115. USDA Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT, 48 p.
- RYDGREN, K., HESTMARK, G., OKLAND, R. H. (1998): Revegetation following experimental disturbance in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 9(6): 763–776.
- SAĞLAM, B., KÜÇÜK, Ö., BILGILI, E., DINÇ DURMAZ, B., BAYSAL, B. (2008): Estimating fuel biomass of some shrub species (maquis) in Turkey. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 32(4): 349–356.
- SANTONI, P. A., BALBI, J. H. (1998): Modelling of two-dimensional flame spread across a sloping fuel bed. *Fire Safety Journal* 31(3): 201–225.
- SÁRKÁNY, E. SZ., LEHOCZKY, É., TAMÁS, J., NAGY, P. (2008): Spreading, ecology and damages caused by the common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) in Hungary. *Cereal Research Communications* 36. Suppl. 5: 1571–1574.
- SCHIMMEL, J., GRANSTRÖM, A. (1997): Fuel succession and fire behaviour in the Swedish boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 27(8): 1207–1216.
- SIMEONI, A., SANTONI, P. A., LARINI, M., BALBI, J. H. (2001): On the wind advection influence in the fire spread across a fuel bed: modelling by a semi-physical approach and testing with experiments. *Fire Safety Journal* 36(5): 491–513.
- SIMKÓ H., CSONTOS P. (2009): Fehér akác és tövises lepényfa magbankjának vizsgálata budapesti parkok talajában. *Tájökológiai Lapok* 7(1): 269–278.
- SIMON T. (2000): A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – virágos növények. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 p.
- SNYDER, R. L., SPANO, D., DUCE, P., BALDOCCHI, D., XU, L., PAW, K. T. (2006): A fuel dryness index for grassland fire-danger assessment. *Agricultural and Forest Meteorology* 139(1–2): 1–11.
- SONG, I-J., HONG, S-K., KIM, H-O., BYUN, B., GIN, Y. (2005): The pattern of landscape patches and invasion of naturalized plants in developed areas of urban Seoul. *Landscape and Urban Planning* 70(3–4): 205–219.
- SONG, F., FAN, X., SONG, R. (2010): Review of mixed forest litter decomposition researches. *Acta Ecologica Sinica* 30(4): 221–225.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. (1999): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 470 p.

- SVÁB J. (1981): Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 557 p.
- SWAMY, S. L., PURI, S., KANWAR, K. (2002): Propagation of *Robinia pseudoacacia* Linn. and *Grewia optiva* Drummond from rooted stem cuttings. *Agroforestry Systems* 55(3): 231–237.
- SWETNAM, T. W. (1993): Fire history and climate change in giant sequoia groves. *Science* 262(5): 885–889.
- SZABÓ I. (1987): A Keszthelyi-hegység növényvilágának kutatása. *Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis* 6: 77–98.
- SZABÓKI CS., CSÓKA GY. (1997): A *Phyllonorycter robiniella* Clemens 1859 akáclevél aknázómoly megtelepedése Magyarországon. *Növényvédelem* 33(11): 569–571.
- SZEGI J. (1985): A rekultiváció néhány talajtani kérdése. In: BENESÓCZKY J., LEÖLKES S. L. (szerk.): *A rekultiváció és a vele foglalkozó kutatások helyzete Magyarországon*, pp. 25–31. Agroinform, Budapest.
- SZEGI J., CZIGLINA V., BENESÓCZKY J., OLÁH J., TÓTH S. (1982): A rekultivációs tevékenység problémái Magyarországon. In: SZEGI J. (szerk.): *Rekultiváció*, pp. 13–28. Mátraaljai Szénbányák Vállalat, Gyöngyös.
- SZERÉMY P. (1981): Felhagyott bányaterületek erdősítésének lehetősége a Mecsekben. *Az Erdő* 30(5): 228–230.
- SZODFRIDT I., TALLÓS P. (1964): A felsőnyírádi erdő cseres-tölgyesei. *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 2: 423–435.
- SZŐKE L. (2001): A melegigényes gyomfajok gyors terjedése és a klímaváltozás összefüggése. *Növényvédelem* 37(1): 10–12.
- SZŐKE L., DÁVID I. (2011): Az éghajlatváltozás hatása a gyomnövényzetre. In: NOVÁK R., DANCZA I., SZENTÉY L., KARAMÁN J. (szerk.): *Az Ötödik Országos Szántóföldi Gyomfelvételezés Magyarország szántóföldjein*, pp. 358–366. Vidékfejlesztési Minisztérium Növény- és Talajvédelmi Osztálya, Budapest.
- TAKÁCS I. (1985): Arboricidünk a Garlon 3A. *Az Erdő* 34(6): 276–278.
- TALAS-OĞRAŞ, T., İPEKÇİ, Z., BAJROVIÇ, K., GÖZÜKIRMIZI, N. (2005): Antibacterial activity of seed proteins of *Robinia pseudoacacia*. *Fitoterapia* 76(1): 67–72.
- TAMÁS J. (2001): A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra. *Természetvédelmi Közlemények* 9: 75–85.
- TAMÁS, J. (2003): The history of Austrian pine plantations in Hungary. *Acta Botanica Croatica* 62(2): 147–158.
- TAMÁS J., CSONTOS P. (2006): Dolomitterületek vizsgálata a Budai-hegységben – milyen a növényzet erdőtűz után 10 évvel? In: KALAPOŠ T. (szerk.): *Jelez a flóra és a vegetáció. A 80 éves Simon Tibort köszöntjük*, pp. 105–115. Scientia Kiadó, Budapest.
- TANIGUCHI, T., TAMAI, S., YAMANAKA, N., FUTAI, K. (2007): Inhibition of the regeneration of Japanese black pine (*Pinus thunbergii*) by black locust (*Robinia pseudoacacia*) in coastal sand dunes. *Journal of Forest Research* 12(5): 350–357.
- THOMPSON, K. (1993): Seed persistence in soil. In: HENDRY, G. A. F., GRIME, J. P. (eds.): *Methods in comparative plant ecology*, pp. 199–202. Chapman and Hall, London.
- TOBISCH T., CSONTOS P., RÉDEI K., FÜHRER E. (2003): Fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) faállományok vizsgálata aljnövényzetük összetétele alapján. *Tájökológiai Lapok* 1(2): 193–202.
- TOOLE, F. H., BROWN, E. (1946): Final results of the Duvel buried seed experiment. *Journal of Agricultural Research* 72(6): 201–210.
- TOPIĆ, V., ANIĆ, I., BUTORAC, L. (2008): Effects of stands of black pine (*Pinus nigra* Arn.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) on the protection of soil from erosion. *Ekológia Bratislava* 27(3): 287–299.

- TÓTH J. A., PAPP B. L. (1973): Az avarlebonlás tanulmányozása a síkfőkúti bioszféra-kutatás keretében. I. Az avarlebonlás sebességének meghatározása. *Botanikai Közlemények* 60(3): 177–181.
- TÓTH, J. A., PAPP, B. L., JAKUCS, P. (1985): Litter production of the forest. In: JAKUCS, P. (ed.): *Ecology of an oak forest in Hungary*, pp. 211–226. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- TÖRÖK A. (1991): Javaslat a Balaton-felvidék feketefenyveseinek átalakítására. *Erdészeti Lapok* 126(10): 300.
- TÖRÖK J., TÓTH L. (1996): A Nagy-Szénás természetvédelmi terület madárfaunájának minőségi és mennyiségi vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények* 3–4: 65–70.
- TÖRÖK, K., BOTTA-DUKÁT, Z., DANCZA, I., NÉMETH, I., KISS, J., MIHÁLY, B., MAGYAR, D. (2003): Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. *Biological Invasions* 5(4): 349–356.
- UDVARDY, L. (1998): Classification of adventives dangerous to the Hungarian natural flora. *Acta Botanica Hungarica* 41(1–4): 315–333.
- UDVARDY, L. (1999): Exotic shrubs and trees inclining to escape in an arboretum under strong urban effect in Budapest. *A Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem Közleményei* 59: 171–174.
- UJVÁROSI M. (1973): Gyomnövények. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 833 p.
- VAHID Y., KÓBORI J. (2005): Nemzeti Erdőprogram és az EU-csatlakozás. *Erdészeti Lapok* 140(12): 354–356.
- VALACHOVIČ, M. (1991): Reproductive biology of *Asclepias syriaca* populations in Záhorská Nízina Lowland. II. Notes on viability, seed germination and seedling development. *Biológia (Bratislava)* 46(5): 399–404.
- VARGA L. (2003): A selyemkóró (*Asclepias syriaca*) biológiája és a védekezés esélyei. *Gyomnövények, gyomirtás* 4(1): 1–33.
- VARGA L., LOVÁSZ Cs. (1988): A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) biológiájának néhány jellegzetessége. *Növényvédelem* 24(11): 512–519.
- VARGA SZ., SZIDONYA I. (2002): Környezetkímélő technológiák az erdészeti növényvédelemben. *Erdészeti Lapok* 137(11): 305–309.
- VARGA L., DANCZA I. (2011): Selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.). In: NOVÁK R., DANCZA I., SZENTEY L., KARAMÁN J. (szerk.): *Az Ötödik Országos Szántóföldi Gyomfelvételezés Magyarország szántóföldjein*, pp. 272–282. Vidékfejlesztési Minisztérium Növény- és Talajvédelmi Osztálya, Budapest.
- VARGA Z., VARGA-HASZONITS Z., GENENCSÉR E. E., LANTOS Zs., MILICS G. (2012): A fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) fejlődésének bioklimatológiai elemzése. *Acta Agronomica Óváriensis* 54(1): 35–52.
- VICZIÁN I. (2004): Az almásfüzitői vörösiszap-zagyártározók környezetgeomorfológiai viszonyai. *Földrajzi Értesítő* 53(1–2): 85–92.
- VIEGAS, D. X. (1998): Weather, fuel status and fire occurrence: predicting large forest fires. In: MORENO, J. M. (ed.): *Large forest fires*, pp. 1–30. Backhuys Publishers, Leiden.
- VIEGAS, D. X., VIEGAS, M. T. P., FERREIRA, A. D. (1990): Characteristics of some forest fuels and their relation to the occurrence of fires. Proc. 1st Int. Conf. Forest Fire Research, Coimbra, Portugal, pp. 1–13.
- VIEGAS, D. X., NETO, L. P. C. (1991): Wall shear-stress as a parameter to correlate the rate of spread of a wind induced forest fire. *International Journal of Wildland Fire* 1(3): 177–188.
- VIEGAS, D. X., VIEGAS, M. T. P., FERREIRA, A. D. (1992): Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in Central Portugal. *International Journal of Wildland Fire* 2(2): 69–86.
- VIEGAS, D. X., VARELA, V. G. M., BORGES, C. P. (1994): On the evolution of a linear fire front in a slope. Proc. 2nd Int. Conf. Forest Fire Research, Coimbra, Portugal, pp. 301–318.

- VIEGAS, D. X., BOVIO, G., FERREIRA, A. D., NOSENZO, A., SOL, B. (1999): Comparative study of various methods of fire danger evaluation in Southern Europe. *International Journal of Wildland Fire* 9(4): 235–246.
- VIRZO DE SANTO, A., RUTIGLIANO, F. A., BERG, B., FIORETTO, A., PUPPI, G., ALFANI, A. (2002): Fungal mycelium and decomposition of needle litter in three contrasting coniferous forests. *Acta Oecologica* 23(4): 247–259.
- WALKOVSKY, A. (1998): Changes in phenology of the locust tree (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary. *International Journal of Biometeorology* 41(4): 155–160.
- WEBER, R. O. (2001): Wildland fire spread models. In: JOHNSON, E. A., MIYANISHI, K. (eds.): *Forest fires. Behavior and ecological effects*, pp. 151–169. Academic Press, San Diego.
- WITKOWSKI, E. T. F., GARNER, R. D. (2000): Spatial distribution of soil seed banks of three African savanna woody species at two contrasting sites. *Plant Ecology* 149(1): 91–106.
- WITKOWSKI, E. T. F., GARNER, R. D. (2008): Seed production, seed bank dynamics, resprouting and long-term response to clearing of the alien invasive *Solanum mauritianum* in a temperate to subtropical riparian ecosystem. *South African Journal of Botany* 74(3): 476–484.
- XANTHOPOULOS, G., MAHERAS, G., GOUMA, V., GOUVAS, M. (2006): Is the Keetch–Byram drought index (KBDI) directly related to plant water stress? *Forest Ecology and Management* 234: S–27.
- XIAO-RUI, T., MCRAE, D. J., BOYCHUK, D., JI-ZHONG, J., CHENG-DA, G., LI-FU, S., MING-YU, W. (2005): Comparisons and assessment of forest fire danger systems. *Forestry Studies in China* 7(1): 53–61.
- XU, X. N., HIRATA, E. (2002): Forest floor mass and litterfall in *Pinus luchuensis* plantations with and without broad-leaved trees. *Forest Ecology and Management* 157(1–3): 165–173.
- YENISH, J. P., FRY, T. A., DURGAN, B. R., WYSE, D. L. (1996): Tillage effects on seed distribution and common milkweed (*Asclepias syriaca*) establishment. *Weed Science* 44(4): 815–820.
- YENISH, J. P., DURGAN, B. R., MILLER, D. W., WYSE, D. L. (1997a): Wheat (*Triticum aestivum*) yield reduction from common milkweed (*Asclepias syriaca*) competition. *Weed Science* 45(1): 127–131.
- YENISH, J. P., FRY, T. A., DURGAN, B. R., WYSE, D. L. (1997b): Establishment of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in corn, soybean and wheat. *Weed Science* 45(1): 44–53.
- ZACKRISSON, O. (1977): Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos* 29(1): 22–32.
- ZAGAS, T., TSITSONI, T., GANATSAS, P., TSAKALDIMI, M., SKOTIDAKIS, T., ZAGAS, D. (2010): Land reclamation and Ecological Restoration in a marine area. *International Journal of Environmental Research* 4(4): 673–680.
- ZAMBÓ P. (1995): A Pilisi Parkerdő Rt. területén 1993–1994-ben bekövetkezett erdőtüzekről, a kár mértékéről és annak felszámolására tett erőfeszítésekről. *Erdészeti Lapok* 130(5): 152.
- ZERBE, S. (2002): Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. *Forest Ecology and Management* 167(1–3): 27–42.
- ZHAO, F.-J., SHU, L.-F., WANG, Q.-H. (2012): Terpenoid emissions from heated needles of *Pinus sylvestris* and their potential influences on forest fires. *Acta Ecologica Sinica* 32(1): 33–37.
- ZÓLYOMI B. (1958): Budapest és környékének természetes növénytakarója. In: PÉCSI M. (szerk.): *Budapest természeti képe*, pp. 509–642. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- ZUMBRUNNEN, T., PEZZATTI, G. B., MENÉNDEZ, P., BUGMANN, H. (2011): Weather and human impacts on forest fires: 100 years of fire history in two climatic regions of Switzerland. *Forest Ecology and Management* 261(12): 2188–2199.

M2. melléklet: Az avarmérés kivitelezéséhez kijelölt elegendően feketefenyő állományok

* A terület nincs erdőtagokra osztva

Sor-szám	Községhatár, erdőrészlet (földrajzi hely)	GPS-koordináták	Terület (ha)	Kor (év)	Égtáji kitettség	Lejtő- szög
1	Budakeszi 17E (Vadaspark)	N 47°31'29,2"; E 18°54'33,3"; 288 m	15,6	21	dél	15°
2	Budakeszi 17E (Vadaspark)	N 47°31'30,2"; E 18°54'29,5"; 293 m	15,6	21	dél	15°
3	Budakeszi 17E (Vadaspark)	N 47°31'30,3"; E 18°54'36,2"; 297 m	15,6	21	dél	15°
4	Budakeszi 17E (Vadaspark)	N 47°31'34,0"; E 18°54'34,1"; 335 m	15,6	21	plató	0°
5	Budakeszi 17E (Vadaspark)	N 47°31'33,1"; E 18°54'29,2"; 324 m	15,6	21	plató	0°
6	Üröm 2B (Péter-hegy)	N 47°35'16,5"; E 19°01'36,1"; 230 m	8,6	23	észak	25°
7	Üröm 2B (Péter-hegy)	N 47°35'16,4"; E 19°01'15,6"; 236 m	8,6	23	plató	0°
8	Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	N 47°37'36,5"; E 18°51'24,2"; 290 m	17,4	38	észak	35°
9	Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	N 47°37'35,6"; E 18°51'20,4"; 290 m	17,4	38	észak	25°
10	Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	N 47°37'38,2"; E 18°51'26,2"; 305 m	17,4	38	észak	25°
11	Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	N 47°37'38,5"; E 18°51'18,5"; 294 m	17,4	38	dél	30°
12	Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	N 47°37'37,0"; E 18°51'23,5"; 302 m	17,4	38	plató	0°
13	Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	N 47°37'36,3"; E 18°51'59,0"; 348 m	9,1	43	észak	25°
14	Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	N 47°37'34,4"; E 18°52'04,1"; 357 m	9,1	43	észak	25°
15	Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	N 47°37'34,3"; E 18°52'06,3"; 361 m	9,1	43	észak	30°
16	Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	N 47°37'37,4"; E 18°52'03,2"; 340 m	9,1	43	észak	20°
17	Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	N 47°37'35,2"; E 18°52'00,0"; 354 m	9,1	43	dél	25°
18	Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	N 47°37'36,1"; E 18°52'03,1"; 363 m	9,1	43	plató	0°
19	Budakeszi 18D (Vadaspark)	N 47°31'49,4"; E 18°55'01,5"; 334 m	8,6	46	dél	20°
20	Budakeszi 18D (Vadaspark)	N 47°31'47,2"; E 18°55'06,0"; 338 m	8,6	46	dél	20°
21	Budakeszi 18D (Vadaspark)	N 47°31'49,0"; E 18°55'01,2"; 352 m	8,6	46	dél	20°
22	Budakeszi 18D (Vadaspark)	N 47°31'51,1"; E 18°54'57,0"; 346 m	8,6	46	plató	0°
23	Budakeszi 18D (Vadaspark)	N 47°31'50,3"; E 18°55'05,2"; 349 m	8,6	46	plató	0°
24	Budakeszi 18D (Vadaspark)	N 47°31'49,2"; E 18°55'04,1"; 355 m	8,6	46	plató	0°
25	Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	N 47°36'42,4"; E 18°53'08,1"; 242 m	14,2	61	észak	35°
26	Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	N 47°36'36,1"; E 18°53'01,2"; 249 m	14,2	61	észak	25°
27	Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	N 47°36'38,3"; E 18°53'06,2"; 238 m	14,2	61	észak	25°
28	Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	N 47°36'43,1"; E 18°53'09,0"; 251 m	14,2	61	dél	40°
29	Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	N 47°36'43,6"; E 18°53'12,1"; 255 m	14,2	61	dél	30°
30	Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	N 47°36'42,0"; E 18°53'12,1"; 276 m	14,2	61	dél	25°
31	Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	N 47°36'40,4"; E 18°53'11,2"; 255 m	14,2	61	dél	30°
32	Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	N 47°36'36,2"; E 18°53'09,4"; 285 m	14,2	61	plató	0°
33	Páty 56C (Pihenőerdő)	N 47°30'27,8"; E 18°50'57,3"; 266 m	5,8	61	plató	0°
34	Nagykovácsi 6C (Zsíros-h.)	N 47°35'28,9"; E 18°53'55,8"; 412 m	5,1	64	plató	0°
35	Budakalász 8B (Ezüst-hegy)	N 47°37'12,0"; E 19°00'31,4"; 229 m	14,6	68	észak	20°
36	Budakalász 8B (Ezüst-hegy)	N 47°37'07,4"; E 19°00'32,1"; 253 m	14,6	68	plató	0°
37	Budapest 21A (Látó-hegy)	N 47°32'01,2"; E 18°59'46,1"; 349 m	12,2	97	dél	30°
38	Budapest 21A (Látó-hegy)	N 47°32'11,4"; E 18°59'50,3"; 355 m	12,2	97	dél	25°
39	Budapest 21A (Látó-hegy)	N 47°32'06,2"; E 18°59'54,2"; 368 m	12,2	97	plató	0°
40	Budapest 21A (Látó-hegy)	N 47°32'11,1"; E 18°59'51,1"; 363 m	12,2	97	plató	0°
41	Üröm 9B (Péter-hegy)	N 47°35'13,2"; E 19°02'00,3"; 229 m	15,1	101	dél	20°
42	Üröm 9B (Péter-hegy)	N 47°35'15,5"; E 19°01'14,5"; 243 m	15,1	101	plató	0°
43	Budapest 19E (Látó-hegy)	N 47°32'19,3"; E 19°00'02,1"; 373 m	8,4	104	észak	20°
44	Budapest 19E (Látó-hegy)	N 47°32'21,4"; E 19°00'03,2"; 369 m	8,4	104	észak	20°
45	Budapest 19E (Látó-hegy)	N 47°32'16,4"; E 19°00'06,1"; 359 m	8,4	104	észak	25°
46	Budapest 19E (Látó-hegy)	N 47°32'13,5"; E 19°00'11,2"; 363 m	8,4	104	dél	15°
47	Budapest 19E (Látó-hegy)	N 47°32'17,5"; E 19°00'05,4"; 363 m	8,4	104	plató	0°
48	Pilisszentiván 15D (Zsíros-h.)	N 47°35'54,4"; E 18°53'52,4"; 254 m	5,9	108	észak	25°

M3. melléklet: Az avarmérés kivitelezéséhez kijelölt lombelegyes feketefenyő állományok (a feketefenyő aránya szerinti csökkenő sorrendben)

* AC – *Acer campestre*; AP – *Acer platanoides*; CB – *Carpinus betulus*; FO – *Fraxinus ornus*; PN – *Pinus nigra*; QC – *Quercus cerris*; QP – *Quercus petraea*; RP – *Robinia pseudoacacia*; TC – *Tilia cordata*

Sor-szám	Községhatár, erdőr. (földrajzi hely)	GPS-koordináták	Fafaj-összetétel (bazális ter%)*	Terület (ha)	Kor (év)
1	Páty 56C (Pihenőerdő)	N 47°30'30,6"; E 18°51'00,3"; 246 m	PN 93,6; RP 3,0; QC 2,7; AP 0,7	5,2	69
2	Budapest III. 22A (Hármashatár-h.)	N 47°32'50,8"; E 19°00'20,3"; 394 m	PN 88,3; FO 7,8; AP 2,0; QC 1,9	10,4	68
3	Nagykovácsi 6C (Zsíros-hegy)	N 47°35'24,8"; E 18°53'47,4"; 388 m	PN 77,8; FO 22,2	4,3	72
4	Budapest III. 22F (Hármashatár-h.)	N 47°32'42,4"; E 19°00'25,4"; 368 m	PN 70,9; FO 14,9;	10,0	71
5	Budapest III. 21C (Hármashatár-h.)	N 47°33'06,6"; E 19°00'13,0"; 428 m	PN 64,4; QC 27,7; FO 7,9	3,5	67
6	Budapest II. 18B (Szép-völgy)	N 47°32'32,2"; E 18°59'50,0"; 333 m	PN 57,2; CB 30,9	12,2	65
7	Budapest II. 16C (Szép-völgy)	N 47°32'40,9"; E 19°59'50,6"; 347 m	PN 51,1; FO 26,9; QC 22,0	3,6	64
8	Budapest III. 21F (Hármashatár-h.)	N 47°33'08,8"; E 19°00'13,1"; 421 m	PN 40,4; QC 53,9; FO 5,7	8,3	70
9	Budapest II. 18D (Szép-völgy)	N 47°32'25,4"; E 19°00'01,2"; 317 m	PN 29,0; QP 50,7; TC 9,4; FO 5,6; AC 5,3	2,6	68
10	Budapest III. 19B (Hármashatár-h.)	N 47°33'24,1"; E 19°00'00,9"; 463 m	PN 20,8; FO 38,8; QP 22,6; QC 10,5; AP 7,3	5,7	70

M4. melléklet: Az invazív fajok magbankjának mintavételezéséhez kijelölt feketefenyő állományok

* A terület nincs erdőtagokra osztva

Invazív faj	Községhatár, erdőrészlet	GPS-koordináták	Terület (ha)	Kor (év)
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Ács 10C	N 47°44'51,6"; E 18°01'00,2"; 120 m	5,1	28
	Isaszeg*	N 47°31'27,1"; E 19°21'25,4"; 205 m	4,2	48
	Csévharaszt 601D	N 47°16'53,3"; E 19°24'56,2"; 129 m	2,4	51
	Tárkány 32B	N 47°35'06,6"; E 17°56'05,1"; 143 m	7,8	57
	Komárom 7A	N 47°44'52,4"; E 18°02'14,8"; 127 m	12,4	68
<i>Gleditsia triacanthos</i>	Tárkány 11E	N 47°35'28,5"; E 17°56'12,1"; 145 m	9,0	58
	Komárom 105A	N 47°44'22,9"; E 18°05'25,1"; 119 m	4,1	66
<i>Asclepias syriaca</i>	Csévharaszt 141B	N 47°17'57,7"; E 19°24'58,3"; 131 m	4,0	7
	Csévharaszt 68B	N 47°17'34,6"; E 19°24'11,9"; 128 m	11,1	24

M5. melléklet: A külfejtések rekultivációja során létesített feketefenyő állományok és a cönológiai felvételezéshez használt kvadrátok adatai

Mintaterület (erdőrészlet, terület, kor)	Kvadrát kódja	GPS-koordináták	<i>P. nigra</i> borítás (%)
Balatongyörök 60TN 3,1 ha; 21 év	A1	N 46°45'35,7"; E 17°20'13,4"; 115 m	50
	A2	N 46°45'35,9"; E 17°20'12,7"; 116 m	80
	A3	N 46°45'36,3"; E 17°20'12,2"; 116 m	70
	A4	N 46°45'37,7"; E 17°20'11,9"; 117 m	40
	A5	N 46°45'39,6"; E 17°20'11,0"; 120 m	70
Vonyarcvashegy 19TN 1,6 ha; 24 év	B1	N 46°45'45,7"; E 17°19'14,2"; 143 m	30
	B2	N 46°45'47,3"; E 17°19'16,4"; 151 m	40
	B3	N 46°45'47,5"; E 17°19'18,8"; 156 m	25
	B4	N 46°45'49,8"; E 17°19'19,7"; 162 m	60
	B5	N 46°45'50,3"; E 17°19'17,5"; 160 m	40
Gyenesdiás 29TN 2,2 ha; 22 év	C1	N 46°46'45,0"; E 17°17'41,2"; 161 m	60
	C2	N 46°46'45,0"; E 17°17'40,1"; 164 m	70
	C3	N 46°46'45,8"; E 17°17'40,8"; 164 m	90
	C4	N 46°46'46,4"; E 17°17'49,0"; 159 m	80
	C5	N 46°46'43,6"; E 17°17'40,1"; 160 m	65
Bicske 7A Nagyegyháza 3,2 ha; 15 év	D1	N 47°32'38,5"; E 18°32'48,2"; 276 m	40
	D2	N 47°32'39,3"; E 18°32'49,4"; 278 m	70
	D3	N 47°32'48,6"; E 18°32'56,1"; 297 m	25
	D4	N 47°32'47,5"; E 18°32'57,7"; 291 m	90
	D5	N 47°32'43,5"; E 18°32'52,1"; 290 m	70
Sáska 6I Szóc 6,9 ha; 6 év	E1	N 46°59'59,9"; E 17°31'33,8"; 282 m	15
	E2	N 46°59'59,2"; E 17°31'35,0"; 284 m	10
	E3	N 46°59'58,6"; E 17°31'35,3"; 289 m	10
	E4	N 46°59'57,9"; E 17°31'34,1"; 294 m	15
	E5	N 46°59'57,2"; E 17°31'33,5"; 299 m	15
Sáska 63G 6,4 ha; 20 év	F1	N 46°59'49,6"; E 17°30'55,8"; 261 m	20
	F2	N 46°59'49,1"; E 17°30'54,4"; 260 m	60
	F3	N 46°59'48,7"; E 17°30'56,0"; 261 m	55
	F4	N 46°59'49,8"; E 17°30'56,5"; 262 m	20
	F5	N 46°59'49,3"; E 17°30'58,3"; 263 m	75

M6. melléklet: Az elegyetlen feketefenyvesekben mért avarfrakciók száraztömege és a tűavar-frakció nedvességtartalma. * A mintaterületek számozása az M2. mellékletet követi

Sor- szám*	Mintaterület	Kor (év)	Avarfrakció tömege (kg/ha)			Tűavar-frakció nedvességtartalma (%)
			Tűavar	Ágavar	Tobozavar	
1	Budakeszi 17E	21	9438	706	2981	9,9
2	Budakeszi 17E	21	9083	1049	2648	15,7
3	Budakeszi 17E	21	9396	1521	2624	56,9
4	Budakeszi 17E	21	10605	1238	3065	15,2
5	Budakeszi 17E	21	11057	1308	2098	12,1
6	Üröm 2B	23	9258	1807	1614	12,2
7	Üröm 2B	23	9430	1330	1951	6,4
8	Piliscsaba 49A	38	14280	1790	3123	29,2
9	Piliscsaba 49A	38	12162	2264	1889	67,1
10	Piliscsaba 49A	38	13183	2495	2595	64,2
11	Piliscsaba 49A	38	15651	897	1887	28,2
12	Piliscsaba 49A	38	13668	878	1824	19,6
13	Piliscsaba 18C	43	13662	2053	1868	47,6
14	Piliscsaba 18C	43	12268	1796	2947	39,9
15	Piliscsaba 18C	43	13182	2109	2149	41,9
16	Piliscsaba 18C	43	12608	2134	2729	49,8
17	Piliscsaba 18C	43	12868	1775	2337	43,5
18	Piliscsaba 18C	43	12660	1603	2562	48,6
19	Budakeszi 18D	46	12342	2492	2662	11,2
20	Budakeszi 18D	46	12777	2135	2472	7,7
21	Budakeszi 18D	46	12454	1740	3708	53,9
22	Budakeszi 18D	46	12926	2636	2660	5,6
23	Budakeszi 18D	46	13919	2260	2456	9,2
24	Budakeszi 18D	46	13328	2739	2780	51,9
25	Pilisszentiván	61	20171	2122	2278	38,1
26	Pilisszentiván	61	17212	2513	2473	44,7
27	Pilisszentiván	61	16673	1844	1728	44,1
28	Pilisszentiván	61	19056	2430	2596	41,9
29	Pilisszentiván	61	18668	2793	2924	51,7
30	Pilisszentiván	61	19246	3111	3940	44,9
31	Pilisszentiván	61	20109	3348	3430	43,0
32	Pilisszentiván	61	18083	3795	4156	19,0
33	Páty 56C	61	13868	1436	1183	35,4
34	Nagykovácsi 6C	64	11450	2068	2360	47,6
35	Budakalász 8B	68	18423	3670	4181	8,6
36	Budakalász 8B	68	17756	3852	4307	9,5
37	Budapest 21A	97	12828	2471	2516	12,4
38	Budapest 21A	97	13317	2541	1615	12,4
39	Budapest 21A	97	12539	1725	2277	15,3
40	Budapest 21A	97	11928	2826	2461	15,0
41	Üröm 9B	101	12424	1272	1736	13,7
42	Üröm 9B	101	12517	987	1328	17,2
43	Budapest 19E	104	11282	1606	1786	14,7
44	Budapest 19E	104	10993	2043	3128	39,6
45	Budapest 19E	104	11691	2230	2317	42,1
46	Budapest 19E	104	12165	3555	2864	11,7
47	Budapest 19E	104	11197	1081	1813	12,2
48	Pilisszentiván 15D	108	13860	3633	3469	39,1

M7. melléklet: A lombelegyes feketefenyvesekben mért avarfrakciók száraztömege

Sor- szám	Mintaterület	Feketefenyő (bazális ter%)	Avarfrakció tömege (kg/ha)		
			Tű + lombavar	Ágavar	Tobozavar
1	Páty 56C	93,6	17951	2048	3281
2	Budapest III. 22A	88,3	15866	3050	2837
3	Nagykovácsi 6C	77,8	16072	2596	3134
4	Budapest III. 22F	70,9	16993	3350	1921
5	Budapest III. 21C	64,4	14345	1856	1858
6	Budapest II. 18B	57,2	13141	4067	2176
7	Budapest II. 16C	51,1	12343	3509	1656
8	Budapest III. 21F	40,4	12818	2744	1193
9	Budapest II. 18D	29,0	12107	3799	1828
10	Budapest III. 19B	20,8	9490	2755	555

M8. melléklet: Az akác magbankjának vizsgálatához kiválasztott akác példányok mellmagassági átmérője, a gyűjtött és csírázott magok száma, a csírázási arány, valamint a magbank nagysága a két talajrétegben

Minta- terület	Mellmag. átm. (cm)	Gyűjtött magok sz.		Csírázott magok sz.		Csírázási %		Magbank (db/m ²)	
		0–6 cm	6–12 cm	0–6 cm	6–12 cm	0–6 cm	6–12 cm	0–6 cm	6–12 cm
Ács	8,9	23	0	23	0	100	–	575	0
	12,1	28	2	25	2	89,3	100	625	50
	13,7	22	1	20	1	90,9	100	500	25
	12,7	22	2	22	2	100	100	550	50
	11,8	32	3	30	3	93,8	100	750	75
Isaszeg	24,2	56	8	55	8	98,2	100	1375	200
	26,4	53	11	51	11	96,2	100	1275	275
	19,1	43	2	43	2	100	100	1075	50
	28,6	65	4	60	4	92,3	100	1500	100
	21,3	48	6	45	6	93,8	100	1125	150
Csév- haraszt	27,4	60	4	52	4	86,7	100	1300	100
	19,7	46	7	44	6	95,7	100	1100	150
	16,2	43	2	39	1	90,7	50	975	25
	32,8	75	10	71	10	94,7	100	1775	250
	22,3	65	7	63	6	96,9	85,7	1575	150
Tárkány	30,9	66	13	61	13	92,4	100	1525	325
	20,4	20	12	16	11	80	100	400	275
	21,0	31	10	25	7	92,6	77,8	625	175
	32,8	49	7	46	6	85,7	89,2	1150	150
	34,4	40	14	33	13	89,2	92,9	825	325
Komárom	18,5	32	26	30	26	93,8	100	750	650
	30,2	51	14	47	13	92,2	92,9	1175	325
	37,2	96	38	90	38	93,8	100	2250	950
	31,2	68	27	66	26	97,1	96,3	1650	650
	35,3	80	22	73	22	91,3	100	1825	550

M9. melléklet: A lepényfa magbankjának vizsgálatához kiválasztott lepényfa példányok mellmagassági átmérője, a gyűjtött és csírázott magok száma, a csírázási arány és a magbank nagysága a két talajrétegben, valamint a csemetebank jellemzői

Minta-terület	Mell-mag. átm. (cm)	Gyűjtött magok száma		Csírázott magok száma		Csírázási %		Magbank (db/m ²)		Csemeték száma	Csemetebank (db/m ²)
		0-6 cm	6-12 cm	0-6 cm	6-12 cm	0-6 cm	6-12 cm	0-6 cm	6-12 cm		
Tárkány	35,3	32	8	31	8	96,9	100	775	200	33	1,32
	23,2	2	1	2	1	100	100	50	25	56	2,24
	22,6	33	6	30	6	90,9	100	750	150	19	0,76
	30,2	58	9	54	9	93,1	100	1350	225	22	0,88
	19,4	61	4	58	4	95,1	100	1450	100	41	1,64
Komárom	46,5	46	6	44	5	95,7	83,3	1100	125	28	1,12
	43,9	68	13	68	13	100	100	1700	325	34	1,36
	34,7	62	2	61	2	98,4	100	1525	50	63	2,52
	30,9	47	3	47	3	100	100	1175	75	35	1,40
	28,0	18	4	17	4	94,4	100	425	100	29	1,16

M10. melléklet: A selyemkóró magbankjának vizsgálatához kiválasztott selyemkóró foltok denzitása, a gyűjtött és csírázott magok száma, a csírázási arány, valamint a magbank nagysága a két talajrétegben

Minta-terület	Denzitás (db/m ²)	Gyűjtött magok sz.		Csírázott magok sz.		Csírázási %		Magbank (db/m ²)	
		0-6 cm	6-12 cm	0-6 cm	6-12 cm	0-6 cm	6-12 cm	0-6 cm	6-12 cm
Csév-haraszt 141B	7,8	16	0	3	0	18,8	—	75	0
	9,5	38	0	3	0	7,9	—	75	0
	6,2	14	1	0	0	0	0	0	0
	8,8	20	0	2	0	10	—	50	0
	10,1	10	2	1	0	10	0	25	0
Csév-haraszt 68B	10,5	14	1	4	0	28,6	0	100	0
	15,3	35	0	7	0	20	—	175	0
	11,7	20	4	3	0	15	0	75	0
	12,8	18	0	5	0	27,8	—	125	0
	11,2	8	1	1	0	12,5	0	25	0

M11. melléklet: A rekultivált dolomit és bauxit külfejtések cönológiai tabellája. A kvadrátok kódolása (első sor) az M5. mellékletet követi

Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5	D1	D2	D3	D4	D5	E1	E2	E3	E4	E5	F1	F2	F3	F4	F5
A szint																														
<i>Ailanthus altissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fraxinus ornus</i>	2	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Populus alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	5	3	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Populus tremula</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
B szint																														
<i>Acer campestre</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	1	0	0	0
<i>Ailanthus altissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carpinus betulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clematis vitalba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0
<i>Cornus mas</i>	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cotinus coggygria</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crataegus monogyna</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	1	2	1	2
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euonymus verrucosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fraxinus ornus</i>	20	5	2	0	15	5	2	0	1	1	1	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Juniperus communis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ligustrum vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	0	1	0	2
<i>Populus alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Populus tremula</i>	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus spinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	+	1	0	+
<i>Pyrus pyraeaster</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	2	+	+	0	+
<i>Quercus cerris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0
<i>Quercus petraea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Robinia pseudoacacia</i>	+	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rosa canina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	+	+
<i>Salix caprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3
<i>Sambucus nigra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulmus minor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5	D1	D2	D3	D4	D5	E1	E2	E3	E4	E5	F1	F2	F3	F4	F5
C szint																														
<i>Acer campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achillea collina</i>	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	1	0	0	+	0	1	1	2	+	+	1	1	+	+	+	2	+	1	+	+
<i>Achillea nobilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Achillea ochroleuca</i>	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0
<i>Acinos arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	+	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0
<i>Agrimonia eupatoria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	+	0	0	0	+	+	1	2	+	+	4	+
<i>Agrostis vinealis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ajuga genevensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	0	+	+	0	0	+	0	0	0	0
<i>Allium flavum</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Allium vineale</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	5	2	0	2	1	+	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anagallis arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthemis arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthericum ramosum</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthyllis vulneraria</i>	2	1	+	+	+	1	+	1	1	+	1	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	1	0	0	0	0	0
<i>Arabis auriculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	+	+	0	0	0	0
<i>Arabis hirsuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	+	0	+	+	0	0	0	+	0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	3	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	+	1	+	0	1	0	0	0	0	0	4	+	+	1	0
<i>Artemisia alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Artemisia vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	+	+	+	0	+	0	+	0
<i>Asclepias syriaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asperula cynanchica</i>	0	0	0	0	0	+	+	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	+	+	0	1	+
<i>Astragalus cicer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	1	1	0	0	0	+	0
<i>Astragalus onobrychis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Berteroa incana</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	0	0	0	0	0	1	2	8	0	8	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10	25	15	15
<i>Briza media</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	+	0
<i>Bromus erectus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Bromus hordaceus</i>	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0
<i>Bromus inermis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5	D1	D2	D3	D4	D5	E1	E2	E3	E4	E5	F1	F2	F3	F4	F5
<i>Bromus pannonicus</i>	5	0	10	20	12	2	1	1	2	10	2	3	2	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Bromus sterilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Calamagrostis epigeios</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	3	+	20	5	60	5	10	5	15	10	15	15	25	2	10	5	8
<i>Calamintha sylvatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Campanula glomerata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	
<i>Campanula patula</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	+	0	0	0	0
<i>Campanula sibirica</i>	0	0	+	+	0	0	0	+	+	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cardaminopsis arenosa</i>	0	0	0	+	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cardaminopsis petraea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cardaria draba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Carex caryophylla</i>	0	0	0	+	0	0	1	+	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Carex humilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Carex liparicarpos</i>	0	0	0	0	0	0	+	+	+	1	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Carex spicata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	0	+	0
<i>Carlina biebersteinii</i>	1	+	+	+	0	0	0	+	+	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0
<i>Centaurea biebersteinii</i>	0	+	+	+	0	+	+	0	+	+	+	+	0	0	0	+	+	1	0	+	0	0	1	0	0	+	0	+	2	+
<i>Centaurea pannonica</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centaureum erythraea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	+	0	0	0	0
<i>Cerastium arvense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Cerastium tomentosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cerintho minor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaerophyllum temulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0
<i>Chondrilla juncea</i>	+	0	0	+	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0
<i>Chrysopogon gryllus</i>	0	0	0	0	0	3	4	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Cichorium intybus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	+	+	0	3	0
<i>Cirsium arvense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	1	0	+	+	+	+	+	1	+	+	+	0	0	
<i>Cirsium eriophorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	1	0	0
<i>Cirsium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clinopodium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	+	+	+	1	1	+	+	8	2
<i>Convolvulus arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Conyza canadensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0
<i>Coronilla vaginalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5	D1	D2	D3	D4	D5	E1	E2	E3	E4	E5	F1	F2	F3	F4	F5	
<i>Crataegus monogyna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	+	0	+	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	
<i>Crepis rhoeadifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Dactylis glomerata</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	+	0	0	+	1	+	0	1	+	+	5	2	+	+	1	6	1	1	1	+	
<i>Daucus carota</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	1	1	1	1	+	3	1	+	0	0	+	+	1	3	+	
<i>Dianthus gig. ssp. pontederæ</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Digitaria sanguinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dipsacus laciniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dorycnium herbaceum</i>	0	0	0	0	0	6	3	2	1	3	0	+	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Echium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	0
<i>Elymus repens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epilobium tetragonum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Equisetum arvense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	+	0	0	0	0	0	0
<i>Erigeron acer</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erigeron annuus</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	1	0	0	+	2	1	1	2	+	1	8	5	3	1	5	+	0	+	1	0	
<i>Erodium cicutarium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	+	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erophila verna</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	+	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eryngium campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Erysimum diffusum</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphorbia cyparissias</i>	+	+	+	0	+	1	+	+	+	+	+	0	0	0	+	+	0	0	0	+	0	0	+	0	0	+	0	0	+	0	0
<i>Euphorbia glareosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Euphorbia helioscopia</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphorbia seguierana</i>	0	0	0	0	0	+	1	1	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphrasia tatarica</i>	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Falcaria vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Festuca pallens</i>	+	5	0	0	0	2	1	3	1	1	+	1	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Festuca rupicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	+	3	0	0	+	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Filipendula vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	+	0	0	0	+	0
<i>Fragaria vesca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	15	15	15	15	20
<i>Fragaria viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fraxinus ornus</i>	1	4	+	2	1	1	+	+	0	+	1	0	1	0	1	0	0	2	1	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium aparine</i>	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium glaucum</i>	0	0	0	+	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium mollugo</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	3	+	1	2	+	
<i>Galium verum</i>	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	1	+	1	+	1	+	0	0	0	3	+

Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5	D1	D2	D3	D4	D5	E1	E2	E3	E4	E5	F1	F2	F3	F4	F5
<i>Genista pilosa</i>	0	0	0	0	0	0	4	1	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Globularia punctata</i>	0	0	0	+	+	+	1	1	+	1	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Helianthemum nummularium</i>	0	0	0	0	0	+	+	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Helianthemum ovatum</i>	1	+	+	0	0	+	+	1	0	+	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hieracium bauhini</i>	+	0	+	0	1	1	+	+	+	+	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hieracium cymosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hieracium maculatum</i>	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Hieracium pilosella</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	2	
<i>Hippocrepis comosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Holcus lanatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	2	1	1	1	0	0	1	0
<i>Hypericum perforatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	+	0	1	+	+	0	+	0	+	+	0	+	0	+	+
<i>Inula britannica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Inula conyza</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Juniperus communis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Knautia arvensis</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	0	0	+	0
<i>Koeleria cristata</i>	0	0	0	+	0	+	3	5	1	2	+	1	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0
<i>Koeleria glauca</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus latifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus tuberosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leontodon hispidus</i>	2	1	1	1	1	2	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepidium campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	+	+	+	+	0	+	+	+	+	0
<i>Linaria vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	2	0
<i>Linum austriacum</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linum tenuifolium</i>	+	0	0	+	0	+	+	+	+	+	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lotus corniculatus</i>	0	+	+	+	0	0	0	0	0	+	0	+	+	0	0	2	+	1	0	+	+	1	+	+	+	+	1	+	1	0
<i>Medicago falcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Medicago lupulina</i>	2	0	0	0	0	0	0	3	+	0	3	0	0	+	+	+	1	2	+	+	6	6	8	4	1	2	1	1	1	3
<i>Medicago minima</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	+	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	+	+	+	0	0	0	0	0	0
<i>Melampyrum barbatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melica ciliata</i>	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melica uniflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melilotus albus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melilotus officinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	+	2	0	+	+	+	+	+	1	0	0

Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5	D1	D2	D3	D4	D5	E1	E2	E3	E4	E5	F1	F2	F3	F4	F5
<i>Minuartia setacea</i>	+	0	0	+	0	0	+	+	0	+	+	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Molinia arundinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	1	1
<i>Muscari racemosum</i>	0	0	0	0	0	+	+	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycelis muralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0
<i>Myosotis arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontites rubra</i>	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	3	+	+	+	+	+	0	0	0	0	+	+	+	1	+	0	+	0	0	0
<i>Ononis pusilla</i>	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ononis spinosa</i>	0	+	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Origanum vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	+	0
<i>Papaver rhoeas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Pastinaca sat. ssp. pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	0
<i>Petrorhagia prolifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Petrorhagia saxifraga</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peucedanum cervaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peucedanum oreoselinum</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phleum phleoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Picris hieracioides</i>	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	1	0	0	1	2	1	1	0	1	+	+	+	1	+
<i>Pimpinella saxifraga</i>	+	+	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	1	1	0
<i>Plantago lanceolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	1	0	+	0	0	0	0	0	1	1	1	1	+
<i>Plantago major</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa annua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa bulbosa</i>	0	+	0	+	0	0	+	+	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa compressa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa nemoralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	+	0	+	0	+	0	0	0	+	+	0	0
<i>Poa pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	+	+	+	+	+	0	+	0	0	+	0
<i>Polygala amara</i>	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Populus alba</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Populus tremula</i>	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Potentilla arenaria</i>	0	0	0	0	0	+	2	10	3	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla argentea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	+	0	+	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla recta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Primula veris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	+	+	+	0	0	0	0	0	0
<i>Prunella vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	+	+	+	+	1	+	+	0	0

Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5	D1	D2	D3	D4	D5	E1	E2	E3	E4	E5	F1	F2	F3	F4	F5	
<i>Quercus cerris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	
<i>Quercus pubescens</i>	+	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ranunculus polyanthemos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	+	+	+	+	+	+	0	
<i>Reseda lutea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Rosa canina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0
<i>Salvia austriaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0
<i>Salvia nemorosa</i>	0	0	0	0	0	1	+	2	0	+	0	+	0	0	1	+	0	+	0	0	0	0	+	0	1	+	2	0	0	1	0
<i>Salvia pratensis</i>	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Sambucus ebulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sanguisorba minor</i>	2	+	0	+	+	1	1	1	1	+	0	+	+	+	0	0	0	+	0	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	1	+
<i>Saxifraga tridactylites</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	0	0	+	+	+	+	+	+	+	0	0	0	0	0
<i>Scorzonera austriaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Securigera varia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	+	+	+	0	0	1	4	3	4	1	
<i>Sedum acre</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seseli hippomarathrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Seseli varium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Setaria viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silene latifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silene otites</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silene viscosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Silene vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0
<i>Solidago gigantea</i>	1	0	0	2	+	0	0	+	+	0	+	0	+	15	25	10	5	0	0	4	40	45	60	55	40	15	12	0	3	1	
<i>Sonchus oleraceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0
<i>Stachys recta</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Taraxacum officinale</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	0	+	+	+	+	0	0	+	+	0	0	
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0	0	0	+	+	1	+	1	+	1	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Teucrium montanum</i>	0	0	0	0	0	+	+	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thesium ramosum</i>	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thymus odoratissimus</i>	0	0	0	+	0	+	1	+	+	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thymus pannonicus</i>	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tragopogon dubius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tragopogon pratensis</i>	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0

Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5	D1	D2	D3	D4	D5	E1	E2	E3	E4	E5	F1	F2	F3	F4	F5
<i>Trifolium alpestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	4	6	5	4	+	3	15	2
<i>Trifolium campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	1	0	1	0
<i>Trifolium pratense</i>	1	0	0	+	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	15	3	1	4	8	1	0	0	+	+
<i>Trifolium repens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	+	+	0	0	10	5	3	5	2	2	2	1	2	+
<i>Tussilago farfara</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	1	+	+	+	1	0	0	0	0	0
<i>Verbascum nigrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Verbascum phlomoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Verbascum speciosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Verbascum thapsus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Verbena officinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Veronica chamaedrys</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	+	0	+	0	0	0	+	0
<i>Veronica officinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	0	+	+	0
<i>Veronica triphyllos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	0	0	0	0	0
<i>Vicia grandiflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vicia lathyroides</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	+	+	0	0	+	0
<i>Vicia sepium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	1	+	0	0	0	0
<i>Vicia tenuifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	+	0	0	2	0	0	0	+	+	+	+
<i>Viola arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Viola cyanea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	+	+
Összes borítás (%)	25	10	15	30	15	30	25	50	15	55	25	15	8	35	45	45	20	90	8	30	95	95	97	98	90	95	55	70	90	55
Fajsám	27	15	16	32	17	44	41	70	31	55	42	31	18	26	35	47	38	71	19	44	42	48	60	54	50	72	44	47	80	33

10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Az értekezés elkészítésében nyújtott segítségükért az alábbi személyeknek és szervezeteknek tartozunk köszönettel:

- Anton Attila** (MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet)
Apatóczy István (Pilisi Parkerdő Zrt., Budakeszi Erdészet)
Bakon Gábor (Pilisi Parkerdő Zrt., Budapesti Erdészet)
Báldi András (MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet)
Barczy Attila (Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék)
Barina Zoltán (Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár)
Bartha Sándor (MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet)
Budayné Baráth Blanka (MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Int.)
Cseresnyés Erika (Központi Környezet- és Élelmiszertudományi Kutatóintézet)
Csóka György (Erdészeti Tudományos Intézet, Mátrafüred)
Farkas Viktor (Pilisi Parkerdő Zrt., Pilisszentkereszti Erdészet)
Gill, A. Malcolm (CSIRO, Division of Plant Industry, Canberra, Australia)
Hartdégen Mátyás (Vértesi Erdészeti és Faipari Zrt., Tatabányai Erdészet)
Kercselics Balázs (Bakonyerdő Erdészeti és Faipari Zrt., Monostorapáti Erdészet)
Koltay András (Erdészeti Tudományos Intézet, Mátrafüred)
Mák József (Vértesi Erdészeti és Faipari Zrt., Kisbéri Erdészet)
Malatinszky Ákos (Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék)
Masaka, Kazuhiko (Forestry Research Institute of Hokkaido, Japan)
Országos Meteorológiai Szolgálat, Éghajlati Szolgáltató Osztály
Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok (OTKA T-037732)
Pásztor László (MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet)
Penksza Károly (Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék)
Rajkai Kálmán (MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet)
Stubán Zoltán (Bakonyerdő Erdészeti és Faipari Zrt., Pápai Erdészet)
Szakács István (Bakonyerdő Erdészeti és Faipari Zrt., Keszthelyi Erdészet)
Tamás Júlia (Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár)
Török Péter (Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék)
Turcsányi Gábor (Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék)
Vadas Ferenc (Nagykunsági Erdészeti és Faipari Zrt., Monori Erdészet)
Viegas, D. Xavier (Department of Mechanical Engineering, University of Coimbra, Portugal)