

dc_485_12

MTA Doktori Pályázat

Doktori értekezés

**A biológiai sokféleség keletkezése, veszélyeztető tényezői,
helyreállítása és monitorozása**

Evolúciós és konzervációökológiai kutatások a biodiverzitás
különböző szintjein

Lengyel Szabolcs

Debrecen, 2012

TARTALOMJEGYZÉK

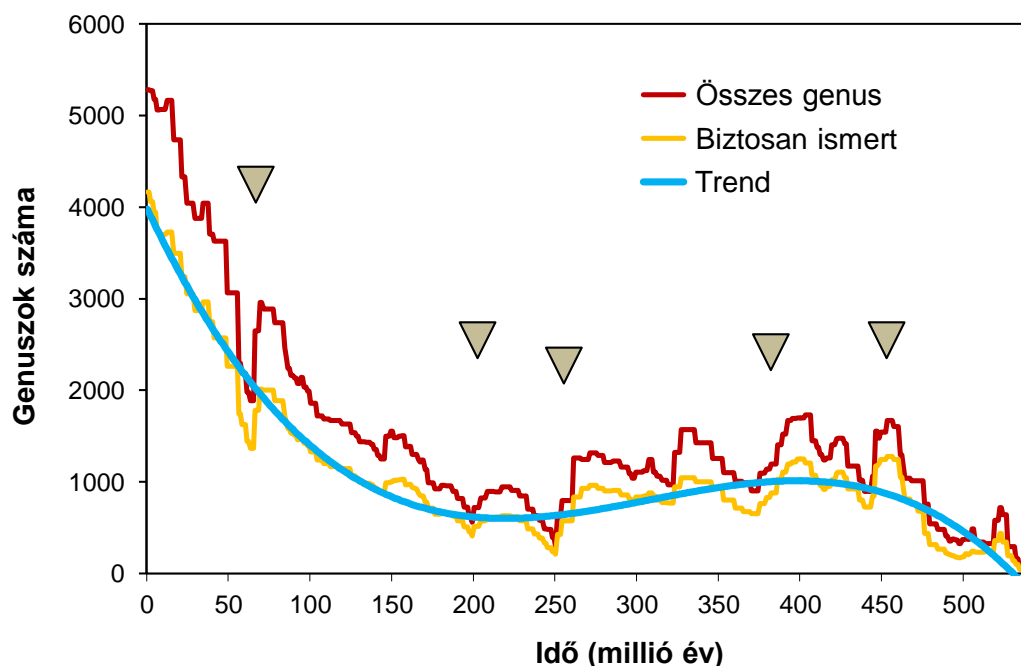
0.	ELŐSZÓ: A BIODIVERZITÁS SZINTJEI ÉS AZ ÉRTEKEZÉS FELÉPÍTÉSE.....	2
1.	BEVEZETÉS.....	6
1.1.	A biodiverzitás keletkezése evolúciós időskálán: a diverzifikáció	6
1.2.	Evolúciós-ökológiai időskála: a tiszavirág genetikai sokfélesége	10
1.3.	Ökológiai időskála: a biodiverzitást veszélyeztető folyamatok.....	12
1.4.	A biodiverzitás helyreállítása: élőhely-restaurációk és kezelések	15
1.5.	A biodiverzitás monitorozása	19
2.	MÓDSZEREK.....	24
2.1.	A hangya általi magterjesztés: irodalmi áttekintés.....	24
2.2.	Diverzifikációs ráták vizsgálata testvércsoportok összehasonlításával.....	25
2.3.	A tiszavirág genetikai sokféleségének vizsgálata	26
2.4.	Mesterséges vagy természetes élőhelyek: a gulipán élőhelyválasztása	28
2.5.	A hidak szerepe a tiszavirág rajzásában	29
2.6.	Táj-szintű élőhely-rehabilitáció Egyek-Pusztakócsón: előzmények.....	30
2.7.	A tájleptékű gyeprekonstrukció kivitelezése és vizsgálatának módszerei	33
2.8.	Gyeprekonstrukciós módszerek volt lucernaföldeken	37
2.9.	Állategyüttesek felmérési módszerei.....	38
2.10.	Ízeltlábúak mintavétele: az élőhely-affinitási indexek.....	41
2.11.	Adatgyűjtés az európai élőhely-monitorozó programokról.....	43
2.12.	Az élőhely-monitorozó programok integrálása: alapfogalmak	44
3.	EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	48
3.1.	A myrmecochoria taxonómiai, biogeográfiai és filogenetikai elterjedése	48
3.2.	A myrmecochoria diverzifikációs előnyei.....	54
3.3.	A tiszavirág (<i>Palingenia longicauda</i>) genetikai sokfélesége	57
3.4.	Mesterséges élőhelyek mint ökológiai csapdák: a gulipán esete	63
3.5.	Mesterséges létesítmények hatásai a populációkra: a tiszavirág esete.....	67
3.6.	Élőhely-restaurációk és kezelések stratégiai tervezése	73
3.7.	A vegetáció fejlődését befolyásoló tényezők a gyeprekonstrukció után.....	79
3.8.	Vegetációfejlődés lucernaföldek gyepesítése után.....	88
3.9.	Állategyüttesek változásai gyeprekonstrukciót követően.....	93
3.10.	A gyeprekonstrukció hatásai négy kiemelt ízeltlábú csoportra	99
3.11.	Az élőhely-monitorozás helyzete Európában	102
3.12.	Az élőhely-monitorozás integrálási lehetőségei	110
4.	ÖSSZEGZÉS ÉS KITEKINTÉS	121
5.	AZ ÉRTEKEZÉSBEN BEMUTATOTT KÖZLEMÉNYEK.....	125
6.	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	127
7.	IRODALOMJEGYZÉK.....	129
8.	FÜGGELÉK.....	143

0. ELŐSZÓ: A BIODIVERZITÁS SZINTJEI ÉS AZ ÉRTEKEZÉS FELÉPÍTÉSE

0.1.1. A biodiverzitás szintjei

A biológiai sokféleség ősidők óta elkápráztatja az emberiséget. A tudatunk hajnalán barlangrajzokban szemléletesen megnyilvánuló vonzódásunk a növény- és állatvilághoz kultikus hagyományainkban, ősi regéinkben, mondókáinkban, dalainkban élt és él tovább. Nem véletlen, hogy számos, manapság jelentős emberi település fajokban és élőhelyekben különösen gazdag területeken alakult ki, például folyók összefolyásánál, torkolatoknál, hegy- és síkvidékek találkozásánál, flóratartományok határainál. A biológiai sokféleség tette lehetővé a növény- és állatfajok házasítását, domesztikációját a világ több pontján, mely az élelemtermelés és a mezőgazdaság kialakulásához és végső soron az emberiség létszámának exponenciális növekedéséhez vezetett (Diamond 1997).

De hogyan alakul ki maga a biológiai sokféleség? Milyen evolúciós és ökológiai tényezők lehetnek felelősek a sokféleség mai mintázatainak kialakításáért? Az élet megjelenése óta – az öt nagy kipusztulási hullám ellenére – a biológiai sokféleség többé-kevésbé folyamatosan nőtt, mint azt az egyik legjobban ismert példa mutatja (**1. ábra**).



1. ábra. A phanerozoikum (utolsó 542 millió év) fosszilis leletanyagból ismert tengeri állatnemeinek (genusainak) száma. A „biztosan ismert” genusok evolúciós megjelenésének első és utolsó időpontja is megfelelően datálható. A trend harmadfokú polinomiális egyenlet illesztésével készült a biztosan ismert genusok adatai alapján. A szürke háromszögek az öt nagy kihalási hullám időpontjait mutatják. Az adatok forrása: Rohde & Muller (2005).

A növekedés különösen a legutóbbi, a kréta-harmadidőszak határon (65 millió éve) történt, a meteorit-becsapódáshoz és a dinoszauruszok letűnéséhez köthető kihalási hullám óta szembetűnő. Számos kutató osztja a véleményt, hogy e recens növekedés alapvetően két, evolúciós szempontból rendkívül sikeres csoport, a zárvatermő növények (Angiospermatophyta) és a rovarok (Insecta) hihetetlen mértékű diverzifikációjára vezethető vissza (Stebbins 1981). A neves evolúcióbiológus, J. B. S. Haldane több előadásában hangoztatta találó megjegyzését, miszerint Isten, ha létezik, különösen kedvesnek tarthatja a bogarakat ('has an inordinate fondness for beetles'), mellyel arra utalt a tudós, hogy a leírt fajok nagy részét e rovarrend tagjai teszik ki. A zárvatermő növények és a rovarok evolúciós sikerességét, diverzifikációját azonban nem csak anatómiai és fiziológiai innovációik, hanem a közöttük kialakult kapcsolatok is magyarázzák. A rovarok egyrészt trofikus kapcsolataik révén (fogyasztóként), másrészt a virágok beporzójaként (pollinátorként) vagy a növények magjait terjesztő ágensként jelenthettek olyan szelekciós nyomást, mely nagy mértékben felgyorsította a zárvatermő növények diverzifikációját (Crane et al. 1995, Crepet 2008).

0.1.2. A konzervációbiológia

A fajok kihalásának üteme a legszerényebb becslések szerint is megszázsorozódott az ember színrelépése előtt jellemző kipusztulási háttér-rátához képest. A „biodiverzitás-krízis” (Soulé 1986) tudatosulása hívta életre a konzervációbiológia tudományát. A konzervációbiológia viszonylag új, formálisan az 1980-as évek óta létező, szintetikus jellegű tudomány, mely több természet- és társadalomtudomány elveit és eredményeit használja a Föld biológiai sokféleségének fenntartása érdekében (Groom et al. 2006). Két legfontosabb alapelve az evolúciós változás és az ökológiai dinamizmus. Az evolúciós változás azt fejezi ki, hogy a fajok fennmaradását nem csak rövid időskálán, hanem hosszabb, evolúciós skálán kell biztosítani annak érdekében, hogy képesek legyenek a jövőbeli, pl. globális környezeti változásokra evolúciós válaszokat adni (pl. adaptációval vagy diszperzióval). Az ökológiai dinamizmus pedig azt fejezi ki, hogy a fajok és élőhelyek nem változatlan, determinisztikus entitások, mint ahogy a „biológiai egyensúly” nézet vélte, hanem a környezet és egymás hatására folyamatosan változó egységek, mely változásokat a védelemben figyelembe kell venni és lehetőséget kell rá biztosítani. Az evolúciós és ökológiai ismeretek ezért a konzervációbiológia sziklaszilárd alapjait képezik.

A konzervációbiológia rohamos fejlődését egy ma már több ezer tagot számláló nemzetközi tudományos szervezet (Society for Conservation Biology, SCB), számtalan regionális vagy helyi szervezet (SCB chapter), több nemzetközi konferenciasorozat és több magas impaktú folyóirat (pl. *Conservation Biology*, *Conservation Letters* stb.) fémjelzi.

0.1.3. Az értekezés felépítése

Habár a konzervációbiológia fejlődésével a biodiverzitás-krízis okairól szerzett ismereteink egyre bővülnek, a sokféleség keletkezéséről, helyreállítási lehetőségeiről és optimális monitorozásáról még mindig keveset tudunk. Különösen igaz ez a diverzitás nagyobb időskálán (evolúciós-történeti) és térbeli léptéken (globális, regionális, táji szinten) működő folyamataival kapcsolatban. Többek között ezen okok vezettek arra, hogy az egyetemi doktori (PhD) fokozatom megszerzése (2001) óta folytatott tudományos munkámban a biológiai sokféleség keletkezése, veszélyeztető tényezői, illetve védelmi, helyreállítási és monitorozási lehetőségei érdekeltek. Kutatási témáim megválasztásánál igyekeztem a szokásosnál nagyobb, ritkán vizsgált térbeli/időbeli léptékekre koncentrálni és olyan témákat választani, melyeknek fontos konzervációs vetületük, kihatásuk, üzenetük van.

A „biodiverzitás” általános, több szerveződési szinten és térbeli-időbeli léptéken értelmezhető fogalom. A jelen értekezésben bemutatott kutatások a biodiverzitás genetikai, populációs, faji és közösségi (élőhelyek) szintjeit érintik és három térbeli léptéket (globális, kontinentális, táji) és két időbeli léptéket (evolúciós és ökológiai) ölelnek fel. Az értekezésben tizenkét vizsgálat (3.1.-3.12. fejezet) tizenhárom publikációban közölt eredményei szerepelnek, melyek a biodiverzitási szintek és földrajzi léptékek keresztmetszetében végzett változatos evolúciós és konzervációökológiai vizsgálatokat mutatnak be (**1. táblázat**).

1. táblázat. Az értekezésben bemutatott vizsgálatok áttekintése a biodiverzitás vizsgált szintje és a vizsgálat térbeli/időbeli léptéke szerint.

<i>Biodiverzitás szintje</i>	<i>Térbeli/időbeli lépték</i>		
	Globális / évmilliók	Kontinentális / tízezer évek	Táji / évek, évtizedek
Genetikai/populációs	–	3. Vizsgálat	4-5. Vizsgálat
Faji	1-2. Vizsgálat	–	7-8. Vizsgálat
Élőhelyi/közösségi	–	11-12. Vizsgálat	6., 9-10. Vizsgálat

Az értekezés 1. részében egy növény-hangya magterjesztési mutualizmus példáján mutatom be, hogy milyen evolúciós-ökológiai tényezők hozhatóak kapcsolatba a faji szintű biodiverzitás globális mintázatainak kialakulásával evolúciós (több millió éves) időskálán (1. és 2. Vizsgálatok). Egy kisebb, kontinentális léptéken végzett esettanulmányban vizsgálom a biodiverzitás legalacsonyabb szintjén, a genetikai sokféleségben fellelhető mintázatokat a kisebb (néhány tízezer éves) időléptéken zajló evolúciós folyamatok értelmezése céljából a tiszavirág (*Palingenia longicauda*) példáján (3. Vizsgálat).

Az értekezés 2. részében két esettanulmányban mesterséges élőhelyek ill. létesítmények negatív szerepét vizsgálom két természetvédelmi szempontból fontos faj, a gulipán (*Recurvirostra avosetta*) élőhelyválasztásában ill. a tiszavirág diszperziós mozgásában és szaporodásában, melynek a közvetlen mechanizmusai lehetnek a populációk fogatkozásának, majd eltűnésének (4. és 5. Vizsgálatok).

Az értekezés 3. részében a táji szintű biológiai sokféleség védelmében végzett, különleges térbeli léptékű beavatkozásainkat és azok legfontosabb eredményeit mutatom be annak alátámasztására, hogy megfelelő ismeretekkel felszerelve lehetséges a sokféleség hatékony védelme az egyes fajok szintjén felül, a közösségek és élőhelyek szintjén is (virágos növények, ízeltlábúak, gerincesek; 6-10. Vizsgálatok).

Az értekezés 4. részében végül az élőhelyi szintű biodiverzitás-monitorozás jelenlegi európai gyakorlatának tudományos megalapozottságát tekintem át és értékelem abból a szempontból, hogy a jelenlegi elaprózott programok hogyan integrálhatóak annak érdekében, hogy a nagyobb, kontinentális léptékű biodiverzitási mintázatok időbeli változásait (trendjeit) a tudományos elvárásoknak és a politikai igényeknek egyaránt megfelelő módon vizsgálhassuk (11-12. Vizsgálatok).

1. BEVEZETÉS

1.1. A BIODIVERZITÁS KELETKEZÉSE EVOLÚCIÓS IDŐSKÁLÁN: A DIVERZIFIKÁCIÓ

1.1.1. Bevezetés

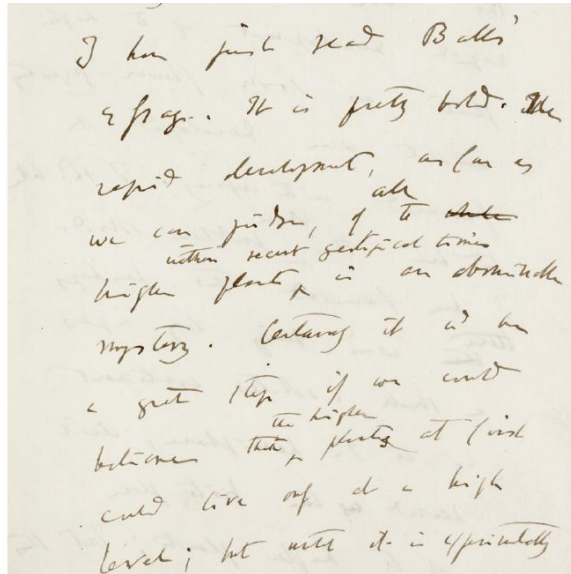
A biológiai sokféleség végső soron a genetikai anyag mutációkon során történő megváltozásával és genomban rögzülésével keletkezik *de novo*. Az allélváltozatok létrejötte mellett a genetikai variabilitás további keletkezési módja a rekombináció, azaz az allélek új génkombinációkban történő keveredése. Két, időben és/vagy térben elkülönült populáció között a genetikai variabilitás divergens változása mutációk és rekombináció révén megfelelően hosszú idő alatt pedig elvezethet a genetikai különbségek kialakulásához, feldúsulásához, majd a két populáció reprodukív izolációjához, végső soron pedig faji szintű elkülönüléséhez és a fajkeletkezéshez (Givnish 2010).

Az új fajok kialakulásának sebessége különbözhet a törzsfajlás különböző leszármazási ágaiban, hiszen egyes fajok vagy fajcsoportok jobban vagy gyorsabban alkalmazkodhatnak lokális környezetükhöz, mint mások. Ugyancsak különbségek lehetnek az egyes fajok élettartamában, hiszen a kipusztulási valószínűség változhat a környezethez különböző módon és mértékben alkalmazkodott fajok között. E két hatás következtében egyes leszármazási ágakban magasabb lehet a diverzifikációs ráta, mint más ágakban. A diverzifikációs ráták vizsgálata ezért különösen fontos és hasznos a faji szintű biológiai sokféleség mai mintázatainak értelmezésében (Yoder et al. 2010). A különböző leszármazási ágak mai fajdiverzitási mintázatai a *nettó diverzifikációs ráta*, azaz az egyes ágakon belüli fajkeletkezés és fajkihalás sebessége között levő különbség eredményei.

A diverzifikációs ráták vizsgálatánál az egyik legérdekesebb kérdés, hogy vajon milyen evolúciós lépések okozták a ráta felgyorsulását egyes leszármazási ágakban, azaz végső soron az egyes ágak evolúciós sikerességében meglévő különbségeket. Ezen evolúciós lépések, melyeket gyakran evolúciós újításnak vagy kulcs-innovációnak neveznek ('key innovation in evolution') (de Queiroz 2002) nagyobb evolúciós időléptéken magyarázhatják a biológiai sokféleség mai mintázatait.

A zárvatermő növények (Angiospermatophyta) diverzifikációja Földünk egyik leglátványosabb szárazföldi radiációja. Viszonylag rövid geológiai időn belül (120-130 millió év) több mint 250 ezer faj, 13 ezer nemzetség (genus) és 450 család (familia) alakult

ki (Davies et al. 2004). A zárvatermő növények ezen hihetetlen fajgazdagsága már Charles Darwint is lenyűgözte, aki a zárvatermők gyors kialakulását „irtózatos rejtély”-nek nevezte (2. ábra).



2. ábra. Charles Darwin 1879. július 22-én írott levele Joseph Hooker botanikushoz, egyik legközelebbi barátjához (részlet): „I have just read Ball's Essay. It is pretty bold. The rapid development, as far as we can judge, of all the higher plants within recent geological times is an abominable mystery. Certainly it would be a great step if we could believe that the higher plants at first could live only at a high level; (...)" (kiemelés – L.Sz.).

Ezen „irtózatos rejtély” azóta is élénken foglalkoztatja az evolúcióbíológusokat. Viszonylag korán felismerték, hogy a zárvatermők kialakulásában és diverzifikációjában különösen fontosak voltak az ízeltlábúak (Arthropoda), elsősorban mint megporzók (pollinátorok) (Regal 1977, Stebbins 1981). A rovarbeporzás a rovar-növény kapcsolat egyre specifikusabbá válását is elindította, mely sok alapvető virágforma kialakulásához és a korai zárvatermők gyors evolúciójához, radiációjához vezetett (Crepet 1984).

A rovarok azonban más tekintetben is fontosak lehettek a zárvatermők evolúciójában. A helyhez kötött növények életmenet-evolúciójának egyik legfontosabb kihívása az, hogy az anyanövény hogyan terjessze a szaporítóképletét (magját) a beltenyésztés elkerülésére. A magterjesztés központi jelentőségű a nagy térbeli léptéken működő evolúciós ökológiai folyamatokban, pl. a hosszútávú diszperzióban, az új élőhelyek kolonizációjában, az elterjedési terület expanziójában, a reprodukív izolációban és végső soron a fajkeletkezésben (Bronstein et al. 2006). Egyes szerzők szerint a növények és ízeltlábúak

között kialakult magterjesztési mutualizmusok szerepet játszhattak a zárwatermő növények magas diverzifikációs rátájának fenntartásában, különösképpen a harmadidőszak későbbi részében (Crane et al. 1995).

Öt fő magterjesztési módot ismerünk: terjesztő ágens nélküli (passzív terjedés, ballisztikus repítőkészülékek stb.), szél általi (anemochoria), víz általi (hydrochoria), gerincesek által a kültakarón (exozoochoria) vagy a tápcsatornán át (endozoochoria), illetve hangyák által (myrmecochoria) (van der Pijl 1982, Vittoz and Engler 2007). Az öt fő magterjesztési mód közül a myrmecochoria a legkevésbé ismert (Bronstein et al. 2006). Korábbi becslések a myrmecochoriával terjedő fajok számát 3000-re tették (Beattie 1985). Ezen becslés azonban néhány kiragadott régió (pl. Észak-Amerika) néhány növényzeti típusának (pl. keleti-parti erdők) vizsgálatán alapult. Az utolsó becslés (1985) óta eltelt időben a myrmecochoriát a növény-állat interakciók szemszögéből és evolúciós ökológiai, közösségökológiai szempontból is intenzíven vizsgálták, ezért mindenképpen indokolt volt egy új, globális vizsgálat és áttekintő tanulmány elkészítése.

Minden eddigi vizsgálat szerint a myrmecochoria szignál adaptációja az elaioszómák jelenléte a növények magján. Az elaioszómák lipidekben, főként olajsavakban gazdag, nitrogénben szegény magfüggelékek (**3. ábra**). A talajra eső elaioszómás magvakat a hangyák megtalálják és kolóniájukba viszik, ahol az elaioszómát eltávolítják és többnyire lárváiknak adják, míg az amúgy intakt magot a szemétdombként szolgáló kamrában helyezik el. Az elaioszómák ezért tulajdonképpen jutalomként szolgálnak a hangyáknak, csakúgy, ahogy a lédús bogyók és a húsos gyümölcsök is a madarak és emlősök mint magterjesztők számára (Edwards et al. 2006).



3. ábra. Elaioszómák (olajsavakban gazdag magfüggelékek) a ligeti csillagvirág (*Scilla vindobonensis*) (balra) és a vérehulló fecskefű (*Chelidonium majus*) magjain.

A zárwatermők radiációjának egyik legérdekesebb sajátja, hogy a diverzifikációs ráta jelentősen különbözött az egyes leszármazási ágakban (Davies et al. 2004). Az egyes családok fajszáma az 1 és a 23 000 között, azaz négy nagyságrend tartományban változik (Stevens 2008), mely nagyszerű lehetőséget kínál a diverzifikációs különbségek vizsgálatára és a myrmecochoria mint lehetséges evolúciós kulcs-újítás diverzifikációban játszott szerepének értékelésére.

1.1.2. Célkitűzés

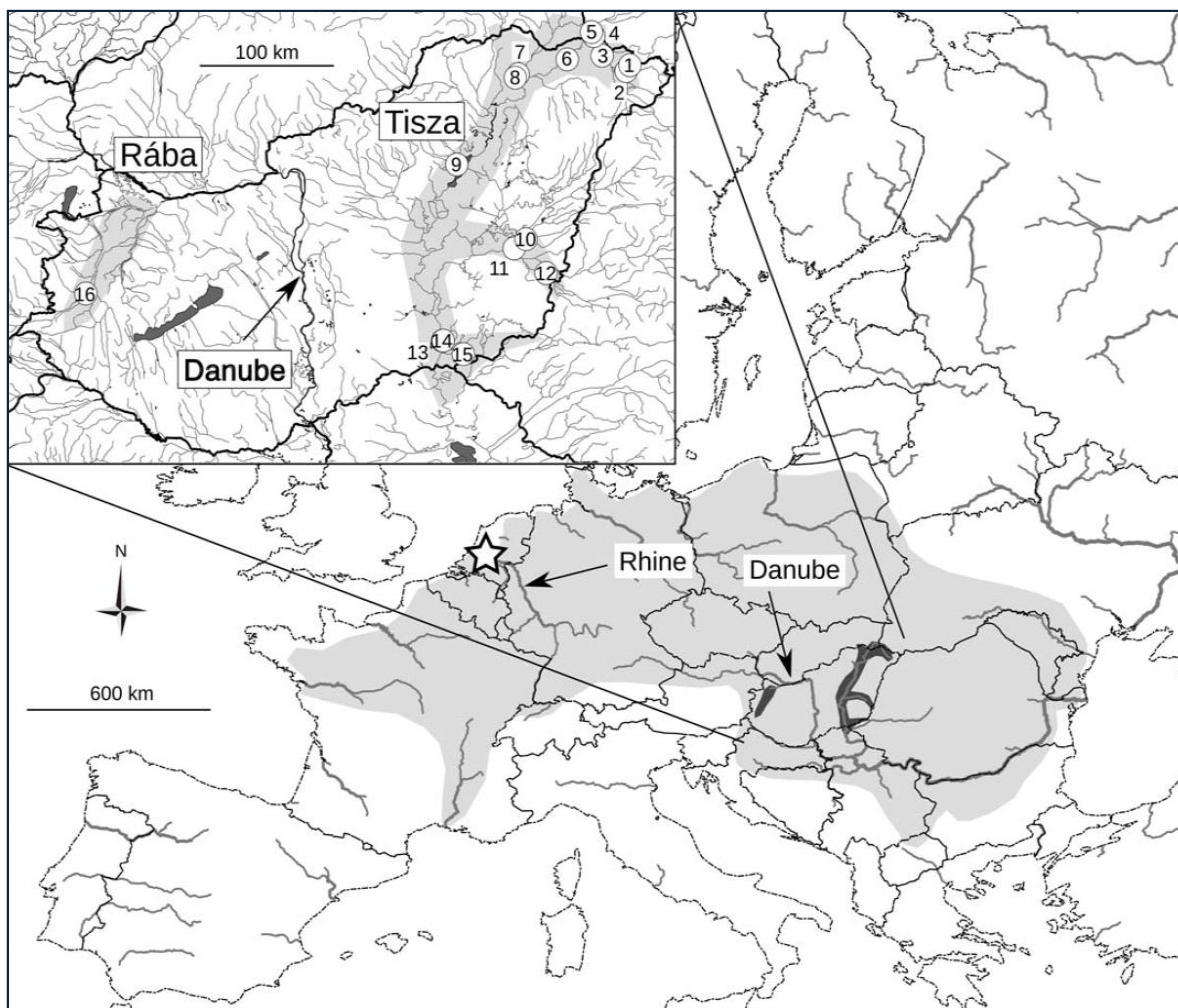
Az 1. és 2. Vizsgálatban a fentiekből következően arra a kérdésre kerestük a választ, hogy vajon a zárwatermő növények egyik enigmatikus magterjesztési stratégiája, nevezetesen a hangyák általi magterjesztés (myrmecochoria) kapcsolatban lehet-e a zárwatermők magas diverzifikációs rátájával, azaz hozzájárulhatott-e a zárwatermők jelenlegi magas fajdiverzitásához és az egyes leszármazási ágakban (családokban, genusokban) meglévő fajdiverzitás-különbségek kialakulásához. Az 1. Vizsgálatban széles körű irodalmi áttekintést végeztünk a myrmecochoriás növénygenusok taxonómiai, filogenetikai és biogeográfiai elterjedésével kapcsolatban, melynek során összeállítottuk egy adott magterjesztési módhoz adaptálódott zárwatermő növények eddigi legteljesebb listáját. A részletes szakirodalmi feldolgozás során a myrmecochoriás növények váratlanul magas fajgazdagságát tapasztaltuk. Ez felvetette a kérdést, hogy vajon a hangyák általi magterjesztés befolyásolhatta-e a fajok kialakulásának gyorsaságát, a diverzifikációs rátát. A mai adatok alapján a kérdés megválaszolására a nettó diverzifikációs rátát használhatjuk, mely a fajkeletkezési ráta és a fajkihalási ráta különbsége. A 2. Vizsgálatban a nettó diverzifikációs ráta vizsgálatára testvércsoport-összehasonlításokat végeztünk, melynek során a myrmecochoriás ág recens fajgazdagságát a nem myrmecochoriás testvércsoport fajgazdagságával hasonlítottuk össze. Kiindulási hipotézisünk az volt, hogy a diverzifikációs ráta magasabb volt a myrmecochoriás ágakban, mint azok testvércsoportjaiban és az előny konzisztens volt minden más ősi magterjesztési móddal szemben illetve hasonlóan alakult a myrmecochoria három fő globális centrumában.

1.2. EVOLÚCIÓS-ÖKOLÓGIAI IDŐSKÁLA: A TISZAVIRÁG GENETIKAI SOKFÉLESEGE

1.2.1. Bevezetés

A biológiai sokféleség legalacsonyabb szintje és egyúttal a biodiverzitás *de novo* keletkezésének szintje a genetikai variabilitás (Groom et al. 2006). A fajon belüli diverzitás mintázatainak vizsgálata alapvető történeti-biogeográfiai információkkal szolgálhat a populációk ill. fajok kialakulásával kapcsolatban. Ezen vizsgálatokban az evolúciós-ökológiai időskála a fajdiverzifikációs vizsgálatokénál rendszerint jóval, akár több nagyságrenddel is kisebb (évmilliók helyett néhány ezer ill. tízezer év). A fajon belüli genetikai sokféleség mintázatainak megértése és a mintázatokat magyarázó történeti-biogeográfiai változások vizsgálata mindazonáltal elengedhetetlen mind a magasabb szintű diverzifikáció értelmezésében, mind pedig a kipusztulással fenyegetett fajok gyakorlati védelmében.

A kérészek (Ephemeroptera) közé tartozó tiszavirág (*Palingenia longicauda*) hazánk egyik legjelentősebb természeti értéke. A faj a Palingeniidae család 10 palearktikus faja között a legnagyobb termetű, teljes testmérete mintegy 10 cm. Látványos rajzása révén már a középkor óta közismert, az első biztos beszámoló a fajról a 17. századból származik Hollandiából (Clutius 1634). A faj valaha Európa-szerte elterjedt volt középszakasz jellegű folyókban, ám a 20. század végére valamikori elterjedési területének 98%-áról kipusztult a folyószabályozások, mederátalakítások és a szennyezések hatására (**4. ábra**). A Loire-ból 1922-ben, a Rajnából 1952-ben, míg a Dunából 1974-ben tűnt el (Andrikovics and Turcsányi 2001). A faj biztos állományai ma csak a Tisza vízgyűjtő-területéről, a Rábából és a Dnyepr folyóból ismertek (Sartori et al. 1995). Szomorúan gyors európai kipusztulása és a megmaradt elterjedési terület magas veszélyeztetettsége miatt a fajt nemrég felvették a Berni Egyezmény (Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats) listájára (Sartori and Landolt 1998, Barber-James et al. 2008).



4. ábra. A tiszavirág valamikori (halvány szürke) és jelenlegi biztos (sötét szürke) elterjedési területe (nagy térkép) és a 3. Vizsgálat terepi mintavételi helyszínei (kis térkép). Rekonstrukció, forrás: Andrikovics és Turcsányi (2001) és Russev (1987).

Az elterjedési terület összeomlása általában a genetikai variabilitás gyors csökkenésével jár (Keyghobadi 2007, Bálint et al. 2011). Az elterjedési terület megmaradt fragmentumaiban – megfelelően hosszú idő elteltével – genetikai különbségek alakulhatnak ki, melyek szemispecieszek vagy szuperspeciesz-komplexek létrejöttéhez is vezethetnek. Amennyiben ezek a „rejtett fajok” (‘cryptic species’) jelentős genetikai különbségeket mutatnak és önálló evolúciós történettel rendelkeznek, evolúciósan lényeges egységeket (‘evolutionarily significant unit’, ESU) képezhetnek, melyek védelme külön-külön is indokolt (Waples 1991, Fraser and Bematchez 2001). A lokális adaptáción átesett változatok és ESU-k különleges evolúciós potenciállal bírhatnak, mivel a jövőbeli környezeti változásokhoz történő adaptáció kiindulási pontjai lehetnek (Davis and Shaw 2001).

Mindezek a megfontolások különösen fontosak az édesvízi szervezetek esetén, melyek terjedése az egymástól általában hegységekkel elválasztott vízgyűjtők között lehetetlen vagy nagyon korlátozott (Bănărescu 1991).

1.2.2. Célkitűzés

A 3. Vizsgálatban a fenti logika alapján a tiszavirág genetikai sokféleségét tanulmányoztuk. A vizsgálat célja egyrészt a tiszai állományok és a nemrégiben újra-felfedezett rábai állomány genetikai variabilitásának felmérése volt. Hipotézisünk – az eddig általánosan elfogadott nézetekkel összhangban – az volt, hogy az elterjedési terület elvesztésével a tiszavirág genetikai variabilitása is jelentősen beszűkült. A második cél a tiszai, a rábai és egy néhány évtizede kipusztult (szub-fosszilis) észak-rajnai állomány közötti genetikai különbségek vizsgálata volt. Ezen belül a hipotézisünk az volt, hogy a három állomány genetikailag nem különbözik egymástól, mivel mindhárom a recens kipusztulás előtti egységes nagy európai állomány része volt.

1.3. ÖKOLÓGIAI IDŐSKÁLA: A BIODIVERZITÁST VESZÉLYEZTETŐ FOLYAMATOK

1.3.1. Bevezetés

A biológiai sokféleség védelméhez elengedhetetlen a diverzitást fenyegető folyamatok és hatások pontos ismerete. A biodiverzitás-krízis okait négy fontosabb tényezőcsoportba sorolhatjuk (Groom et al. 2006): (i) az élőhelyek pusztulása, leromlása és fragmentációja, (ii) a szennyezések, (iii) az invazív fajok betelepülése, (iv) a fajok túlzott emberi hasznosítása (halászat, vadászat, kereskedelem), valamint ezen tényezők másodlagos (additív és interaktív) hatásai.

Az élőhelyek fragmentációja a konzervációbiológia egyik leggyakrabban vizsgált problémája. A fragmentáció során több lényeges folyamat történik (Saunders et al. 1991): a természetes élőhelyek mátrixa felszakadozik, kiterjedése csökken, a gazdasági táj és a mesterséges élőhelyek (mezőgazdaság, ültetett/kezelt erdők, urbanizáció) pedig egyre inkább benyomul a résekbe és növekszik. A folyamat során egy adott időpontban mátrixváltás történik, a gazdasági táj egyre jobban körülveszi a természetes élőhelyek egyre kisebb foltjait ('szigetesedés'). A természetes élőhelyek fragmentációja a megmaradt természetes

élőhelyek területi csökkenése mellett azok minőségi romlásával, degradációjával, valamint a szegélyhatás (edge effect) felerősödésével is jár (Pullin 2002).

Az élőlények egy része, általában a generalista élőhelyigényű fajok meglepően könnyen alkalmazkodnak, míg a szűktűrűsű, pl. interior jellegű, szegélyhatástól zavartalan élőhelyeket igénylő fajok visszaszorulnak a fragmentáció folyamata során (Lees and Peres 2006). Egyes fajok azonban képesek lehetnek a mesterséges élőhelyek használatára is. Ezen fajok esetében alapvető kérdés, hogy a mesterséges élőhelyek biztosíthatják-e a fajok és populációk fennmaradását, azaz megfelelő feltételeket biztosítanak-e az egyedek túlélésére és szaporodására. Amennyiben a mesterséges élőhelyek valamilyen szempontból vonzóak egy faj egyedei számára, ám ott azok szaporodási vagy túlélési sikeressége alacsonyabb, mint a természetes élőhelyeken, akkor ökológiai csapdáról beszélünk (Dwernychuk and Murphy 1972, Battin 2004).

A szuboptimális élőhelyek választása és az ökológiai csapdák kialakulása a mesterséges élőhelyek szakadatlan növekedése (pl. urbanizáció) és azok következményei (egyre több faj használja a mesterséges élőhelyeket) miatt nemrégiben került ismét a konzervációbiológusok figyelmébe. A klasszikus élőhelyválasztási elméletek azon a feltételezésen alapulnak, hogy az állatok optimalizálják az élőhely választását és a szaporodás időzítését rátermettségük (egész élettartam során produkált utódok száma) maximalizálása érdekében (Orians and Wittenberger 1991). Ezek a döntések azonban ritkán optimálisak a természetben (Cody 1985), mert nem biztos, hogy az élőhely 'vonzósága' és minősége (szaporodásra/túlélésre alkalmassága) között kapcsolat van. Elképzelhető egyrészt, hogy az élőhely minőségét (táplálék ill. predáció térbeli és időbeli eloszlása, parazita-nyomás, kompetíciós viszonyok stb.) nehéz pontosan felmérni ill. az élőhelyválasztási döntéseket valamilyen időkorlát hatására gyorsan kell meghozni, különösen a szezonálisan változó környezetekben. Az ilyen környezetekben az élőhely minősége is változhat a szaporodási időszak során, például fészekhagyó partimadaraknál más és más területek lehetnek optimálisak a fészkelésre és a fiókanevelésre (Kosztolányi et al. 2007, Wilson and Colwell 2010).

A partimadarak (Charadrii) közé tartozó, hazánkban fokozottan védett gulipán (*Recurvirostra avosetta*) európai állományának klasszikus élőhelyei a tengerpartok, torkolatok szikes/sós síkságai, valamint a Közép- és Kelet-Európában helyenként gyakori szikes tavak (Boros and Lengyel 2009). A hazánkban Kiskunság súlyponttal ill. a Fertő-tó

ausztriai részén költő gulipánok az egyetlen állandó nem-tengerparti állományt képezik Európában (Hagemeijer and Blair 1997). Ez a különleges biogeográfiai elterjedés több növénytársulásnál (pl. *Bolboschoenetalia maritimi*, *Typhaetum latifoliae* és *angustifoliae*) és több más sziki fészkelő fajunknál megfigyelhető (pl. széki lile *Charadrius alexandrinus*, gólyatöcs *Himantopus himantopus*), mely alátámasztja a szikes élőhelyek és a hozzájuk kötődő fajok fontosságát és védelmét. Az utóbbi évtizedekben a gulipán kárpát-medencei állományának egyre nagyobb része költ mesterséges élőhelyeken, pl. lecsapolt halastavakon, szennyvízülepítőkön, libatelepeken). Mindezek ellenére a gulipán költési sikeréről kevés információ áll rendelkezésre, míg a mesterséges élőhelyek fontosságáról szinte semmit sem tudunk.

Az eddigi fragmentációs vizsgálatok túlnyomó többsége szárazföldi ökológiai rendszereket vizsgált, míg a folyóvízi rendszerek fragmentációja kevesebb figyelmet kapott. Az édesvízi ökológiai rendszerek egyébként is mostohagyereknek számítanak a konzervációbiológiai kutatásokban, holott az édesvízi biológiai sokféleség csökkenése jóval gyorsabb ütemű, mint a szárazföldi vagy a tengeri diverzitás fogyatkozása (Dudgeon et al. 2006).

A folyók fragmentációjáért a duzzasztások (vízerőművek, öntözési célú vízvisszatartások stb.) és a hidak lehetnek felelősek (Dynesius and Nilsson 1994, Ligon et al. 1995, Lengyel 1998). A hidak fragmentációs hatásaival azonban eddig keveset foglalkoztak, valószínűleg azért, mert a hidak kisebb fizikai akadályt jelentenek a vízi élőlények számára, mint a duzzasztóművek. A hidak ugyanakkor befolyásolhatják a vízi rovarok repülését és terjedését (diszperzióját). A vízi rovarok számos faja a víz által visszavert fény polarizációs mintázatait követi repülése során (Horváth and Varjú 2004, Kriska et al. 2007). Arról, hogy a hidak befolyásolják-e ezeket a polarizációs mintázatokat, viszonylag keveset tudunk. Az, hogy a hidak félrevezethetik a rajzó vízirovarokat, viszonylag régóta ismert. Ladócsy (1930) például megfigyelte, hogy a tiszavirág (*P. longicauda*) rajzó nőstényei leszálltak és tojásrakásba kezdtek egy vihar után nedves híd felületén.

1.3.2. Célkitűzés

A 4. Vizsgálatban bemutatott esettanulmányban felmértem a telepesen költő gulipán élőhelyválasztását, megmértem a költőpárok fészkelési és kirepülési sikerességét (együttesen: költési sikerét) és összehasonlítottam a természetes és a mesterséges

élőhelyeken költő párok sikerességét. Kiindulási hipotézisem az volt, hogy a mesterséges élőhelyek és a természetes élőhelyek által biztosított feltételek nem különböznek jelentősen, azaz nincs különbség a költőpárok sikerességében a két élőhely között.

Az 5. Vizsgálatban a tiszavirág felső-tiszai élőhelyein vizsgáltuk a hidak barrier szerepét a rajzó nőtények viselkedésében és az állomány konnektivitásában a rajzás idején végzett viselkedési megfigyelésekkel, polarimetriás és kalorimetriás mérésekkel, valamint a populációs ivararány becslésével. Hipotézisünk az volt, hogy a hidak a vízfelszín polarizációs mintázatainak megbontásával megzavarják a rajzást és a nőtények visszafordulásához vezetnek, melynek következtében azok a híd alatti szakaszon rakják le tojásaikat, melyek a híd hiányában egyébként 1-2 km-rel fentebbi folyószakaszokra kerülnének. Feltételeztük továbbá, hogy a nőtények feldúsulása a híd alatti szakaszon hatással lehet a híd feletti és alatti állományok populációs paramétereire, így például ivararányára is.

1.4. A BIODIVERZITÁS HELYREÁLLÍTÁSA: ÉLŐHELY-RESTAURÁCIÓK ÉS KEZELÉSEK

1.4.1. Bevezetés

Az emberi hatások eredményeként a természetes élővilág a legtöbb európai országban visszaszorult, eltűnt vagy átalakult. A megmaradt természetes élőhelyeket továbbra is veszélyezteti a mezőgazdasági művelés alatt álló területek és az emberi települések terjeszkedése, ill. az ezekről származó szennyezés. A művelés alatt álló területek terjeszkedése és a mezőgazdaság intenzifikációja világszerte különösképpen veszélyezteti a gyepterületeket, azok területi csökkenését, fragmentációját, valamint az élőhelyspecialista fajok visszaszorulását, a generalista fajok elszaporodását, összességében az élőhelyek biotikus homogenizációját okozva (McKinney and Lockwood 1999). A megmaradt gyepterületek megfelelő természetvédelmi kezelése és a valamikori természetes élőhelyek helyreállítása (restaurációja) és természetvédelmi kezelése valamennyire ellensúlyozhatja ezen negatív hatásokat (Cramer et al. 2008).

A restauráció és kezelés azonban ritkán vezet természetes élőhelyekhez, mert nem ismerjük elégséges mértékben a természetes élőhelyeket létrehozó és fenntartó ökológiai

folyamatokat (Young 2000). További probléma, hogy a gazdasági-társadalmi korlátok jelentősen behatárolják a restauráció ill. a kezelés lehetőségeit, ezért a nagy kiterjedésű restaurációk igen ritkák. A legtöbb vizesélőhely-rekonstrukció kiterjedése például nem haladja meg az egy hektárt (Wagner et al. 2008). A kevés nagy léptékű restaurációs program közül még kevesebbet monitoroznak tudományos igénnyel (Bakker et al. 2003) és a monitorozás, ha létezik is, csak egy vagy kevés élőlénycsoportra fókuszál (Woodcock et al. 2008). Ezen hiányosságok jelentősen korlátozzák tudásunkat a biológiai sokféleség kialakításában fontos ökológiai folyamatokról (Anonymous 2008).

Az élőhelyek helyreállításának elméleti és gyakorlati hátterével a restaurációs ökológia (restoration ecology) tudományterülete foglalkozik. A restaurációs beavatkozásoknak többféle típusát szokás elkülöníteni, a jelen munkában a Groom és munkatársai (2006) által javasolt felosztást követjük. Eszerint a restaurációs beavatkozásoknak az ökológiai rendszer károsodása és a szükséges beavatkozás mértéke alapján három fokozatáról beszélhetünk. A *rehabilitáció* (helyreállítás) részlegesen sérült rendszereknél alkalmazható, ahol az eredeti alapelemekből álló „váz” még megvan. Ekkor a restauráció két fő feladata a károsító hatások kiiktatása és a regenerációs utak beindítása. A *rekonstrukció* (felújítás) az adott helyszínen korábban létezett, de már elpusztult rendszereknél alkalmazható. A rekonstrukciónak jelentős nehézsége, hogy csak akkor végezhető, ha az abiotikus feltételek adottak (pl. patakok/folyók rekonstrukciójánál még megvan a meder). További nehézség, hogy a rekonstrukció során több tényező és folyamat optimalizációja szükséges, ezért óvatos, kis lépésekben érdemes haladni. Mind a rehabilitáció, mind a rekonstrukció esetén csakis őshonos, a cél-élőhelyre biogeográfiai stb. szempontból „odaillő” fajokat szabad használni. A harmadik típusú beavatkozás, a *kreáció* (létesítés) esetén ez nem követelmény, hiszen ekkor az adott helyen korábban nem létezett, de a tágabb régióban megtalálható élőhely-típust állítjuk vissza. A kreációt a feltételek mesterséges megteremtésével gyakran kultúrtájak gazdagítására alkalmazzák (pl. halastavak, parkerdők stb.), ahol kedvező hatásai lehetnek az eredeti, természetes élővilág tagjaira is.

A felhagyott vagy művelésből kivont szántóterületeken végzett gyeprekonstrukció az egyik leggyakoribb élőhely-restaurációs beavatkozás világszerte (Cramer 2007, Török et al. 2011). Az Európai Bizottság LIFE-Nature programja által 1992 és 2009 között finanszírozott projektek nyilvános adatbázisában (<http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm>) például több mint 300 gyeprekonstrukciós program szerepel. Kelet-

Európában a szocialista mezőgazdasági rendszer összeomlása, a termelészövetkezetek szétesése, a termőföld privatizációja és a művelés gazdasági nehézségei (géppark, hitelek hiánya stb.) azt eredményezte, hogy jelentős kiterjedésű szántóterületek kerültek felhagyásra 1990 óta. Magyarországon például 10%-ra becsülik az 1990 óta felhagyott szántók arányát (Cramer et al. 2008). A szántók felhagyása nagyszerű lehetőséget kínál a természetes élőhelyek (főként gyepes és erdők) visszaállítására. Nem véletlen, hogy hazánkban is számos program indult a gyepes visszaállítására és megalapozott természetvédelmi kezelésére (ld. egy 2007-ben szervezett tematikus műhelytalálkozó kivonatait: <http://www.mtbk.hu/mtbk04/doc/mtbk4-absztraktkotet.pdf>).

Az ökológiai kísérletként kezelt és megfelelően monitorozott természetvédelmi beavatkozások nagy mértékben növelhetik az élőhelyeken végbemenő ökológiai folyamatokkal kapcsolatos tudásunkat (Lindenmayer et al. 2008). Azok a monitorozó vizsgálatok, melyek több élőlénycsoportra is kiterjednek, különösen fontosak ebből a szempontból, hiszen egy nagyszabású ökológiai kísérlet többféle kimenetének egyszerre történő értékeléseként foghatóak fel. A gyeprekonstrukció utáni másodlagos szukcesszióval foglalkozó vizsgálatokban a legtöbbször növényfajokat monitoroznak (ld. áttekintő tanulmányok: Hedberg and Kotowski 2010, Kiehl et al. 2010, Török et al. 2011), míg jóval kevesebbet tudunk arról, hogy a restauráció hogyan befolyásolja az állategyütteseket. Mindezek miatt sürgős feladat, hogy a növényeken kívüli más trofikus szinteket is bevonjunk a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások poszt-restaurációs változásainak megértése érdekében (Young 2000, Woodcock et al. 2008, Dixon 2009). Míg a növényzet változásainak monitorozása a hosszabb időtávú értékelésre alkalmasabb, a gerinctelen állatok alkalmasabbak lehetnek a rövid távú változások monitorozására, hiszen gyorsan reagálnak pl. a mikroklíma apró változásaira is (Kremen et al. 1993, Mattoni et al. 2000).

Az élőhely-restaurációk hatásait tanulmányozó vizsgálatokban a leggyakrabban monitorozott tulajdonságok a fajgazdagság (fajszám) és a különböző indexekkel jellemezhető diverzitás. Ezen jellemzők azonban félrevezetőek lehetnek, mert nem mindig tükrözik a fajok ökológiai szerepeit és a természetvédelmi beavatkozás céljait (Bormann and Likens 1979). Elképzelhető például, hogy egy zavart, korai szukcessziós stádiumú élőhelyen magas fajgazdagság, pl. sok pionír vagy zavarástűrő faj van, és a szukcesszió során az összes fajgazdagság csökken, míg a restaurációval célzott élőhelyre jellemző fajok száma nő (pl.

Paquin 2008). A ritkább fajok vagy az élőhelyspecialista fajok, például, sokkal fontosabbak lehetnek a rekonstrukció sikerének megítélésében, mint az összes faj száma. Gond azonban, hogy a fajok fontosságának eldöntése rendszerint szubjektív, általában kvalitatív jellemzők által történik (Brudvig and Mabry 2008). Mindezek miatt szükséges olyan módszerek használata, melyek figyelembe veszik a fajkészlet változásait is és objektív szempontok alapján képesek elkülöníteni a generalista és specialista fajokat.

1.4.2. Célkitűzés

Az értekezés 3. részének célja egy Európában egyedülálló térbeli léptéken kivitelezett élőhelyrekonstrukciós és természetvédelmi kezelési program stratégiai tervezésének, megvalósításának és korai eredményeinek bemutatása. A 6. Vizsgálatban a tájléptékű rehabilitáció szárazföldi élőhelytípusokkal foglalkozó részének stratégiai tervezését és főbb beavatkozásait ismertetem, melyben célokom annak illusztrálása, hogy hogyan alkalmazható a konzervációbiológiai tudásanyag a konkrét természetvédelmi beavatkozások, kezelések tervezésében.

A 7. Vizsgálat célja a program fő elemének, a gyeprekonstrukció botanikai eredményeinek összefoglalása, szintézise és a rekonstrukció sikerességét befolyásoló tényezők tesztelése, míg a 8. Vizsgálat egy konkrét esettanulmányban a gyeprekonstrukció egyik különösen sikeresnek mutakozó módját, a lucernából kiinduló gyepesítést és annak gyors eredményeit mutatja be.

A 9. Vizsgálatban számos gerinctelen és gerinces csoport fajszám- és abundancia-változásait követjük nyomon annak a hipotézisnek a vizsgálatára, hogy a gyeprekonstrukció hatására az egyes állatcsoportok hasonló válaszokat mutathatnak és az állatcsoportok fajszáma és abundanciája nőni fog az élőhelyek természetességének növekedésével.

A 10. Vizsgálat a gyeprekonstrukció rövidtávú hatásait tanulmányozza az ízeltlábú fauna kiemelt jelentőségű tagjaira. Ez a vizsgálat objektív, a fajok természetes élőhelyekhez mért kötődésén alapuló, ún. élőhely-affinitási indexek alkalmazásával azt a hipotézist teszteli, hogy a gyeprekonstrukciót követően az ízeltlábú-együttesek természetessége nő a célállapotú gyepekre jellemző specialista fajok előretörésével és a generalista fajok visszaszorulásával.

1.5. A BIODIVERZITÁS MONITOROZÁSA

1.5.1. Bevezetés

A konzervációbiológia tudománya jelentős fejlődésen ment keresztül az utóbbi évtizedekben, azonban ezen ismereteket a legtöbb természetvédelmi beavatkozásban figyelmen kívül hagyják, nem csak Magyarországon, hanem világszerte (Sutherland et al. 2004). Egyrészt a gyakran „száraznak” tűnő kutatási eredmények nehezen befogadhatóak és értelmezhetőek (Pickett et al. 1997), másrészt a gyakorlati természetvédelmi beavatkozásokat végző szakemberek gyakran elfoglaltak vagy érdektelenek. A felhalmozott ismeretek figyelmen kívül hagyása meglepő, hiszen a biológiai sokféleség több szintjén megfigyelhető válság (Soulé 1986, Wilson 1999) miatt azt várnánk, hogy a biodiverzitás-kризист orvosolni próbáló döntéshozók, természetvédelmi szakemberek minden fellelhető információt felkutatnak a beavatkozás tervezése során, a kivitelezés előtt. Az orvostudomány esetében minden ember szinte automatikusan elvárja, hogy a kezelést a lehető legszélesebb, legújabb és megbízható (dokumentált, ellenőrizhető) tudás alapján végezzék az orvosok (Pullin and Knight 2001). Az orvostudományban ez a tudás az egyes konkrét hipotézisekre kidolgozott, kontrollált kísérletes vizsgálatokból származik és lehetővé teszi a bizonyítékokon alapuló orvoslást („evidence-based medicine”). Ez a természet „egészségével” foglalkozó konzervációbiológiában sajnos nincs így.

E helyzet kialakulásának legalább négy oka van (Sutherland et al. 2004). Egyrészt, kevés megfigyelés, kísérlet és tudományos igényű értékelés létezik. A beavatkozások eredményeit vagy nem monitorozzák vagy az eredményeket nem publikálják (Griffiths 2004, Lengyel et al. 2008a), ezért a hasonló beavatkozásokat végző szakemberek számára elérhető információk hiányzanak vagy nem pontosak. A legtöbb ismeret a tapasztalatok publikálása híján nem hasznosul, hanem a beavatkozásokat/kezeléseket végzők fejében marad, nem jut el a döntéshozókhöz és beavatkozásokat végző gyakorlati szakemberekhez (Holmes and Clark 2008). Ennek következtében a legtöbb kezelést/beavatkozást anekdotikus (nem dokumentált, nem ellenőrzött) információk alapján végzik. Mindez nagyszerű terepet nyújt a „kuruzslásnak”, és megnő a veszélye a mítoszok kialakulásának, a dogmatikus gondolkodás térnyerésének. Az információ-áramlás hiánya hozzájárulhat ahhoz, hogy a gyakorlati szakemberek úgy érezhetik, a kutatók elvont, közvetlenül nem hasznosítható kérdésekre keresik a válaszokat, míg a kutatók azt sérelmezhetik, hogy eredményeiket nem használják fel a gyakorlati természetvédelemben (Aradi et al. 2004).

A fenti okok miatt a legtöbb természetvédelmi beavatkozás, kezelés a megfelelő információk hiányában vagy az ilyen információk figyelmen kívül hagyásával zajlik. Ennek következtében nincs előzetes információkon alapuló tervezés, nincs vagy nagyon elnagyolt a dokumentálás, illetve a változások monitorozása, s a legtöbb esetben az eredmények kifelé történő kommunikációja szinte teljesen hiányzik. Mindezek miatt égetően szükséges olyan természetvédelmi beavatkozások, kezelések végzése, melyek ismereteken, tudományos bizonyítékokon alapulnak és dokumentált (publikált) információkat eredményeznek a beavatkozások/kezelések hatékonyságáról. A megbízható, elérhető információk hozzájárulhatnak a bizonyíték-alapú természetvédelem ("evidence-based conservation", Pullin and Knight 2001, Sutherland et al. 2004) megteremtéséhez. A bizonyítékokon alapuló védelem gyakorlatban alkalmazott formái lehetnek a természetvédelmi stratégiák, melyek a veszélyeztetett természeti értékek megőrzésére irányuló, többnyire nagy léptékű akciótervek. A természetvédelmi stratégiai tervezés során az elméleti ismeretek mellett a gyakorlati természetvédelem tapasztalatait is felhasználják, így integrálva a két megközelítés eredményeit.

A fajok és élőhelyek monitorozása minden természetvédelmi beavatkozás központi elemének (alapjának és folytatásának is) kellene lennie. A védendő természeti értékek pontos helyzetének, változásának (trendjének) előzetes ismerete nélkül a beavatkozások tervezése akadályokba ütközik, kivitelezése pedig kudarcra van ítélve (Sutherland et al. 2004). A hatékonyság felméréséhez ugyancsak elengedhetetlen a megfelelő színvonalú monitorozási tevékenység, mely lényeges információkkal szolgál arról, hogy a beavatkozás mennyire érte el célját, azaz a védendő természeti érték fennmaradási esélyeinek javítását.

Az ENSZ 2010-et a Biodiverzitás Évének nyilvánította. 2010-re számos ország és az Európai Unió is ambíciózus célokat tűzött ki a biodiverzitás fogatkozási ütemének csökkentése érdekében. Habár ezen célokat sajnos nem sikerült teljesíteni, a politikai célkitűzések ráirányították a figyelmet a biodiverzitás-monitorozás elméleti és gyakorlati hátterével foglalkozó kutatásokra. Számos elméleti alapozású gyakorlati útmutató látott napvilágot (Balmford et al. 2003, Mace et al. 2005, Pereira and Cooper 2006) és több munka vizsgálta a monitorozás gyakorlatát (Lengyel et al. 2008a, Marsh and Trenham 2008, Schmeller et al. 2009).

A biztató lépések ellenére a biodiverzitás-monitorozásban továbbra is jelentős hiányosságok vannak (Walpole et al. 2009). A biodiverzitás-monitorozás számos

programjából hiányzik a kérdésfeltevés, a vizsgálni kívánt problémák világos megfogalmazása és lehatárolása ill. az adatokkal tesztelni tervezett konkrét hipotézisek és predikciók megfogalmazása, azaz hiányzanak vagy nem eléggé kidolgozottak a monitorozási tevékenység általános elméleti keretei (Yoccoz et al. 2001, Balmford et al. 2003). Ennek következménye, hogy számos monitorozási tevékenység ötletszerű, azokat a koordinátorok személyes tapasztalata és preferenciája vezérelti. A konkrét kérdések és vizsgálni kívánt hipotézisek hiányában a mintavételi terv (sampling design) és erőfeszítés (sampling effort) nem konkrét számításokon (pl. a statisztikai erő elemzésén), hanem – jó esetben – szakértői becslésen alapul (Di Stefano 2001, 2003). Emiatt a monitorozó programok jó része alacsony statisztikai erővel rendelkezik, azaz kis valószínűséggel tud kimutatni még a valóságban jelentős csökkenést (ill. növekedést) is a fajok és élőhelyek monitorozott tulajdonságaiban. Egyes szerzők ezért azon a szélsőséges véleményen vannak, hogy a fenti okok miatt a biodiverzitás-monitorozás ablakon kidobott pénz (Legg and Nagy 2006). A monitorozó programok elméleti megalapozottságának hiánya valamint a mintavételi és értékelési hiányosságok (Lindenmayer and Likens 2009) mellett az egyik fő probléma, hogy a monitorozási tevékenységek elaprózottak. Sok program csak lokális jelentőségű, néhány kitüntetett jelentőségű fajra vagy élőhelyre koncentrál, holott mind a politikai-jogi motiváció, mind pedig a finanszírozás tekintetében az Európai Unió illetve a tagországok szintje a meghatározó (Lengyel et al. 2008a). Mindezek miatt sürgős feladat a lokális vagy regionális léptékű monitorozó tevékenységek, programok nagyobb térbeli és időbeli léptéken történő integrációja (Balmford et al. 2003).

A biodiverzitás-monitorozó tevékenységek két nagy csoportját a fajokat illetve az élőhelyeket monitorozó programok alkotják. Az élőhely-monitorozás Hellawell (1991) meghatározása szerint a természet-, táj- vagy környezetvédelmi szempontból fontos élőhelyek, élőhelytípusok vagy ökoszisztémák állapotának ismételt felmérése annak érdekében, hogy kimutassuk vagy megmérjük az előre felállított standardtól, célállapottól vagy előző állapottól való eltérést. Az élőhelyek monitorozása több előnnyel jár az egyes fajok monitorozásával szemben. Mivel az élőhely-monitorozás általában nagyobb térbeli léptéken történik, az eredményül kapott információk alkalmasabbak a biodiverzitás nagyobb térbeli és időbeli változásainak detektálására, mely kisebb léptékeken nehezebb (Peres et al. 2006). A biodiverzitás hierarchikus elmélete (Noss 1990) alapján az élőhelyek vagy ökoszisztémák szintjén végzett monitorozás információval szolgál a hierarchia alsóbb

szintjein zajló folyamatokról és alsóbb szintű egységeiről, pl. a tipikus vagy jellemző fajokról is. Ha a fajokat megbízhatóan élőhelytípushoz lehet kötni, az élőhely-monitorozás költséghatékony alternatíva lehet a több faj külön-külön történő monitorozásával szemben (Nagendra 2001, Turner et al. 2003).

Az élőhely-monitorozásra erős térbeliség jellemző. A térbeli aszpektus vagy terepi térképezéssel (és mintavétel) vagy távérzékeléssel szerzett információkat ölel fel. A terepi térképezés, mely bizonyos élőhelytípusok, vegetációs mintázatok helyének rögzítésén alapul, az élőhelytérképezés hagyományosnak tekinthető módja. A távérzékelés, mely a térbeli információk szerzésének modern, technológiai szempontból egyre finomodó módja, a levegőből, általában műholdak által nagyobb földrajzi egységek fölött rögzített fényképfelvételek számítógéppel végzett interpretációját, elemzését és vizualizációját jelenti (Turner et al. 2003). Az ugyancsak a levegőből, de alacsonyabb magasságból, többnyire repülőgépről rögzített légifényképek mindkét megközelítéshez hasznos információt adhatnak, vagy a terepi élőhelytérképezés alapjaként vagy a távérzékeléssel szerzett, magasabb felbontású felvételek helyszíni verifikációjaként (ground-truthing).

Néhány kiemelt élőhelytípus (pl. vizes területek, lápok, mocsarak) monitorozása esetén a kvalitatív (állapotot/státuszt leíró) információk fontosabbak lehetnek, mint a kvantitatív (mennyiséget, pl. területi kiterjedést, alakot stb. leíró) információk. Az állandó mintavételi négyzeteken alapuló vegetációdinamikai monitorozási programok (Bakker et al. 1996) például általában inkább az élőhely minőségi mint mennyiségi változásait vizsgálják. Ezen programokban ezért a térbeli aszpektus gyakran csak másodlagos jelentőségű.

Az élőhely-monitorozás módszertana gyors ütemben fejlődik. A két alapvető megközelítés (terepi térképezés, távérzékelés) mellett új módszerek jelennek meg és kerülnek rövid időn belül beépítésre a monitorozási gyakorlatba. A terepi térképezést például forradalmasítják az objektum-orientált módszerek és drót nélküli érzékelőrendszerek (Polastre et al. 2004, Bock et al. 2005) valamint a lézeres letapogatáson alapuló módszerek (pl. LiDAR) elérhetővé válása. A távérzékelés és térinformatika területén tapasztalható technológiai fejlődés a biodiverzitás térbeli mintázatait leíró és azt felhasználó vizsgálatok rendkívül gyors ütemű szaporodásához vezetett (Duro et al. 2007). Az élőhely-monitorozás iránt megnyilvánuló érdeklődés ellenére az élőhely-monitorozás múltbéli és jelenlegi gyakorlatáról eddig nem született semmilyen áttekintő munka sem Európában, sem máshol.

1.5.2. Célkitűzés

A 11. Vizsgálat célja, hogy áttekintést nyújtson az európai élőhely-monitorozás jelenlegi gyakorlatáról. Ehhez az „EuMon” („EU-wide Monitoring Methods and Systems of Surveillance for Species and Habitats of Community Interest”), az Európai Bizottság 6. Kutatási Keretprogramja által finanszírozott kutatási és politikai döntés-előkészítést segítő programja (<http://eumon.ckff.si>) keretében az élőhely-monitorozó programokról gyűjtött meta-adatokat használtuk fel. Az élőhely-monitorozó programokban alkalmazott gyakorlat ismertetése során kiemeljük a monitorozó programok azon sajátosságait, melyek a jövőbeli gyakorlat számára hasznosak és tudományos alapokon ajánlhatóak. Ugyanakkor rámutatunk a hiányosságokra és a rendelkezésre álló tudáshoz képest kevésbé megalapozott eljárásokra, melyeknél javítás, fejlesztés szükséges.

A 12. Vizsgálatban elméleti keretet dolgozunk ki az élőhely-monitorozó programok jövőbeni integrációját célzó törekvések elősegítésére és áttekintjük a biodiverzitás-monitorozás integrációs lehetőségeit az élőhely-monitorozás kapcsán. Az integráció irányultsága szerint alapvetően kétféle lehet. Az első megközelítésben a külön monitorozó programokban gyűjtött nyers adatok, a feldolgozott, elemzett vagy interpretált információk (pl. trend-becslések) kerülnek egyesítésre (‘bottom-up’ megközelítés). A második megközelítésben a monitorozás elméleti kereteit és alkalmazott módszereit integrálják a források jobb felhasználása érdekében, a kisebb térbeli egységektől és rövid távú következtetésektől a nagyobb térbeli léptéken és hosszabb időn át érvényes becslések (pl. kontinentális trendek) előállítására érdekében (‘top-down’ megközelítés). Míg az első megközelítésre több példa is van (pl. Pan-European Common Bird Monitoring program, Gregory et al. 2005), a második megközelítéssel egy-két esetben találkozhatunk. A 12. Vizsgálat ezen típusú integráció lehetséges útvonalaival és tisztázandó problémáit tekinti át és egyúttal értékeli az EuMon adatbázisban összegyűjtött európai élőhely-monitorozó programok integrálási lehetőségeit, valamint javaslatot tesz egy pán-európai élőhely-monitorozó program felépítésére.

2. MÓDSZEREK

2.1. A HANGYA ÁLTALI MAGTERJESZTÉS: IRODALMI ÁTTEKINTÉS

Az áttekintésben a szakirodalom részletes feldolgozásával felmértük a myrmecochoria taxonómiai, filogenetikai és biogeográfiai elterjedését. Az első lépésben kézikönyvek, magmorfológiai monográfiák, regionális flóraismeretők, elektronikus adatbázisok és elsődleges adatközlő cikkek alapján, összesen közel 200 szakirodalmi forrás felhasználásával listát készítettünk a magjukat hangyák közreműködésével terjesztő növény-genusokról. A myrmecochoriával terjedő genusok azonosítását követően molekuláris filogenetikai törzsfákat kerestünk a myrmecochoria független evolúciós eredeteinek megállapítása céljából. Minden egyes azonosított genusra ($n = 350$) megpróbáltunk törzsfát találni. Csak olyan törzsfát használtunk fel, melynek taxonómiai mintavétele és felbontása lehetővé tette a független evolúciós eredetek megállapítását, azaz családszintű törzsfákat a kisebb családok és tribus (nemzetségcsoport) szintű törzsfákat a nagyobb családok genusaira.

Habár a zárwatermő családkról már készült filogenetikai törzsfá-rekonstrukció (Davies et al. 2004), genus-szintű törzsfá még áll rendelkezésünkre, emiatt a myrmecochoria mint jelleg evolúcióját nem volt lehetőség egyetlen filogenetikai törzsfá alapján térképezni. Ehelyett egy evolúciós eredetet tekintettünk akkor, ha a myrmecochoriás ág testvérágában és kettőjük közös ősének testvér-ágában sem találtunk bizonyítékát a hangyák általi terjesztésnek. Ez a definíció szándékoltnan konzervatív jellegű volt azért, hogy elkerüljük az eredetek számának esetleges túlbecslését.

A myrmecochoriásként azonosított genusok fajgazdagságáról és földrajzi elterjedéséről a filogenetikai rekonstrukciókat bemutató szisztematikai szakcikkekből, ennek hiányában pedig az Angiosperm Phylogeny Group online adatbázisából (Stevens 2008), vagy Mabberley (2008) kézikönyvéből gyűjtöttünk adatokat. A földrajzi elterjedési típusokat Wallace eredeti hat biogeográfiai régiójába (palearktikus, nearktikus, paleotropikus, neotropikus, indo-maláj, ausztráliai) és ezek kombinációjába (pl. holarktikus, pán-tropikus stb.) soroltuk a fenti munkákban talált információk alapján. A myrmecochoria filogenetikai elterjedtségének tanulmányozására újraserkesztettük Davies és munkatársai (2004) családszintű konszenzus-törzsfáját a Phylomatic Project (www.phylodiversity.net/phylomatic) adatai alapján, a Mesquite program (Maddison and Maddison 2008) felhasználásával.

2.2. DIVERZIFIKÁCIÓS RÁTÁK VIZSGÁLATA TESTVÉRCSOPORTOK ÖSSZEHASONLÍTÁSÁVAL

Az 1. Vizsgálatban összegyűjtött adatok alapján elsőként azonosítottuk a myrmecochoriás leszármazási ágak (genusok vagy genus-csoportok) testvércsoportjait, majd adatokat kerestünk a testvércsoportok fajgazdagságáról, magterjesztési módjáról és elterjedéséről. Az adatgyűjtés módja a fajgazdagság és elterjedés esetén megegyezett az 1. Vizsgálatban megadott módszerekkel, míg a magterjesztési mód azonosítása érdekében a testvércsoportokra külön szakirodalmi kereséseket folytattunk (kézikönyvek, elsődleges szakcikk, elektronikus adatbázisok stb.). A parszimónia elve alapján a testvércsoport magterjesztési módját tekintettük az ősi (pleziomorf) magterjesztési típusnak az elemzésekben. A 2. Vizsgálat az 1. Vizsgálatban összegyűjtött adatok azon részhalmozán alapul, melyben minden genusról minden szükséges információ (filogenetikai törzsfá, fajszám, testvércsoport terjesztési módja, biogeográfiai elterjedés) rendelkezésre állt.

A diverzifikációs ráta vizsgálatának egyik legelterjedtebb módja a testvércsoportok összehasonlítása ('sister-group comparison'). A testvércsoportok definíció szerint azonos evolúciós korúak, ezért a recens fajszámokban közöttük levő különbségek a nettó diverzifikációs ráta (recens fajok száma mínusz kihalt fajok száma) különbségeire vezethetők vissza (Felsenstein 1985). Megfelelő számú, evolúciós szempontból függetlennek tekinthető összehasonlítás esetén a filogenetikai törzsfá mentén ismételt bekövetkező események tanulmányozhatóak a módszerrel (Slowinski and Guyer 1993). A testvércsoport-összehasonlításokat általában az evolúciós kulcs-újítások azonosítására használják, melyek magyarázhatják a magasabb nettó diverzifikációt (Mitter et al. 1988, Cardillo et al. 2005). A módszert a múltban kritika érte azon az alapon, hogy elhanyagolja a filogenetikai törzsfákban fellelhető értékes topológiai információkat (pl. Sanderson and Donoghue 1996). A 2. Vizsgálat széles taxonómiai léptéke és a megfelelő (genus-szintű) filogenetikai törzsfá hiánya miatt azonban a topológián alapuló módszereket nem lehetett használni kérdéseink vizsgálatára. A testvércsoport-összehasonlítás korai módszereit ért kritikák (McConway and Sims 2004) elkerülése érdekében az addig használt algoritmusokat részletesen elemző Vamosi & Vamosi (2005) ajánlásait követve végeztük az elemzéseket.

A testvércsoport-összehasonlítások jellemzésére a fajszámok alapján képzett kontrasztot alkalmaztuk. A fajszám-kontrasztot a $D = \log X - \log Y$ formulával számítottuk, ahol X a myrmecochoriás ág, Y a testvércsoport fajszáma. Ezen formula a logaritmikus

transzformáció révén figyelembe veszi a diverzifikáció exponenciális természetét, független a divergencia időpontjától és könnyen értelmezhető aránykülönbséggént [$\log X - \log Y = \log (X/Y)$]. A kontrasztnak mind az előjelét (pozitív, ha a myrmecochoriás leszármazási ág fajszáma magasabb volt a nem-myrmecochoriás testvércsoport fajsámánál), mind pedig mértékét használtuk az elemzésben. Az elemzésekben elsőként előjel-teszt alkalmazásával teszteltük, hogy a myrmecochoriás csoportok előnye különbözik-e a véletlen eloszlástól, illetve egymintás t-teszt alkalmazásával teszteltük, hogy a kontraszt előjele és átlagos értéke különbözik-e a nullhipotézis alapján várható 0 értéktől, azaz hogy a hangyák általi magterjesztés felgyorsítja-e a fajkeletkezési és lelassítja-e a fajkihalási rátát, így megnövelve a nettó diverzifikációs rátát a nem-myrmecochoriás testvércsoportéhoz képest. Másodsorban általános lineáris kevert modellekkel vizsgáltuk, hogy a kontraszt előjele és nagysága változott-e az ősi magterjesztési mód (fix hatás) és a biogeográfiai elterjedési típus (random hatás) függvényében (R statisztikai környezet, előjel: *glmmPQL* függvény, kontraszt értéke: *lme* függvény), azaz hogy a diverzifikációs előny hasonló volt-e minden ősi magterjesztési típus (fix faktor) és biogeográfiai elterjedési típus (random faktor) esetén.

2.3. A TISZAVIRÁG GENETIKAI SOKFÉLESÉGÉNEK VIZSGÁLATA

A vizsgálatot 262 terepen gyűjtött tiszavirág-lárva (Tisza és mellékfolyói: n = 244, Rába: n = 18) és 37, a valamikori észak-rajnai állományból származó, három múzeumban (a londoni és bécsi Természettudományi Múzeumban, valamint a frankfurti Senckenberg Múzeumban) fellelt, szubimágó vagy imágó stádiumú példány adatai alapján végeztük. A DNS kivonására a recens példányok esetén a DNeasy Blood & Tissue és QIAamp DNA Investigator Kit-eket, míg a múzeumi példányok esetén a QiagenTissueLyser II Kit-et használtuk a gyártó (Qiagen, Hilden, Németország) instrukciói alapján. A PCR reakcióban a mtCOI gén egy 600 bázispár (bp) hosszú szakaszát Jerry és S20 primerekkel, valamint a riboszomális RNS 16S alegységének egy kb. 520 bp hosszú szakaszát 16Sar és 16SB2 primerekkel amplifikáltuk. A múzeumi példányok esetén a mtCOI egy 196 bp hosszú szakaszát amplifikáltuk újonnan tervezett primerekkel (PalJS20Int-1F és PalJS20Int-1R). Az amplifikált szakaszokat egy ABI 3730 DNA analyzerrel szekvenáltuk (Applied Biosystems). A kapott szekvenciákat manuálisan szerkesztettük és igazítottuk (alignment) a BioEdit programmal. A szekvenciákat feltöltöttük a European Nucleotide Archive adatbázisba.

A szekvenciák alapján haplotípus-diverzitást (Hd) és nukleotid-diverzitást (π) számoltunk az mtCOI és 16S, valamint a kombinált adatsorra a DnaSP v.5 programmal. A haplotípusok között kapcsolat bemutatására medián-egyesítő hálózatot készítettünk a Network 4.5.1.6. (Fluxus Technology) program használatával. A rábai és a kombinált tiszai állomány differenciálódásának, valamint a rábai és az egyes tiszai állományok differenciálódásának becslésére az F_{ST} értékeket páronkénti különbségek alapján számítottuk és a populáció-differenciálódási egzakt teszttel (ETPD) elemeztük. A 196 bp hosszú mtCOI szekvenciák alapján ugyancsak páronként hasonlítottuk össze az első lépésben a rábai, a rajnai és a tiszai kombinált állomány, a második lépésben pedig a rábai, rajnai és minden egyes tiszai állomány különbségeit. A páronkénti F_{ST} értékek ETPD szignifikancia-tesztjéhez 10 000 permutációt használtunk egy 100 000 lépés hosszú Markov-lánc (kezdeti burn-in: 10 000) használatával. A tiszai populációk molekuláris variációját a páronkénti távolságokon alapuló AMOVA-val ($n = 10\ 000$ permutáció) vizsgáltuk, melyben az egyes tiszai állományokat ($n = 14$) a földrajzi helyzetük alapján három csoportba soroltuk (Felső-Tisza: Aranyosapáti, Cigánd, Gulács, Szegi, Tarpa, Tiszatardos, Zsurk; Közép-Tisza: Körösladány, Poroszló, Gyula, Szeghalom; Alsó-Tisza: Algyő, Csongrád, Ferencszállás). A fenti statisztikai elemzésekhez az Arlequin 3.11 programot használtuk.

A potenciális migrációs kapcsolatokat a MIGRATE-N v. 3.2.6. szoftverrel elemeztük (Beerli and Felsenstein 2001). Négy migrációs scenáriót vázoltunk fel és vizsgáltunk: (1) nincs migráció a tiszai állományok és a rábai populáció között, (2) szimmetrikus migráció, (3) egyirányú migráció a Tiszából a Rábába és (4) egyirányú migráció a Rábából a Tiszába. Ezen scenáriók valószínűségét (likelihood-ját) egy korlátok nélküli migrációs scenárióval szemben a MIGRATE-N likelihood-ratio tesztjével és Akaike információs kritériumával ill. súlyozásával vizsgáltuk. Az esetleges migráció időpontját, azaz a Rába és a Tisza állományainak múltbéli ill. jelenkori populációgenetikai kapcsoltságát a koaleszcens elméleten alapuló Isolation with Migration elemzéssel vizsgáltuk (Hey and Nielsen 2007). A rajnai populáció esetén, melyről csak a 196 bp hosszú mtCOI szekvencia állt rendelkezésre, nem volt elég informatív karakter ezen elemzéshez.

2.4. MESTERSÉGES VAGY TERMÉSZETES ÉLŐHELYEK: A GULIPÁN ÉLŐHELYVÁLASZTÁSA

A mesterséges és természetes élőhelyek összehasonlításához szükséges terepi adatgyűjtést a gulipán legnagyobb hazai állományában, a kiskunsági szikes tavakon és környékükön költő állományban végeztem Fülöpszállás és Szabadszállás település közelében 1998 és 2000 között. A Kiskunsági Nemzeti Park területéhez tartozó felső-kiskunsági, ún. fehér vizű szikes tavak (északról délre: Zab-szék, Csaba-szék, Kelemen-szék, Böddi-szék, Kerek-rét, Bába-szék) a gulipánok és más védett és fokozottan védett madárfajok természetes élőhelyei. A gulipán kiskunsági állománya a szikeseken kívül rendszeresen használ lecsapolt halastavakat, szennyvízülepítőket és élőhelyrekonstrukciókat is, melyeket intenzív emberi használatuk és fennmaradásuk embertől függése miatt mesterséges élőhelyként soroltam be.

A fészkeket a fészkelőhelyek rendszeres átvizsgálásával találtam. Minden fészket megjelöltem, megszámoztam és megjelöltem térképen. A tojások kotlottsági állapotát Nol és Blokpoel (1983) módszere alapján becsültem, melynek ismeretében meghatároztam a kelés várható időpontját. A felesleges zavarás elkerülése érdekében a fészket csak a becsült kelési időpont előtt három nappal ellenőriztem ismét. Egy fészket akkor tekintettem sikeresnek, ha legalább egy fióka kelt a tojásokból. Ha a tojások a becsült kelési időpont előtt eltűntek a fészkekből, akkor ragadozás áldozatainak tekintettem a fészket. A vizsgálat során összesen 848 gulipánfészket találtam és követtem nyomon.

A tojások kelésének várható időpontjában a fészkelőtelepeket reggelente ellenőriztem és az előző nap ill. éjjel kelt fiókákat család-specifikus színesgyűrű-kombinációval láttam el, mely két darab, hétféle színű (fekete, kék, zöld, piros, narancs, sárga, fehér) színes gyűrűből és a Magyar Madártani Egyesület Gyűrűzőközpontjának fémgyűrűjéből állt. A fémgyűrűre ragasztott szigetelőszalag-darab (fehér, sárga, piros, fekete) jelölte az egyes fiókák kelési sorrendjét a családokon belül. A gyűrűzést követően a lemértem a fiókák fontosabb biometriai adatait (csőrhossz, csüd hossz, testtömeg). A vizsgálat három éve során 368 család közel 800 (797 db) fiókáját jelöltem meg egyedileg.

A gulipáncsaládok a kelést követően elhagyják a fészkelőtelepet és fiókáikat táplálkozóterületekre vezetik. A családok mozgását és a fiókák túlélését két-három naponta gépkocsiból vagy lessátrakból végzett teleszkópos megfigyeléssel követtem nyomon, melynek során térképen megjelöltem a családok pozícióját és felírtam azok összetételét. A családokat az egyedi jelöléssel ellátott fiókák alapján azonosítottam. Egy fiókát akkor

tekintettem kirepültnek, ha legalább 35 napos korában észleltem, amikor a fiókák röpképesé válnak, minden egyéb esetben a fiókákat ragadozás vagy rossz időjárás áldozataként elpusztultnak tekintettem.

Mivel az egyes fiókák a családokban, ill. egyes fészkek a költőtelepeken belül nem tekinthetők statisztikai értelemben független adatpontnak, a család ill. a telep hatását random faktorként kezeltem és az elemzésekhez általános lineáris kevert modelleket használtam. A kelési és a kirepülési siker első elemzéseiben a sikerességet potenciálisan befolyásoló egyéb tényezőket (év, kelési dátum, telep helye: sziget vs. szárazföld, élőhely: mesterséges vs. természetes) is figyelembe vettem és a későbbi elemzésekben is kontrolláltam a statisztikailag szignifikánsnak mutató tényezőkre.

2.5. A HIDAK SZEREPE A TISZAVIRÁG RAJZÁSÁBAN

A tiszavirág rajzása kora nyári napokon, a folyószakasztól és az időjárástól függően júniusban vagy júliusban a késő délutáni, kora esti órákban zajlik. A hímek jönnek először a felszínre, szubimágóvá vedlenek, majd a partra repülnek, ahol a növényzeten vagy a partfelszínen megkapaszkodva imágóvá vedlenek. A nőstények később követik őket és a vízfelszínen szubimágóvá vedlenek (a nőstények nem is vedlenek imágóvá). A párzást követően a nőstények a vízfelszíntől mérve 5-15 m magasságban 3-4 km-t repülnek folyásiránnyal szemben ("kompenzációs repülés", Russev 1959). A repülés végén energiakészleteik kimerülésével a nőstények a potrohvégükkel a vízfelszín többször érintve a vízbe rakják tojásaikat. Sem a hímek, sem pedig a nőstények nem táplálkoznak a vízfelszín elhagyását követően. A nőstények akár 50%-a nem vesz részt a párzásban, tojásaik parthenogenetikusan fejlődnek (Andrikovics and Turcsányi 2001). Mivel a kérészeknél a hím a heterogametikus ivar, a megtermékenyítetlen tojásokból nőstény lárvák fejlődnek.

Kriska és munkatársai (2007) kísérletei szerint a kérészek a teljesen vagy nagyon közel vízszintesen (polarizációs szög a függőlegestől óramutató járásával megegyező irányban 80° és 100° közé esik), közepes mértékben polarizált (15° és 60° közé eső) fény alapján találják meg a vízfelszín. Amikor a tiszavirágok gyengén polarizált vagy függőlegesen polarizált fényhez közelednek, mint amilyen a parti növényzet által árnyékolt vízfelület, hirtelen visszafordulnak vagy magasra felrepülve „víz-kereső” repülést mutatnak (Kriska et al. 2007).

A tiszavirágok rajzását a Kisar és Tivadar települések közötti hídnál követtük nyomon. A rajzásról a híd mindkét oldalán videofelvételt és egypercenként digitális fényképfelvételeket (felbontás: 10 MP) készítettünk 2009. június 25-én 18:45 és 19:34 között. A laboratóriumban megszámláltuk az egyes fényképeken látható egyedek számát a híd alatt és felett. A vízfelszín, a híd és környéke polarizációs fénymintázatainak elemzésére a piros, a kék és a zöld tartományban képalkotó polarimetriás felvételeket készítettünk (további információk: Horváth and Varjú 2004).

A kompenzációs repülésben résztvevő nőstények energiatartalmának becslésére kalorimetriai vizsgálatot végeztünk. A nőstényeket kézi hálóval fogtuk be a hídnál (a rajzás korai és késői szakaszában is) és a híd alatt 1 km-re (csak a korai szakaszban). Az egyedeket fagyasztva tároltuk, majd a laboratóriumban a testméret lemérése után tömegállandóságig szárítottuk, majd egy Parr 1341 típusú oxigénbomba kaloriméterben (Moline, IL, USA) elégetve mértük az energiatartalmukat.

Végül a híd feletti és a híd alatti szakasz tiszavirág-állományának vizsgálatára három év során (2006, 2007, 2009) összesen kilenc napon uszadékhálóval gyűjtöttük a rajzás során elpusztult, a folyó sodorvonalában lefelé sodródó levedlett lárvabőröket (exuviumokat). Az uszadékhálók helyét úgy jelöltük ki és a folyási sebesség figyelembevételével úgy üzemeltettük, hogy a hídnál levő háló csak a híd feletti mintegy 2 km-es szakasról, míg a híd alatt 3800 m-re levő háló csak a híd alatt levő kb. 2 km-es szakasról gyűjtse a lárvabőröket. A befogott lárvabőrök ($n = 17\,637$ egyed) ivarát Andrikovics és Turcsányi (2001) munkája alapján határoztuk meg.

2.6. TÁJ-SZINTŰ ÉLŐHELY-REHABILITÁCIÓ EGYEK-PUSZTAKÓCSON: ELŐZMÉNYEK

Az egyek-pusztakócsi mocsárrendszer a Hortobágy kistáj nyugati szélé és a Tisza ártere között terül el mintegy 5000 hektáron. A mocsárrendszer földrajzi helyzete és változatos természetföldrajzi adottságai révén átmenetet képez a klasszikus szikes Hortobágy és a Tisza ártere között. A Hortobágyi Nemzeti Park részét képező, de annak fő területétől elkülönülő védett természeti területet (Egyek-Pusztakócsi Mocsarak tájegység) északról Egyek nagyközség és kiterjedt szántóterületek, keletről erdők és halastavak, délről a 33-as főút, illetve a dél-hortobágyi klasszikus szikes puszták, míg nyugatról a Tisza ártere határolják. A

terület átlagos évi csapadékmennyisége 550 mm körül, míg középhőmérséklete 9.5 °C körül alakul.

A terület legfontosabb természetföldrajzi adottsága, hogy legnagyobb részét a hajdani tiszai áradások egy északkeleti és egy északnyugati árvízkapun keresztül rendszeresen elárasztották, melynek következtében a klasszikus „asztalsimaságú” Hortobágyhoz képest jelentős (6-8 m-es) szintkülönbségek alakultak ki (alluviális löszhátak, övzátanosorok, árvízi medrek, holtmedrek stb.). A domborzati különbségek miatt a terület változatos élőhelyeknek ad otthont (Góri 2001). Az alacsonyabban fekvő medrekben a pannon, asztatikus és szemisztatikus jellegű szikes mocsarak hét nagyobb víztestje maradt fenn, szegélyzónáikban pedig jó vízellátottságú rétek, mocsárrétek alakultak ki. A víz által legfeljebb csak tavasszal járt területeken pannon szikes gyepek találhatóak. A pannon szikes gyepek és mocsarak az Európai Unió Élőhelyvédelmi Irányelvében (Habitats Directive) prioritással kiemelt élőhelytípus (Natura 2000 kód: 1530). Az árvízmedrek szegélyében, övzátányokon puhafás vagy magasabb térszíneken keményfás ligeterdők alakulhattak ki a közeli (< 5 km), Tiszamenti ligeterdőkhöz hasonlóan. A magasabb, rosszabb vízellátottságú, szárazabb löszhátakon pedig főként löszpusztagyeppek, illetve jobb vízgazdálkodású helyzetben tatárjuharos lösztölgyesek és törpemandulás cserjések lehettek. A pannon lösz-sztyepp jellegű gyepek az EU Élőhelyvédelmi Irányelvében ugyancsak prioritással kiemelt élőhelytípus (Natura 2000 kód: 6250). A mocsárrendszer területén tehát a Hortobágy és a Nagykunság legjellemzőbb élőhelytípusai kis területen koncentrálnak és keverednek, mely változatosság jó lehetőséget biztosít a táji szintű rehabilitációra, hiszen egyszerre számos faj, fajegyüttes és élőhely védelmi állapotában érhetünk el kedvező változásokat.

Paleoökológiai vizsgálatok szerint a szikes talajok legalább a késő pleisztocén kor (kb. 12 000 évvel ezelőtt) óta illetve többnyire fátlan mocsár-gyep élőhelykomplexek legalább 6000 éve léteznek a Hortobágy területén (Szöör et al. 1991, Barczy et al. 2006). A mocsárrendszer területét a történelmi idők kezdete óta számos antropogén hatás érte. Az erdőket a 16. és 17. században letermelték, helyüket felszántották. A tájtörténeti elemzés (Aradi et al. 2003) szerint a 18. sz. óta jelentős, mintegy 40% a szántóterületek aránya. Az Alföld más részeihez hasonlóan elsősorban a löszön kialakult talajokat vették művelésbe, míg a szikeseket inkább legeltetéssel hasznosították. A termő- illetve legelőterületek növelése érdekében korán elkezdődött a terület lecsapolása, az Árkus-csatornát például már a 17. században kotorták. A legjelentősebb hatást azonban a Tisza szabályozása jelentette

(1860-as évek), mely megszüntette a terület kialakításában legfontosabb tájformáló tényezőt, a rendszeres áradásokat. A 20. század elején épültek az első belvízelvezető és lecsapoló csatornák a mocsarak és rétek kiszáritása céljából, majd az Egyek térségi meliorációs program (1970-es évek) a mocsárrendszer végzetesnek tűnő kiszáradásához, leromlásához vezetett. A rétek kiterjedése legalább 50%-kal, a mocsarak kiterjedése pedig mintegy 33%-kal csökkent 1969-ig a II. katonai felmérés (1856-66) óta (Aradi et al. 2003). A valamikori vizes élőhelyek nagy részét, köztük a változatos élőhelyeket kínáló szegélyeket felszántották, a szántók területi aránya fokozatosan nőtt és maximumát (közel 40%) az 1970-es évek elejére érte el. A terület vizes élőhelyei és gyepjei további jelentős degradációt szenvedtek a intenzív mezőgazdasági vegyszerhasználatból (peszticidek, műtrágyák) származó szennyezés miatt (eutrofizáció, fajszegényedés, homogenizáció).

Az 1970-es évek elején az egyek-pusztakócsi-mocsárrendszer erősen degradálódott területével iskolapéldája volt a feltétlenül helyreállítandó élőhelyeknek. A negatív folyamatok lassítása érdekében 1976-ban kezdődött a mocsárrendszer rehabilitációja, mely minden bizonnyal Magyarország legrégebbi és 4000 hektáros kiterjedésével legnagyobb területű élőhely-rehabilitációs programja. A rehabilitáció első ütemének alapvető célja a mocsarak hidrológiai rekonstrukciója, vízpótló rendszerének kiépítése volt. A vízpótló csatornarendszer kiépítése (1976-1997) a Nyugati-főcsatorna közbeiktatásával a Tisza vizét hozta el ismét a tájra, mely a mocsarak gyors revitalizációjához vezetett (Gőri et al. 2006).

A mocsarak állapotában bekövetkezett kedvező változások ellenére a száraz élőhelyek állapota nem javult. A szántók kiterjedése továbbra is magas (30% felett), míg a szikes és löszös száraz gyep aránya továbbra is alacsony (26%) maradt az emberi tájtalakítás előtt becsült szinthez képest (szántók: 0%, gyep: 45-48%). A szántók magas aránya és térbeli konfigurációja eredményeként a gyep jelentősen fragmentáltak voltak, néhány helyen pedig jókora darabok beszántásra is kerültek. A szántóföldeken használt vegyszerek (műtrágyák, peszticidek) bemosódása és beszivárgása a gyep és a rét-zóna degradáltságához és a rehabilitáción átesett mocsarak eutrofizációjához vezetett. Az optimális természetvédelmi kezelés (legeltetés) hiányában a gyep és a mocsarak fajösszetétele jelentősen homogenizálódott.

2.7. A TÁJLÉPTÉKŰ GYEPREKONSTRUKCIÓ KIVITELEZÉSE ÉS VIZSGÁLATÁNAK MÓDSZEREI

Az egyek-pusztakócsi tájrehabilitációs program második fázisának célja a szárazföldi élőhelyek helyreállítása volt, melyen belül a legnagyobb részt a füves területek rekonstrukciója tette ki. A gyeprekonstrukció legegyszerűbb módja a spontán másodlagos szukcesszió ('old-field succession') (Prach et al. 2001), amikor a szántóterület felhagyását követően nem történik semmiféle beavatkozás. Megfelelő adottságok (pl. természetes gyepes területek közelsége) esetén a természetes szukcessziós folyamatok elvezethetnek a fajgazdag természetes gyepes területek regenerációjához. A regenerációt azonban megakadályozhatja, ha nem állnak rendelkezésre propagulumforrások vagy nincs megfelelő magterjesztő ágens, mely lehetővé teszi az értékesebb fajok betelepülését. Ilyen esetekben a regeneráció lassú lehet vagy akár meg is akadhat egy természetvédelmi szempontból kedvezőtlen állapotban (Hutchings and Booth 1996).

A legtöbb természetvédelmi célú gyepesítésben ezért aktív restaurációt (magvetést) alkalmaznak. Mivel a cél általában fajgazdag gyepes területek restaurációja, a legtöbb magvetésen alapuló helyreállítási projektben általában sok fajtól (14-41) álló magkeveréket vetnek (Török et al. 2011). Sok faj magjának összegyűjtése azonban hosszú ideig tarthat, nehézkes lehet a különböző magérésési periódusok miatt és drága lehet a gyűjtés magas munkaigénye miatt. Ezen tényezők jelentősen behatárolják a helyreállítható terület méretét is. Néhány programban ezért alacsony diverzitású, 4-5 fajtól álló magkeverékeket használtak (Manchester et al. 1999, Lepš et al. 2007). Az általunk a LIFE-programban végzett gyepesítés során két (szikes) illetve három (lőszös) fűfaj keveréket vetettünk, melyekben a célgyepes területekben alapvetően fontos vázfajok ('foundation species') voltak.

A kevés vázfaj telepítése átmenetet képez a prezerváción alapuló, szukcessziós folyamatokat előtérbe helyező spontán regeneráció és a sok faj telepítését végző aktív gyepesítési projektek között. A néhány vázfaj telepítése beindíthatja és felgyorsíthatja a természetes szukcessziós folyamatokat és a sok faj telepítésével szemben nagyobb teret ad a természetes betelepülési (kolonizációs) és megtelepedési ('establishment') folyamatoknak. A nagy térbeli léptéken (esetünkben 760 hektáron) elvégzett gyepesítés a helyi talaj- és vízháztartási adottságok változatossága miatt ugyanakkor a szukcessziót több útvonalon is elindíthatja, mely által helyenként diverzitásukban és fajösszetételükben eltérő közösségek alakulhatnak ki. Az egy nagyobb földrajzi területen (mintegy 4000 hektáros tájban) több

helyszínen elvégzett gyepesítés így hozzájárulhat az élőhelyek táj-szintű sokféleségének növeléséhez. Az egyek-pusztakócsi tájrehabilitáció második ütemében végzett gyeptelepítés ezért több szempontból is érdekes és nemzetközi szinten is egyedülálló ökológiai kísérletre adott lehetőséget.

A gyeprekonstrukciót az egyek-pusztakócsi mocsárrendszer 26 egykori szántóján, összesen 146 helyrajzi számon nyilvántartott parcelláján, összesen 760 hektárnyi területén végeztük 2005 és 2008 között. A rekonstrukció célja két, az Élőhelyvédelmi Irányelv I. függelékén prioritással kiemelt élőhelytípus, a pannon löszpusztagyep (Natura 2000 kód: 6250) és pannon szikes sztyepek és mocsarak (kód: 1530) helyreállítása volt. A területi célokat rugalmasan jelöltük ki (51-95 ha löszgyep, 585-629 szikes gyep), mivel az évente bevezethető terület nagyjában függött attól, hogy mennyi fűmagot tudunk aratni (főként a barázdált csenkeszből *Festuca rupicola*). A gyepesítendő területek 85%-a a magyar állam tulajdonában és a Hortobágyi Nemzeti Park vagyongazdálkodásában volt, míg a maradék 15%-ot a program részeként megvásároltuk gazdálkodóktól. A gazdálkodók az állami földeket hosszú távú (5 vagy 10 éves) bérleti szerződés alapján művelték és azt, hogy melyik szántón melyik évben történik a gyepesítés, a bérleti szerződések lejáratát határozta meg (2004 és 2007 között). A szántókon a gazdálkodók gabonaféléket (búza, árpa), lucernát és napraforgót termesztettek a gyepesítés előtt.

Megfelelő talajelőkészítést követően löszös magkeveréket (*Festuca rupicola* 40%, *Poa angustifolia* 30%, *Bromus inermis* 30%) 95 hektáron, míg szikes magkeveréket (*Festuca pseudovina* 67%, *Poa angustifolia* 33%) a fennmaradó 665 hektáron vetettünk. Ezen fajokat azért választottuk, mert a célzott gyep típusok fontos vázfajai (Kelemen 1997). A telepítéshez használt magtömeget a környék jó állapotú gyepjeiben arattuk (*F. pseudovina*, *F. rupicola*) vagy kereskedelmi forrásokból (Mezőgazdasági Kutató és Fejlesztő Intézet, Szarvas) szereztük be. A *F. rupicola* magját kereskedelmi források nem forgalmazzák, ezért minden évben a júniusban aratott *F. rupicola* mag mennyisége határozta meg azt, hogy mennyi löszgyep-telepítést végezhetünk. Az aratott magtömeget gépi rostálással alaposan tisztítottuk és a különböző fajok magjait mechanikai szitálással választottuk el egymástól (Agrohungária Kft., Karcag). A négy év alatt összesen 18 500 kg fűmagot arattunk és tisztítottunk, valamint 7900 kg fűmagot vásároltunk (*B. inermis* és *P. angustifolia* minden évben, ill. *F. pseudovina* a gyenge maghozamú 2006-ban és 2007-ben). A löszös magkeveréket a 91 m tengerszint feletti magasságú, alapvetően löszös talajú hátakra, míg a

szikes magkeveréket az ennél alacsonyabb, inkább vízjárta és szikes jellegű talajokra vetettük. A magvetést 20-25 kg/ha mennyiségben végeztük, mely alacsonyabb a gyeprekonstrukciós projektek átlagánál (31 kg/ha, Török et al. 2011). Az alacsonyabb vetett mennyiség célja (i) a másodlagos szukcesszió spontán jellegének erősítése és (ii) a szukcessziós utak „lökésszerű” beindítása, (iii) de csak kismértékű kontrollja és (iv) a beinduló ökológiai folyamatok (a nem vetett célfajok kolonizációja és megtelepedése) elősegítése volt. A viszonylag kis intenzitású beavatkozást indokolta, hogy a célgyepek (pl. a hegylábi löszgyepekhez képest) nem különösen fajgazdagok, valamint a közelben számos jó állapotú szikes és néhány löszös jellegű gyep is található, melyek propagulumforrásként szóba jöhettek.

A vetést megelőzően talajelőkészítést végeztünk, melynek során mélyszántást, majd kétszeri boronálást alkalmaztunk. A vetést egy átalakított műtrágyaszóró géppel kiviteleztük. A rekonstrukcióra kijelölt területeken a gazdálkodók július vagy augusztus folyamán elvégezték a betakarítást, melyet talajelőkészítés követett késő augusztus és kora szeptember táján. A magvetést átalakított műtrágyaszóróval végeztük késő szeptemberben és kora októberben. A folyamatot kb. október 10-ére minden évben befejeztük, mely a gyepék kihajtása számára optimális és mely időszakot általában néhány hetes esős időszak követ az átlagos időjárású években a Hortobágyon. A gyeptelepítést követő júniusban gyomirtó kaszálást végeztünk a levágott növénytömeg elszállításával együtt. A harmadik évtől minden gyeptelepítést legelőként (az állattartó telepekhez közelebb eső helyeken) vagy kaszálóként kezeltünk tovább.

A monitorozást, melynek célja a növényzet változásainak nyomon követése volt, állandó kvadrátok évente ismételt felmérésével végeztük. Minden kb. 25 hektár gyepesített területen véletlenszerűen egy mintavételi helyet, azon belül pedig két állandó, 5x5 m területű négyzetet jelöltünk ki és kerítettünk körül akáckarókkal a legelő állatok és kaszálógépek kizárása érdekében. Minden mintavételi helyen feljegyeztük az utolsó termény típusát és az alkalmazott magkeveréket. Az 5x5 m-es négyzeteken belül négy db 1x1 m-es kvadrátot vettünk fel oly módon, hogy a kvadrátok között 1-1 m volt minden irányban. A kvadrátokon belül minden év júniusában fitocönológiai felmérést végeztünk, melynek során feljegyeztük a kvadrátokon belül előforduló virágosnövény-fajokat és borításukat. A kvadrátokon kívül eső területen minden négyzetből 10-10 fitomassza-mintát is vettünk. A vizsgálati terület 23 egykori szántóján összesen 33 mintavételi helyen 75 állandó négyzetben 300 kvadrátot

jelöltünk ki. A jelen vizsgálatban azoknak az állandó négyzeteknek adatait használtuk, melyek nem szerepeltek a 2008-ban kivitelezett szénaráhordásos és a több helyen a harmadik évben indított kaszálási és legeltetési kísérletekben. A botanikai felmérést minden évben kora júniusban végeztük, amikor a legtöbb virágos növényfaj jól felismerhető stádiumban van. A botanikai felmérés fitocönológiai módszereken alapult, melynek során feljegyeztük a kvadrátokban talált növények fajtát és borítását. A célgyepek fajkészletének jellemzésére (referencia) a 2007-ben a mocsárrendszer északnyugati részén levő természetes gyepekben végzett botanikai felmérés adatait használtuk.

A rekonstruált szikes és löszös gyepek fajkészletének változását a referenciához képest Sorensen hasonlósági értékek és nem-metrikus multidimenziós skálázás (ordináció) alkalmazásával vizsgáltuk az R statisztikai környezet 'vegan' csomagjának 'metaMDS' függvényével (R Development Core Team 2011). A rekonstrukció sikerességét potenciálisan befolyásoló tényezőket (utolsó termény, magkeverék, a rekonstrukció óta eltelt évek száma, távolság a célgyepektől) tér-idő helyettesítésen ('space-for-time substitution') alapuló elrendezésben vizsgáltuk a 2009-ből származó adatok alapján (Michener 1997). Az utolsó termény lucerna (*Medicago sativa*, n = 18 terület), gabona (búza *Triticum* spp. vagy árpa *Hordeum vulgare*, n = 15) vagy napraforgó (*Helianthus annuus*, n = 12) volt. A magkeverék löszös (3 faj) vagy szikes (2 faj) volt. A célgyepektől való távolságot ArcGIS 10.0 for Windows programmal mértük a korábbi vegetációtérképezés során azonosított természetes gyepek és a mintavételi helyszínek távolságaként (m-ben).

A válaszváltozók a fajszám, fajdiverzitás és összes borítás voltak. A fajdiverzitást mind Shannon, mind pedig Simpson indexekkel jellemeztük, mivel az előbbi inkább a ritkább, az utóbbi pedig inkább a domináns vagy gyakori fajokra érzékeny (Magurran 2004). A fajok borítási értékeit a négy 1 m²-es kvadrátból összevontuk és a 2×2 m-es kvadrátokra átlagos borítást számoltunk fajonként. A fajokat gyom és nem-gyom kategóriákba soroltuk Grime (1979) CSR stratégia típusainak Borhidi (1995) által a hazai flóra tagjaira elvégzett adaptációja alapján. Azokat a nem-gyom fajokat, melyek rendszeresen előfordulnak a Hortobágy területén, a rekonstrukció cél-fajainak tekintettük.

A rekonstrukció sikerességét befolyásoló tényezők hatását a válaszváltozókra általánosított lineáris kevert-hatás modellel (generalized linear mixed-effects model, GLMM) vizsgáltuk. A GLMM használatára azért volt szükség, mert adataink hierarchikus természetűek voltak: 17 területen 23 mintavételi hely volt, melyen belül 22 helyen két-két

állandó négyzet, egy helyen pedig egy négyzet volt, azaz összesen 45 négyzetet mértünk fel. A négyzetek nem voltak független adatpontnak tekinthetőek, ezért a hierarchikusan felépülő hely-változót (négyzet/hely/terület) random faktorként tekintettük. A kiindulási modellekbe beépítettük a négy fix hatást, a hierarchikus random faktort és az összes interakciót. Ezt követően egyesével eltávolítottuk a nem szignifikáns ($p > 0,05$) interakciókat. A végső GLMM modellek a fix hatásokat, a random hatást és a szignifikáns interakciókat tartalmazták. A random faktor hatását a tengelymetszet (intercept) szórásának (S.D.) és a hiba szórásának összehasonlításával értékeltük: jelentős hatásnak azt tekintettük, ha a tengelymetszet SD értéke nagyobb volt a hiba SD értékénél (Pinheiro and Bates 2000). Minden statisztikai számítás az R statisztikai környezetben készült (2.13.0. változat) a 'nlme' csomag 'lme' függvényével, míg az átlagok post-hoc összehasonlítására Tukey HSD tesztjét alkalmaztuk ('multcomp' csomag).

2.8. GYEPREKONSTRUKCIÓS MÓDSZEREK VOLT LUCERNAFÖLDEKEN

A 8. Vizsgálatban a korábban lucernaföldként használt szántókon végzett gyepesítés hatásait kísértük figyelemmel. A vizsgálatban három kérdésre kerestük a választ: (i) Milyen gyorsan csökken a rövid élettartamú gyomok abundanciája az alacsony diverzitású magkeverék vetésével beindított másodlagos szukcesszió során? (ii) Kiszoríthatják-e a kompetitív fűfajok a gyomokat a kaszálással végzett poszt-rekonstrukciós kezelés során? (iii) Felgyorsítható-e a célállapotú, természetes gyepék irányába haladó másodlagos szukcesszió az alacsony diverzitású magkeverékek vetésével a felhagyott szántók spontán regenerációján alapuló szukcesszióhoz képest? Célunk ezen elképzelések tesztelése és a gyepék sokféleségének védelmében történő alkalmazhatóságuk vizsgálata volt.

Vizsgálatunk az egyek-pusztakócsi gyeprekonstrukció során 2005-ben korábbi lucernaszántókon végzett gyepesítések eredményein alapul. A jelen vizsgálathoz 10 volt lucernaföld (összesen 93 ha) adatait használtuk fel. A fitocönológiai felmérést (ld. 2.7. fejezet) fitomassza-mintavétellel egészítettük ki, melynek során állandó négyzetenként 10 talajfelszín feletti mintát vettünk egy 10×10 cm-es területen. A fitomassza-minták tömegét tömegállandóságig szárítás után mértük (± 0.01 g), majd elhalt avar, graminoid (Poaceae, Cyperaceae) és kétszikű csoportokba soroltuk. A megfigyelt változások értékelése érdekében hasonló fitocönológiai mintavételt végeztünk különböző korú lucernaföldeken és természetes

szikesgyep-társulásokban (*Achilleo setaceae* - *Festucetum pseudovinae*) és löszgyep-társulásokban (*Salvio nemorosae* - *Festucetum rupicola*) is.

A fitocönológiai mintavételben talált fajokat Raunkiaer életforma-beosztása alapján négy funkcionális csoportba osztottuk: évelő graminoid, évelő kétszikű, rövid élettartamú (egy vagy két éves) graminoid és rövid élettartamú kétszikű. Az összes fajszám, a Shannon diverzitás és a borítás időbeli változásait ismételt mintavételen alapuló varianciaanalízissel (RM-ANOVA) vagy Friedman nem-parametrikus ismételt mintavételes varianciaanalízissel elemeztük aszerint, hogy a parametrikus feltételek teljesültek-e. Kruskal-Wallis nemparametrikus ANOVA-t használtunk a nem ismételt méréseken alapuló adatok összehasonlítására. A rekonstruált és természetes gyepék fajkészletének összehasonlítására nem-metrikus multidimenzionális skálázást (NMDS) használtunk a százalékos borítás-adatokból számolt Bray-Curtis hasonlósági függvény alkalmazásával (R statisztikai környezet, 'vegan' csomag 'metaMDS' függvény) (Oksanen et al. 2011). A felmért élőhelytípusok karakterfajainak azonosítására IndVal elemzést végeztünk (Dufrene and Legendre 1997).

2.9. ÁLLATEGYÜTTESEK FELMÉRÉSI MÓDSZEREI

A 9. Vizsgálat célja a gyeprekonstrukció hatásainak tanulmányozása volt az állategyüttesek szemszögéből. Hipotézisünk az volt, hogy az ízeltlábúak és gerincesek fajszámában és abundanciájában a rekonstrukció hatására megfigyelhető változások egy irányba konvergálnak és hasonló módon alakulnak, azaz a fajszám és abundancia nőni fog a rekonstrukció után. Ezen elképzelés alapja az volt, hogy a vegetáció fejlődésében több, természetvédelmi szempontból kedvező tendenciát észleltünk. A növényzeti változások a rekonstrukció korai szakaszában általában azt mutatták, hogy a szukcesszió a rekonstrukció célállapotának tekintett természetes szikes és löszgyepék fajkészlete és mennyiségi viszonyai felé halad, és hozzájárulhat a táj élőhelyi sokféleségének növekedéséhez (2.7. fejezet, Lengyel et al. 2012). A lucernából kiinduló gyepesítéseken a vetett fűfajok például már három év alatt olyan borítást értek el, melyhez a felhagyott szántókon legalább tíz évnyi spontán regeneráció szükséges és a fajkészlet igen hasonló volt a természetes célgyepék fajösszetételéhez (2.8. fejezet, Török et al. 2010). Ez a folyamat valamennyivel lassúbb, de ugyanilyen irányú volt az egykori napraforgó és gabonaföldeken (Vida et al. 2010).

A gyeprekonstrukció után kiépített monitorozó rendszerbe hét, a füves területek ökológiai rendszereiben kitüntetett jelentőségű állatcsoportot vontunk be: egyenesszárnyúak (Orthoptera), méhek (Hymenoptera: Apoideae), futóbogarak (Coleoptera: Carabidae), pókok (Araneae), kétéltűek (Amphibia), madarak (Aves) és kisemlősök (Mammalia: pockok, egerek és cickányok). Ezen taxonok vagy trofikus kapcsolataik és funkcióik szempontjából fontosak (pl. herbivorok: egyenesszárnyúak, ragadozók: pókok), ökoszisztéma-szolgáltatásokat nyújtó szervezetekként ismeretesek (pl. növények pollinációjában részt vevő méhek vagy a magterjesztésben fontos kisemlősök) vagy jó indikátorai a környezeti változásoknak (pl. futóbogarak, kétéltűek, madarak). Minden csoport felmérését tér-idő helyettesítésen ('space-for-time substitution') alapuló elrendezésben (Michener 1997) kiviteleztek (pl. 2009-es mintavétel esetén az egy-, két-, három- és négyéves gyepesítésekben). A fenológiai változások nyomon követésére az ízeltlábúak mintavételezését májustól szeptemberig háromhetente (hat alkalommal), míg a gerincesek felmérését évente kétszer végeztük minden évben.

Az egyenesszárnyúak és növényzetlakó pókok felmérését standardizált fűhálózással végeztük 2009-ben. Ennek során a botanikai monitorozásra kijelölt mintavételi helyeken 200 hálósapást végeztünk egy 45 cm átmérőjű kör alakú fűhálóval. A gyűjtött anyagot zacskókban fagyasztva tároltuk a minták laboratóriumi feldolgozásáig és az egyedek határozásáig. Az egyenesszárnyúak határozását dr. Rácz István András egyetemi docens (Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék) felügyelte.

A méhek felmérését sárga tálcspadákkal végeztük 2010-ben. Ennek során 20 cm átmérőjű tálakat helyeztünk ki 50 cm magasan szántókon, rekonstruált gyepekben és természetes gyepekben. A gyűjtött anyagot preparálást követően Szabó Gyula PhD-hallgató (Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék) határozta és a határozást Józán Zsolt (Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár) ellenőrizte.

A futóbogarak és talajlakó pókok felmérését Barber-féle talajcsapdákkal végeztük a botanikai monitorozásban kijelölt mintavételi helyeken 2009-ben. A talajcsapdák 0,5 literes műanyagedények voltak, melyeket a talajba ástunk oly módon, hogy szélük egy szintben legyen a talajszinttel és farostlemezzel fedtük le őket úgy, hogy a tető kb. 1 cm-re a talajszint fölé emelkedjen. Az ölüanyag 75%-os etilén-glikol oldat volt. A gyűjtött anyagot textilpelenkába csomagolva fagyasztva tároltuk a mintafeldolgozásig. A futóbogarakat dr. Ködöböcz Viktor és dr. Magura Tibor (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen)

határozta. A talajcsapdával gyűjtött talajlakó és a fűhálós mintákból származó növényzetlakó pókokat pedig dr. Horváth Roland (Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék) határozta.

A kétéltűek felmérésére külön mintavételt nem terveztünk, hanem a 2010-es extrém csapadékos évben a talajcsapdákból tévedt egyedek adatait használtuk az egyes gyepesített területek kétéltűfaunájának mennyiségi viszonyainak jellemzésére. A kétéltűek faji azonosítását Mester Béla PhD-hallgató (Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék) végezte, szükség esetén konzultálva dr. Puky Miklós tudományos főmunkatárssal (MTA Ökológiai Kutatóközpont, Táj- és Restaurációs Ökológiai Osztály).

A madarak felmérését 2009 áprilisában és májusában előre meghatározott, jórészt a botanikai felmérésben kijelölt mintavételi helyeken folytatott dán rendszerű pontszámlálással végeztem. A pontszámlálás során a nemzetközi standardoknak megfelelően minden ponton néhány perces nyugalmi helyzet után 5 percen át számoltam a 100 m sugarú körön belül hallott vagy látott egyedeket. Minden, a kb. 3 ha területű számolási kört bármilyen élettevékenységre (táplálkozás, vadászat, territóriumvédelem, pihenés stb.) használó madár fajtát, egyedszámát és – amennyiben megállapítható volt – a korcsoportját és ivarát is feljegyeztem. A leggyakoribb fajok (mezei pacsirta *Alauda arvensis*, sárga billegető *Motacilla flava*) esetén a 3 ha-os számolási körön belül territóriumterképezést is végeztem.

A kisméretűek felmérését standard élvefogó csapdázással végeztük 2011 tavaszán és őszén. Ennek során szántókon, rekonstruált és természetes gyepekben helyszínenként 36 db élvefogó csapdát (Sherman Inc., USA) helyeztünk ki 6×6-os hálós elrendezésben. A csalátekkel (szalonnával, ill. kukoricából és búzából álló magkeverékkel) ellátott csapdák egy helyszínen 5 éjszakán át voltak kinn és egyszerre három helyszínen folyt vizsgálat. A befogott egyedeket határozás után lemértük (testtömeg, testhossz), majd farkukon piros filccel jelöltük a visszafogások azonosítása érdekében. A csapdázást és a befogott egyedek faji azonosítását Mérő Thomas Olivér PhD-hallgató határozta, szükség esetén konzultálva dr. Horváth Győző egyetemi adjunktussal (Pécsi Tudományegyetem, Állatökológia Tanszék).

A jelen vizsgálatban a fajszám és egyedszám (abundancia) adatokat használtuk. Az állatcsoportokban egységesen a 2005 és 2008 között (négy éven át) gyepesített területeket hasonlítottuk össze a gyeprekonstrukció kiindulási állapotára (szántók) és a célállapotára (természetes gyepek) jellemző állategyüttesek adataival az időbeli változások tesztelése céljából (összesen hat élőhelytípust). Mind a hat élőhelytípust legalább három, de általában jóval több mintavételi helyszínen ismételtük. Egyedüli kivétel a kisméretűek voltak, melyek

csapdázása élőhelytípusonként két ismétléssel történt, tekintettel a csapdázás magas munka- és időigényére (6 nap ill. 5 éjszaka helyszínenként). Az egyenesszárnyúak, futóbogarak és pókok esetén a kiindulási állapot adatai 2005-ből, a célállapotra jellemző adatok 2007-ből származnak. Minden egyéb taxon esetén az adatok egy évből származnak (madarak: 2009, méhek és kételtűek: 2010, emlősök: 2011). A fajszámot és abundanciát a hat élőhelytípus függvényében egyutas varianciaanalízissel elemeztük (szükség esetén logaritmikus transzformáció után), míg a szignifikánsan különböző csoportokat Tukey HSD teszttel azonosítottuk.

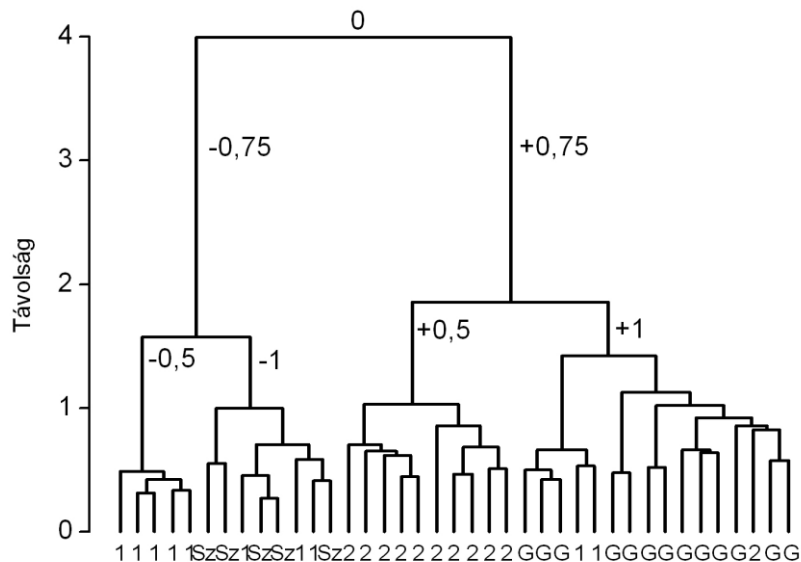
2.10. ÍZELTLÁBÚAK MINTAVÉTELE: AZ ÉLŐHELY-AFFINITÁSI INDEXEK

A vizsgálat helyszíne az egyek-pusztakócsi mocsárrendszer (Hortobágyi Nemzeti Park) szántói, illetve természetes és rekonstrukción átesett gyepei voltak. A vizsgálatban 2007-ben gyűjtött adatok alapján értékeltük négyféle élőhelytípus (szántók, egyéves, kétéves gyepek és természetes gyepek) ízeltlábú-együtteseit. Összesen 39 mintavételi hely szerepelt a vizsgálatban (5 szántó, 10 egyéves, 11 kétéves és 13 természetes gyepek), melyek területe 4 és 36 ha között változott (átlag: 16 ha). Minden területen azonos módszerekkel mértük a pókok (Araneae), poloskák (Heteroptera), egyenesszárnyú (Orthoptera) és futóbogár (Carabidae) fajait. A talajlakó pókokat és a futóbogarakat mintavételi helyenként két random pontban lerakott Barber-féle talajcsapdával gyűjtöttük a 2.9. fejezetben leírt módon. A növényzetlakó csoportokat (egyenesszárnyúak, pókok, poloskák) a talajcsapdák mellett kijelölt 100 m hosszú transztek mentén vett 200 csapásból álló standardizált fűhálózással gyűjtöttük. A begyűjtött egyedeket a laboratóriumban fagyasztva tároltuk majd válogatást követően faji szintig határoztuk és a határozást – szükség szerint – taxonómus szakemberekkel ellenőriztettük (ld. 2.9. fejezet).

Az adatfeldolgozás során a fajszámot és az egyes fajoknak a négyféle élőhelyre számolt specificitását és fidelitását használtuk. A habitat-affinitási indexet Allegro és Sciaky (2002) javasolta egy adott élőhelytípus relatív minőségének becslésére a fajok gyakorisági értékei alapján. Az eredeti, csak a fajok relatív gyakoriságán alapuló index Magura és munkatársai (2006) szerint torzít a kevesebb, magas abundanciájú, kevésbé specializált fajokat tartalmazó együttesek irányába. Magura és munkatársai (2006) ezért három új indexet fejlesztettek, melyek az élőhely-specificitáson és fidelitáson alapultak és így a

gyakoriságot és a ritkaságot hangsúlyozták. Mivel ezek az indexek alkalmasnak bizonyultak különböző erdőtípusok összehasonlítására, a jelen vizsgálatban gyepekre alkalmaztuk őket.

A 10. Vizsgálatban a habitat-affinitási indexeket a specifitás (HAS) és a fidelitás (HAF) értékeivel, ill. ezek kombinációjával (HAFS) számoltuk. A fajok egy élőhelytípusra számított affinitási értékeit négy lépésből álló folyamat során határoztuk meg. Az első lépésben hierarchikus klaszteranalízissel osztályoztuk a mintavételi helyeket (Bray-Curtis távolságfüggvény, Ward fúziós módszer) a gyűjtött ízeltlábú fajok abundanciái alapján. A klaszteranalízis a vizsgált mintavételi helyeket jól körülhatárolható élőhelycsoportokba sorolta (**5. ábra**). Második lépésként -1 -től $+1$ -ig terjedő értékeket rendeltünk minden élőhelytípushoz ill. ezek kombinációihoz a klaszter dendrogram alapján úgy, hogy a generalista, egyik élőhelytípushoz sem kötődő fajok 0 , míg a konzervációs szempontból érdekes fajok pozitív értékeket kaptak (ld. **5. ábra** felirata). Az affinitás konkrét értékeinek választása nem befolyásolta az eredményeket, mivel más értékek (pl. -3 és $+3$ között) választása esetén is kvalitatíve azonos eredményeket kaptunk. A harmadik lépésben indikátorérték-analízist (IndVal) (Dufrene and Legendre 1997) végeztünk, mely a terepen talált előfordulások és abundanciák alapján az egyes fajokat egy élőhelytípushoz (szignifikáns karakterfaj) vagy élőhelytípus-csoportozhoz rendelte.



5. ábra. A hierarchikus klaszteranalízis során kapott dendrogram, mely alapján a fajokat hét affinitási csoportba soroltuk: $+1$: természetes gyepekre jellemző fajok; $+0,5$: kétéves gyepekre jellemző fajok; $+0,75$: kétéves és természetes gyepekre jellemző fajok; 0 : generalista fajok; $-0,5$: egyéves gyepekre jellemző fajok; $-0,75$: egyéves gyepekre és szántókra jellemző fajok; -1 : szántókra jellemző fajok. Sz - szántó, 1 - egyéves gyepek, 2 - kétéves gyepek, G - természetes gyepek.

Utolsó lépésként pedig meghatároztuk minden egyes faj habitat-affinitási értékét az alapján, hogy melyik faj melyik élőhelytípushoz tartozott, függetlenül attól, hogy szignifikáns karakterfajnak adódott-e vagy sem az adott faj az IndVal analízis során. Miután valamennyi fajhoz hozzárendeltünk egy affinitási értéket, kiszámoltuk az egyes mintavételi helyek affinitási indexeit (HAFS) a következő módon:

$$HAFS_r = \sum_{i=1}^S (I_{ir} \cdot \sqrt{\pi_i \cdot e_i} \cdot A_i),$$

ahol S a teljes fajszám, I_r az indikátor függvény, melynek értéke 1 vagy 0 lehet attól függően, hogy az i -edik faj jelen van-e az r mintavételi helyen vagy sem; π_i a fajra jellemző fidelitás (azon mintavételi helyek relatív gyakorisága, ahol az i -edik faj jelen van egy adott élőhelytípusban), e_i a fajra jellemző specificitás (az i -edik faj adott élőhelytípusban talált átlagos egyedszámának és az összes többi élőhelytípusban talált átlagos egyedszámának aránya) és A_i az i -edik faj affinitási értéke. Az index értéke annál nagyobb, minél több specialista faj van jelen az adott mintavételi helyen. Az indexet kiszámoltuk csak a fidelitás, csak a specificitás ill. együtt a fidelitás és specificitás alapján is. Mivel a három index hasonló eredményt adott (Déri et al. 2011), itt csak a kombinált index alkalmazásával kapott eredményeket mutatjuk be. A fajszám valamint a habitat-affinitási indexek értékeit a különböző élőhelytípusok között egyutas varianciaanalízissel hasonlítottuk össze. A csoportátlagok összehasonlítására Tukey HSD tesztjét alkalmaztuk. Minden statisztikai elemzést az R statisztikai környezetben végeztünk.

2.11. ADATGYŰJTÉS AZ EURÓPAI ÉLŐHELY-MONITOROZÓ PROGRAMOKRÓL

A 11. és 12. Vizsgálatban az „élőhely” fogalmát széles körben értelmezve egy körülhatárolható földrajzi terület fizikai, kémiai és biológiai komponenseit értettük. Ezen felfogás szerint az „élőhely-monitorozás” felölel olyan monitorozó programokat is, melyeket más vizsgálatokban „ökoszisztéma-monitorozás” címen említene (Pereira and Cooper 2006). Az „élőhelytípus” kifejezésen azon élőhelyfajtákat értjük, melyeket a bevett nemzetközi vagy nemzeti élőhelyklasszifikációs rendszerek (pl. EUNIS: <http://eunis.eea.europa.eu>) külön kategóriaként írnak le. Az élőhelytípusra példák a „*Fagus* erdők” (EUNIS kód: G1.6) és a „pannon löszpusztagyepék (E1.2C).

Az európai élőhely-monitorozó programokról 2006-ban kérdőíves felméréssel gyűjtöttünk információkat az EuMon projekt keretében. A kérdőív nyolc alapkérdést és 35 specifikus kérdést tett fel a programok különböző tulajdonságaival kapcsolatban (**1. függelék**). 2006. február 1. és augusztus 31. között monitorozó programok koordinátorait, minisztériumi és egyéb államigazgatási tisztviselőket és más, monitorozásban érdekelt feleket (pl. nagyobb civil szervezeteket) kerestünk meg emailben és kértük őket a kérdőív online kitöltésére. Összesen 1600 egyéni címre és nemzeti ill. nemzetközi email-levelezőlistára küldtük ki a felkérő levelet. A felkérést elfogadó koordinátorok online töltötték ki a kérdőívet és válaszaikból online elérhető és kereshető adatbázist képeztünk (<http://eumon.ckff.si/monitoring>). A 11. Vizsgálat kivitelezésének pillanatában 150 élőhely-monitorozó-programról volt információnk.

A koordinátorok által bevitt információkat (ld. **1. Függelék**) további információkkal egészítettük ki. A monitorozó programok működtetéséhez szükséges személyi költségeket a professzionális és az önkéntes résztvevők számából és az országonkénti átlagos fizetések (World Bank 2006) adataiból becsültük. A napi átlagfizetést megszoroztuk a professzionális résztvevők által a monitorozással töltött munkanapok számával. A program összes költségét a becsült személyi költségek és a koordinátorok által megadott dologi (anyag és eszköz) költségek összegeként becsültük. Azon esetekben, amikor a munkanapok számát nem adták meg a koordinátorok, csak az anyag és eszköz-költségeket használtuk ($n = 28$ program).

A statisztikai elemzéseknél a mintaelemszámok különbözhetnek, mivel nem minden programról volt teljes a koordinátorok által megadott információ. Mivel a legtöbb változó nem volt normál eloszlású és/vagy egyenlőtlen varianciát mutatott a csoportok között, nem-parametrikus statisztikai tesztek alkalmaztunk. Az arányokban levő eltéréseket χ^2 -teszttel vizsgáltuk azon esetekben, amikor biológiailag értelmezhető várható gyakoriságokat lehetett számolni. Kruskal-Wallis nemparametrikus ANOVA-t használtunk a csoportok közötti különbségek vizsgálatára. A szövegben átlagokat \pm szórást (S.D.) adtunk meg.

2.12. AZ ÉLŐHELY-MONITOROZÓ PROGRAMOK INTEGRÁLÁSA: ALAPFOGALMAK

Az élőhelyeket különböző élőhelytipológiai rendszerek alapján lehet osztályozni, melyek egy adott élőhelyet a tipológiában meghatározott kritériumok alapján specifikus élőhelytípusokba sorolnak. A vegetációtudományban korábban kialakított fogalomrendszer

(Barkman 1979) alapján az élőhelytipológiai rendszerek által leggyakrabban figyelembe vett tulajdonságok (pl. fajösszetétel, fajok relatív gyakorisága, indikátor/karakter/tipikus fajok jelenléte vagy abundanciája) mellett alapvetően fontosak az élőhelyek texturális és strukturális jellemzői is. Az élőhelyek textúrája az egyes élőhelytípusok foltjainak számát és méret-eloszlását jelenti, míg a struktúra az élőhelyfoltok térbeli elhelyezkedését és a közöttük levő térbeli kapcsolatokat jelenti. A tipológiát, textúrát és struktúrát leggyakrabban élőhelytérképeken jelenítik meg, melyen elkülönülnek a különböző típusokba tartozó élőhelyfoltok. A térbeli struktúrát változatos térbeli statisztikákkal (pl. fragmentációs indexek, táji indexek) lehet leírni. Végül pedig minden egyes élőhelyfoltot jellemezhetnek belső tulajdonságai, azaz az élőhelyminőség becslésére szolgáló változók (pl. invazív fajokkal fertőzöttség mértéke stb.) (Firbank et al. 2003).

Az élőhely-monitorozás általános célja, hogy felmérje és számszerűsítse a biodiverzitás élőhelyi szinten releváns aspektusainak állapotát és változásait. Az élőhelyek tipológiai besorolása rendszerint a fiziognómiai kép, az abiotikus tényezők, a növényegyüttes összetétele alapján, a növényfajok dominancia-viszonyainak, szukcessziós stádiumok és ritkán az állategyüttesek fajösszetételének vizsgálatán alapul (Dierschke 1994). A textúra felmérése az élőhelyfoltok számának és az egyes élőhelyfoltok által lefedett relatív vagy abszolút területének számszerűsítésével történik. Végül, a térbeli aspektus (struktúra) leírása térképezéssel történhet, mely azonosítja az egyes élőhelyfoltok térbeli helyzetét, kiterjedését és térbeli kapcsolatait más élőhelyfoltokkal. A monitorozáshoz felhasznált adatokat vagy a terepen gyűjtik (élőhelyek vagy vegetációtípusok terepi térképezése) vagy távérzékeléssel (műholdas vagy légifelvételek alapján) szerzett információkból származtatják. Az élőhelyek állapotát a legtöbb esetben a fizikai-kémiai környezet tulajdonságai, a fajösszetétel (azaz a fajok jelenléte és hiánya) és/vagy a fajok relatív abundanciája, és az élőhelytípusok eloszlása (terület, fragmentáció stb.) alapján értékelik. Az élőhely-monitorozásban ezen kívül gyakran gyűjtenek kiegészítő vagy háttér-információkat az élőhelyfoltok belső tulajdonságairól (pl. természetesség, degradáció, szennyezések stb.), a környezeti paramétereikről (talajtípus, csapadékeloszlás stb.) és potenciális befolyásoló tényezőkről (tájhasználat, emberi behatások stb.).

Az integrálás szempontjából az élőhely-monitorozó programok három tulajdonsága kitüntetett jelentőségű: a térbeli aspektus használata, a térbeli változatosság dokumentálásának módja és az élőhelyek lefedettsége a monitorozás által. Az élőhely-

monitorozó programokban az élőhelyek kvalitatív és kvantitatív jellemzőit mérik fel. Ebben a vizsgálatban a csupán kvalitatív, tipológiai és texturális jellemzőket (pl. élőhelytípusok, jellemző fajok listája stb.) felmérő programokat *nem-térbeli programokként* említjük. Számos program például az élőhelyek állapotát állandó mintavételi egységekben (pl. kvadrátok, transzektek) valamilyen rend szerint (pl. évente, havonta stb.) méri fel és értékeli, de nem számszerűsíti az élőhely kvantitatív térbeli jellegzetességeit (pl. élőhelyek kiterjedése, alakja, fragmentációja stb.). A *térbeli programok* ezzel szemben a térbeli sajátságokat ('struktúra', ld. fenn) explicit módon kezelik. A térbeli programok szinte minden esetben georeferált adatokat tároló és feldolgozó térinformatikai adatbázisokat (Geographical Information System, GIS) használnak az élőhelyfoltok térbeli helyzetének és számos más attribútum-tulajdonságának rögzítésére és elemzésére. A GIS rendszerek pontok, vonalak, raszter cellák vagy poligonok alapján tárolják az egyes objektumok térbeli helyzetét és hozzájuk változatos attribútum-információkat társítanak elektronikus élőhelytérképek előállítására és elemzésére céljából (Longley et al. 2005).

A térbeli változatosság dokumentálására a monitorozó programok *terepi térképezéssel* vagy *távérzékeléssel* (az egyszerűség kedvéért ideértve az űr- és légifelvételek interpretálását is) nyernek térbeli információkat. A térképezés élőhely- vagy vegetációtérképezést foglal magában, mely intenzív terepi adatgyűjtésen alapul. A terepi térképezés előnye, hogy lehetővé teszi a kis léptékű változások (pl. invazív fajok terjedésének, a relatív abundancia-értékek változásának stb.) érzékelését. A térképezés az intenzív terepi munka miatt azonban kevésbé alkalmas tágak és nagyobb földrajzi egységek lefedésére, ezért a részletes monitorozást gyakran néhány kisebb mintaterületen végzik el és az eredményeket extrapolálják a nem mintázott területekre. A távérzékelés ezzel szemben nagyobb tágak, földrajzi egységek fényképezésén és a felvételek interpretációján alapul, melyet általában megfelelő földi hitelesítés (ground truthing) követ (Turner et al. 2003). Mind a felvételek forrását, mind pedig az interpretálás algoritmusát tekintve ma már számos lehetőség áll rendelkezésre, pl. pán-kromatikus vagy színes felvételek, multispektrális képalkotás, lézeres letapogatás (pl. LIDAR scanning), radaros képalkotás stb. A távérzékelésen alapuló monitorozás előnye, hogy az élőhelyek térképezése gyorsabb és területegységre vonatkoztatva olcsóbb, mint a terepi térképezés során (Lillesand et al. 2003). A terepi térképezés és a távérzékelés a földrajzi léptékek kontinuumának ellenkező végein szolgáltatnak optimális pontosságot, ezért a két megközelítés jelentős mértékben kiegészíti

egymást, együttes alkalmazásuk pedig jelentősen növeli a monitorozással gyűjthető információk mennyiségét és minőségét.

Az élőhely-monitorozás harmadik fontos jellemzője a lefedettség, azaz hogy egy nagyobb területen belül egy vagy néhány élőhelytípust vagy az összes fellelhető élőhelytípust célozza. Azon programokat, melyek egy nagyobb területen csak egy vagy kevés élőhelytípust monitoroznak, *célzott programoknak*, míg az összes élőhelytípust nyomon követő programokat *holisztikus programoknak* nevezzük a jelen vizsgálatban.

3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

3.1. A MYRMECOCHORIA TAXONÓMIAI, BIOGEOGRÁFIAI ÉS FILOGENETIKAI ELTERJEDÉSE

3.1.1. Eredmények

Összesen 77 zárvatermő család 334 genusában mutattuk ki a myrmecochoriát. A csak az északi féltekére vagy főként az északi féltekére jellemző genusokat a **2. táblázat** mutatja be. A hangyák által terjesztett fajok számát 11 500-ra becsültük, míg a független evolúciós eredetek száma 101 volt. Ha nem csak a jól dokumentált, hanem minden információt figyelembe veszünk, a fajok száma 23 000, míg a független evolúciós eredetek száma 147.

2. táblázat. Magjait myrmecochoriával terjesztő zárvatermő növénygenusok biogeográfiai elterjedése és fajgazdagsága monofiletikus leszármazási ágak szerint rendezve. Csak a palearktikus, nearktikus és holarktikus elterjedésű genusok szerepelnek, valamint az óvilági és világszerte elterjedt genusok közül azok, melyek jelentős része palearktikus elterjedésű. A félkövérrel szedett leszármazási ágakban a fajok több mint 50%-a myrmecochoriás. További információkért ld. az eredeti táblázatot (Lengyel et al. 2010).

	Család	Magjait myrmecochoriával terjesztő genus	Földrajzi elterjedés ^a	Fajsám ^b
1	Amaryllidaceae	<i>Leucojum, Galanthus, Narcissus, Sternbergia, Vagaria, Lapidra, Hannonia, Pancratium</i>	HA	289
2	Aristolochiaceae	<i>Asarum, Saruma</i>	PA	86
3	Asteraceae	<i>Amberboa, Volutaria, Mantisalca, Goniocaulon, Plagiobasis, Russowia, Tricholepis</i>	PA	107
4	Asteraceae	<i>Carduus</i>	PA	90
5	Asteraceae	<i>Centaurea</i>	PA	383
6	Asteraceae	<i>Chrysogonum</i>	NA	18
7	Asteraceae	<i>Galactites</i>	PA	12
8	Asteraceae	<i>Wedelia</i>	NA	100
9	Berberidaceae	<i>Epimedium, Vancouveria, Bongardia</i>	HA	67
10	Berberidaceae	<i>Gymnospermium</i>	PA	12
11	Boraginaceae	<i>Nemophila</i>	NA	11
12	Boraginaceae	<i>Omphalodes</i>	HA	30
13	Boraginaceae	<i>Borago, Symphytum, Nonea, Elizaldia, Pulmonaria, Brunnera, Phyllocara, Hormuziaka, Anchusa</i>	OV	170
14	Buxaceae	<i>Buxus, Notobuxus</i>	K	90
15	Cactaceae	<i>Aztekium</i>	NA	2
16	Cactaceae	<i>Gymnocalycium</i>	NA	70

2. táblázat. (folytatás)

	Család	Magjait myrmecochoriával terjesztő genus	Földrajzi elterjedés ^a	Fajsám ^b
17	Campanulaceae	<i>Phyteuma</i>	PA	40
18	Caryophyllaceae	<i>Arenaria</i>	HA	215
19	Caryophyllaceae	<i>Moehringia</i>	PA	31
20	Colchicaceae	<i>Colchicum, Androcymbium, Merendera, Bulbocodium, Ornithoglossum, Sandersonia, Gloriosa, Neodregea, Wurmbea, Iphigenia, Schelhammera, Disporum, Uvularia, Burchardia</i>	K	245
21	Dipsacaceae	<i>Knautia</i>	PA	60
22	Dipsacaceae	<i>Scabiosa</i>	PA	80
23	Euphorbiaceae	<i>Euphorbia, Calycopeplus, Anthosterna</i>	K	1846
24	Euphorbiaceae	<i>Mercurialis</i>	PA	8
25	Fabaceae	<i>Cytisus</i>	PA	60
26	Fabaceae	<i>Ulex, Stauracanthus</i>	PA	21
27	Hyacinthaceae	<i>Ornithogalum</i>	OV	200
28	Hyacinthaceae	<i>Puschkinia</i>	PA	4
29	Hyacinthaceae	<i>Scilla, Chionodoxa</i>	PA	40
30	Iridaceae	<i>Iris</i>	PA	280
31	Lamiaceae	<i>Ajuga</i>	OV	50
32	Lamiaceae	<i>Ballota</i>	PA	30
33	Lamiaceae	<i>Lamium</i>	HA	190
34	Lamiaceae	<i>Rosmarinus</i>	PA	22
35	Liliaceae	<i>Erythronium</i> spp. - eurázsiai és kelet-észak-amerikai ágak	HA	8
36	Liliaceae	<i>Gagea</i>	PA	91
37	Liliaceae	<i>Scoliopus</i>	NA	5
38	Melanthiaceae	<i>Trillium</i>	HA	38
39	Myrtaceae	<i>Myrtus</i>	PA	2
40	Papaveraceae	<i>Corydalis, Dicentra, Adlumia, Dactylocapnos, Rupicapnos, Pseudofumaria, Cysticapnos</i>	HA	384
41	Papaveraceae	<i>Dendromecon</i>	NA	2
42	Papaveraceae	<i>Sanguinaria, Chelidonium, Eomecon, Macleaya, Bocconia, Hylomecon, Stylophorum</i>	HA	99
43	Poaceae	<i>Melica</i>	HA	80
44	Polygalaceae	<i>Polygala, Bredemeyera, Muraltia, Nylandtia, Heterosamara, Salomonina, Comesperma, Monnina, Securidaca</i>	K	910
45	Portulacaceae	<i>Claytonia, Montia</i>	NA	41
46	Primulaceae	<i>Cyclamen</i>	PA	20
47	Primulaceae	<i>Primula</i>	HA	430

2. táblázat. (folytatás)

	Család	Magjait myrmecochoriával terjesztő genus	Földrajzi elterjedés ^a	Fajsám ^b
48	Ranunculaceae	<i>Anemone</i>	HA	120
49	Ranunculaceae	<i>Delphinium</i>	HA	250
50	Ranunculaceae	<i>Ficaria</i>	PA	5
51	Ranunculaceae	<i>Helleborus</i>	HA	20
52	Ranunculaceae	<i>Hepatica</i>	HA	20
53	Ranunculaceae	<i>Trollius, Adonis</i>	HA	55
54	Resedaceae	<i>Reseda</i>	OV	65
55	Rosaceae	<i>Aremonia</i>	PA	1
56	Rosaceae	<i>Potentilla</i>	HA	330
57	Rubiaceae	<i>Theligonium</i>	PA	4
58	Santalaceae	<i>Thesium, Osyridicarpus</i>	OV	177
59	Scrophulariaceae	<i>Melampyrum</i>	PA	35
60	Scrophulariaceae	<i>Pedicularis</i>	HA	350
61	Solanaceae	<i>Datura</i>	NA	11
62	Valerianaceae	<i>Fedia</i>	PA	3
63	Violaceae	<i>Viola, Hybanthus</i>	K	400

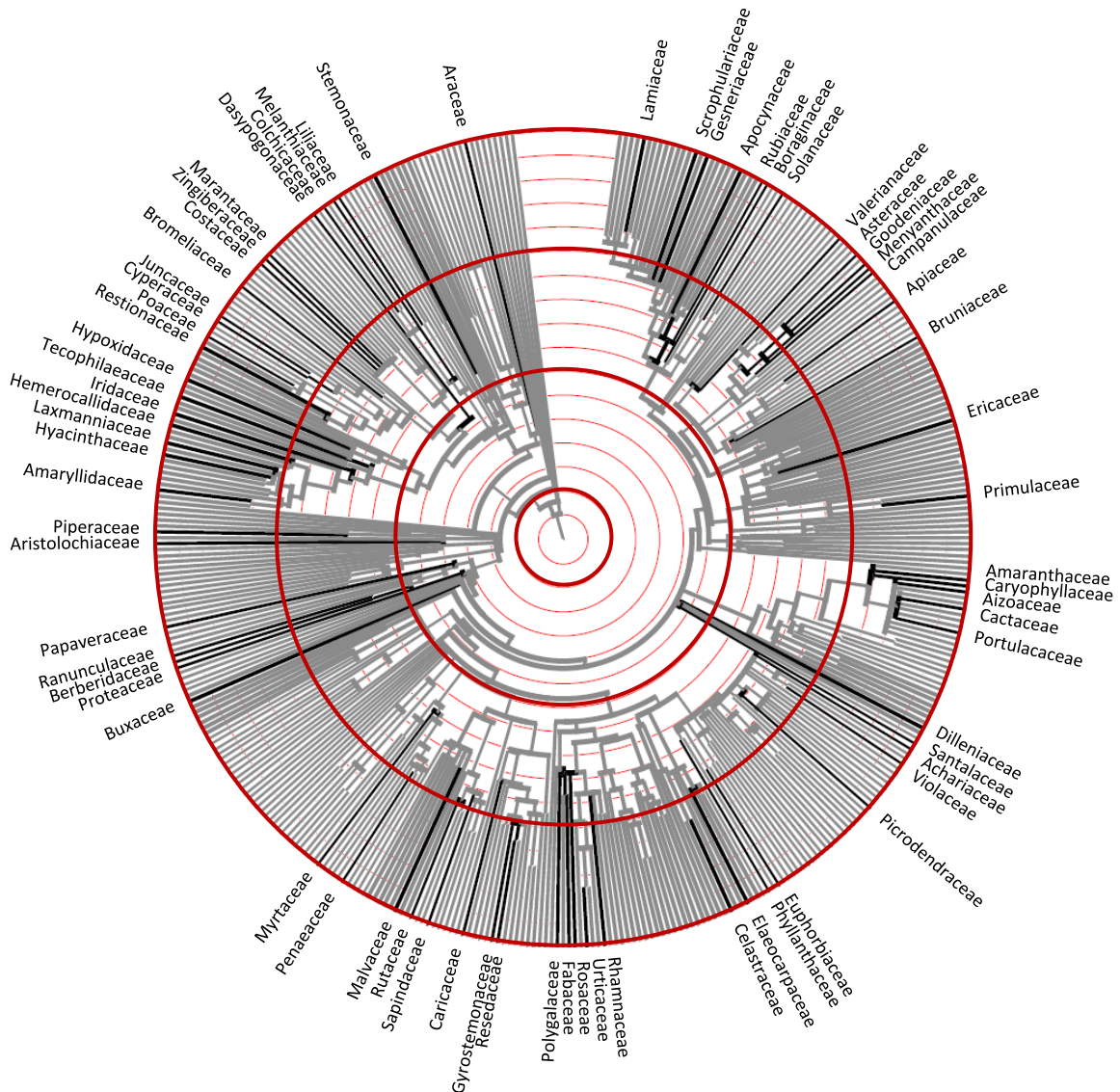
^a Biogeográfiai elterjedési típusok: PA – Palearktikus, NA – Nearktikus, HA – holarktikus (PA + NA), OV – óvilági (PA + paleotrópusi), K – kozmopolita.

^b Az összes faj száma a leszármazási ágon belül

A myrmecochoria különösen gyakori volt az Asteraceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Ranunculaceae, Hyacinthaceae és Lamiaceae családokban, melyek mindegyikében háromnál több független evolúciós eredetet azonosítottunk. Három evolúciós eredetet találtunk a Cactaceae, Iridaceae, Liliaceae, Malvaceae, Papaveraceae, Poaceae, Rutaceae családokban, míg két eredetet azonosítottunk 19 és egy eredetet 45 további családban. Néhány kisebb családban a myrmecochoria ősi, pleziomorf jellegnek tűnik, mely a genusok és fajok túlnyomó többségében megvan (Colchicaceae, Costaceae, Penaeaceae, Gyrostemonaceae, Stemonaceae). A fentiekén kívül a fajok legalább fele, de általában többsége myrmecochoriával terjeszti magjait az Aristolochiaceae, Buxaceae, Goodeniaceae, Limeaceae, Penaeaceae, Polygalaceae családokban.

A myrmecochoriás genusokat tartalmazó családok a zárvatermő növénycsaládok törzsfáján többé-kevésbé egyenletesen oszlanak el (**6. ábra**), azaz a myrmecochoria jelen van számos, egymástól nagyon távoli leszármazási ágon is. Habár a myrmecochoria jelen van néhány ősi (kb. 100 millió éves) családban, a legtöbb, myrmecochoriás genust tartalmazó család mindössze 70-80 millió éves (**6. ábra**). Fontos hangsúlyozni azonban,

hogy ezen időtartamok nem a myrmecochoria megjelenésének periódusai, hanem azon családok maximum evolúciós kora, melyekben később a myrmecochoria megjelent.



6. ábra. Zárvertmő növénycsaládok ($n = 410$) kör alakban újraserkesztett törzsfája Davies és munkatársai (2004) datált topológiája alapján. A myrmecochoriás genusokat tartalmazó családok ($n = 71$) feketével kiemelve és névvel szerepelnek. Hat myrmecochoriás család tisztázatlan helyzete miatt nem szerepel a törzsfán. Az ághossz a családok maximum korát jelzi, a vékony körök 10 millió évet, a vastag körök 50 millió évet jelentenek.

A myrmecochoria fő biogeográfiai centrumai Ausztrália (29 eredet, 78 genus) és a holarktikus régió (a Palearktisz: Eurázsia nyugati fele Észak-Afrikával ill. a Nearktisz: Észak-Amerika, 48/86). Kis területéhez képest ugyancsak jelentős centrum a Fokvárosi Flóratartomány (Cape Floristic Region [CFR], Dél-Afrika, 16/34) is, melyben a paleotropikus elterjedésű myrmecochoriás genusok koncentrálnak. Viszonylag kevés

eredetet találtunk a trópusi régiókban (Dél-Amerika, DK-Ázsia, holo- és pantropikus elterjedési típusok összesen 34/59). Adataink alapján nem találtuk nyomát annak, hogy a myrmecochoriás genusok földrajzilag behatárolt elterjedési területekkel rendelkeznének, mivel a genusok ($n = 334$) jelentős része (42%) egynél több biogeográfiai régióban is megtalálható.

A myrmecochoria evolúciós eredetei néhány családban biogeográfiai koncentrációt mutattak. Az Ausztráliai biogeográfiai régióban főként a Fabaceae (5 eredet), Rutaceae (4), Euphorbiaceae, Goodeniaceae és Malvaceae (2-2) családokban volt jelen. Ezzel szemben, a holarktikus régióban több evolúciós eredetet azonosítottunk az Asteraceae (6), Ranunculaceae (mind a hat eredet holarktikus elterjedésű ágakban), Papaveraceae (mind a három holarktikus ágakban), valamint a Hyacinthaceae és Dipsacaceae (2-2) családokban. A paleotrópusi (főként CFR) régióban az Asteraceae (4) és a Bruniaceae (2) családokban találtunk egynél több eredetet, míg a neotrópusi régióban a Cactaceae (3), a Bromeliaceae és Gesneriaceae (2-2) családokban volt egynél több evolúciós eredet.

3.1.2. Értékelés

A myrmecochoriát az eddig ismert 3000 faj mellett legalább 8000 fajnál, összesen 11 500 fajnál mutattuk ki, mely a zárwatermő növényfajok 4.5%-át teszi ki. A hangya általi magterjesztés 77 családban, azaz a zárwatermő növény családok 17%-ában ($n = 445$) és 334 genusban, azaz a genusok 2.5%-ában ($n = 13\,208$) biztosan jelen van, míg ha a kevésbé ismert (hiányos adatú) genusokat is tekintjük, akkor több mint 23 000 fajnál (9%) valószínűsíthető. Eredményeink alapján a myrmecochoria sokkal elterjedtebb, mint azt a korábbi munkákban (Beattie 1985) vélték és a zárwatermő növények globálisan is jelentős részében jelen van.

A korábbi véleményekkel összhangban adataink alapján három biogeográfiai régió (Ausztrália, a holarktikus régió és a fokvárosi flóratartomány) emelkedett ki mint a myrmecochoria jelentős központja. Ezek a centrumok az egyes régiókon belül elsősorban a száraz, mediterrán éghajlatú területeken alakultak ki. Habár a myrmecochoriát az Antarktisz kivételével minden kontinensről kimutattuk, a kontinensek trópusokon húzódó régióiban viszonylag kevés myrmecochoriás genusot találtunk ezen területek nagyobb fajgazdagsága ellenére. Ez valószínűleg jelentős részben magyarázható azzal, hogy – egyes célzott

vizsgálatokat leszámítva (pl. Pfeiffer et al. 2004) – ezen régiók növényeinek magterjesztési viselkedéséről jelenleg még igen keveset tudunk.

Eredményeink alapján a myrmecochoria a konvergens evolúció egyik legjobb és egyben legkülönlegesebb példája a biológiában. A konvergens evolúció ráadásul állatok és növények közötti mutualizmus révén alakult ki, mely vizsgálatunk adatai alapján akár közel 150-szer is megjelenhetett függetlenül az evolúció során. A myrmecochoria széles körű elterjedtsége arra utal, hogy a rá ható szelekciós nyomás egységesen erős volt az élőhelyek széles skáláján és/vagy az elaioszómák fejlesztése fiziológiai és energetikai szempontból viszonylag kevésbé költséges.

A szelekciós nyomás erősségét magyarázhatják a myrmecochoria konzisztensnek mondható egyedi előnyei: (i) a hangyák gyors mag-eltávolítása révén a magvak elkerülik a predációt, (ii) a magvak a talajfelszín alá jutva könnyebben átvészeltetik a kedvezőtlen periódusokat, melynek révén szintén nő a túlélésük, (iii) a magvak tápanyagokban (pl. hangyák szemétdombjain levő kitinvázakból stb. származó nitrogénben) gazdag mikrohelyekre kerülnek, (iv) csökkenhet az anyanövény és az utódok közötti kompetíció és (v) a fajok könnyen kolonizálhatnak új élőhelyeket. Az első három szelekciós előny csak a myrmecochoriára jellemző (részletes áttekintés ld. Beattie 1985, Gorb and Gorb 2003, Giladi 2006, Rico-Gray and Oliveira 2007).

A konzisztens szelekciós előnyök mellett az elaioszómák fiziológiai és energetikai költségei szempontból valószínűleg jóval alacsonyabbak, mint a más, állati terjesztéssel kapcsolatban kialakult „jutalmak” (pl. húsos gyümölcsök, bogyók stb.) hasonló költségei (Goldblatt 1997). Az elaioszómák alacsony költségeire utal az a megfigyelés, hogy a dél-afrikai Fynbos és délnyugat- ausztráliai Kwongan biodiverzitási centrumokban a myrmecochoriás növények magasabb arányban találhatóak tápanyagban szegény, mint tápanyagban gazdag talajokon, míg a kapcsolat fordítva van a húsos gyümölcsöket fejlesztő növények esetén (Milewski 1983, Westoby et al. 1991).

A myrmecochoria evolúciójára vonatkozó fő hipotézis szerint a hangya általi magterjesztés a magvak és a terjesztőként és magpredátorként egyaránt viselkedő hangyák közötti antagonisztikus interakciókból alakult ki (Levey and Byrne 1993). Amennyiben a növények környezetében elégséges számú terjesztő hangya van és a magvak jellegei közvetlen kapcsolatban vannak a talajra jutó mag további sorsával, egy olyan magszerkezet, mely viszonylag alacsony fiziológiai és energetikai költségekkel jár, de a hangyákat a mag

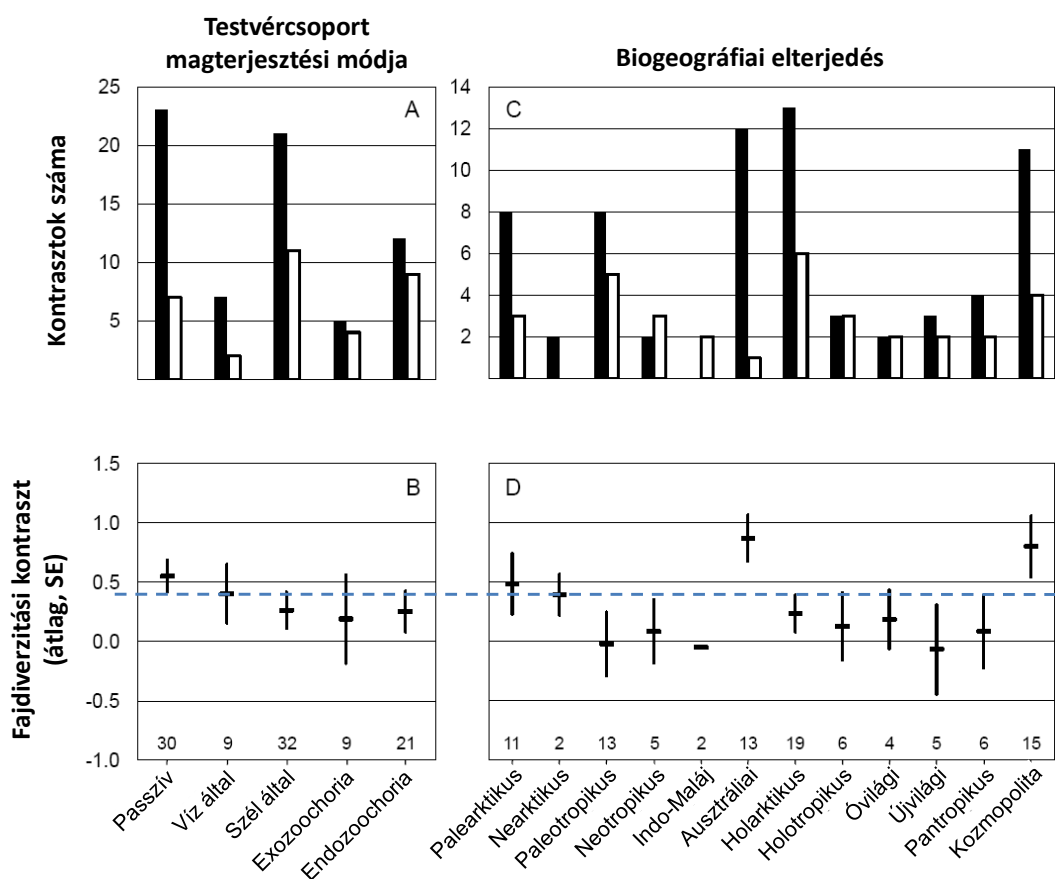
felvételére, mozgatására és végső soron elültetésére készíti, jelentősen növelheti a növény rátermettségét. Az elaioszómák fejlesztésére ható szelekció valószínűleg különösen erős azokban az esetekben, amikor a hangyák abundanciája eléri azt a szintet, hogy belőlük „megbízható” terjesztési ágens váljon. Korábbi eredmények megerősítik ezt az elképzelést. Habár az egyszikű zárvatermők és a hangyák evolúciója legalább 120 millió éve megindult, Dunn és munkatársai (2007) eredményei szerint a myrmecochoria szinte kivétel nélkül az utóbbi 50 millió évben jelent meg minden egyszikű leszármazási ágban, melyben jelen van és a myrmecochoria eredeteinek száma erősen korrelált a hangyák lenyomatokban és borostyánban mért, más ízeltlábúakhoz viszonyított relatív abundanciájával. Az 1. Vizsgálatban bemutatott eredményeink, miszerint a myrmecochoria gyakoribb a 70 millió évnél fiatalabb, mint az idősebb családokban ugyancsak megerősítik ezt a megfigyelést. Adataink tehát alátámasztják azt a hipotézist, hogy a myrmecochoria az után kezdett konzisztens előnyökkel járni a növények számára, miután a hangyák abundanciája megnőtt.

3.2. A MYRMECOCHORIA DIVERZIFIKÁCIÓS ELŐNYEI

3.2.1. Eredmények

Az esetek kétharmadában (101 esetből 68-szor) a myrmecochoriás ág fajgazdagabb volt, mint a nem-myrmecochoriás testvércsoport. Ez az arány szignifikánsan különbözött a véletlen alapján várható aránytól (előjelteszt, $p = 0.0006$). A fajdiverzitási kontraszt átlaga 0.35 ± 0.83 (SD) volt, ami szignifikánsan különbözött a null-hipotézis („nincs különbség a diverzifikációs rátákban”) alapján várt 0 értéktől ($t_{97} = 4,258$, $p < 0.0001$). Az átlag értéke azt mutatta, hogy a myrmecochoriás ágban több mint kétszer annyi faj volt, mint a testvércsoportban ($10^{0.35} \approx 2.24$).

A magasabb diverzifikációs ráta a myrmecochoriás ágban nem függött attól, hogy milyen ősi magterjesztési módból alakult ki és nem különbözött szignifikáns mértékben a biogeográfiai elterjedési típusok között (**7. ábra**, kontraszt előjele: logisztikus regresszió, $F_{4,85} = 0.751$, $p = 0.560$; kontraszt értéke: GLMM, $F_{4,85} = 0.756$, $p = 0.557$, random faktor n.s.). A 12 biogeográfiai elterjedési típusból kilenc esetén a myrmecochoriás ág volt fajgazdagabb, a legnagyobb különbségeket pedig az ausztráliai és a palearktikus elterjedésű csoportoknál találtuk. A kivételek a paleotropikus (jórészt a dél-afrikai Fokvárosi Flóratarományból) és a trópusi elterjedésű csoportpárok voltak, melyekben a myrmecochoriás csoport közel annyi fajt tartalmazott, mint a testvércsoport (**7. ábra**).



7. ábra. A fajdiverzitási kontrasztok száma és átlagos (\pm S.E.) értékei az ősi magterjesztési mód (A, B) és a biogeográfiai elterjedési típus (C, D) szerint. A sötét oszlopok azon kontrasztokat jelölik, ahol a myrmecochoriás ágban volt több faj, a világos oszlopok pedig azokat, ahol a testvércsoportban. A szaggatott vonal (B, D) a globális átlagot (0,35) jelöli.

3.2.2. Értékelés

Eredményeink szerint a myrmecochoria evolúciós megjelenése a zárvatermő növényekben a legtöbb esetben együtt járt a nettó diverzifikációs ráta felgyorsulásával, azaz a faji szintű biodiverzitás gyorsabb keletkezésével. Ez az eredmény az eddigi legerősebb bizonyítéka annak, hogy a növény-állat interakciók (itt: zárvatermők és hangyák között) konzisztens és erőteljes hatással lehetnek a zárvatermő növények diverzifikációs rátájára. Az elaioszómák evolúciója ezért például szolgál arra, hogy egy számos alkalommal, egymástól független leszármazási ágakban konvergens evolúcióval megjelenő kulcs-újítás magasabb diverzifikációhoz vezethet a zárvatermő növények széles körében.

A myrmecochoria kétféleképpen segítheti elő a magasabb diverzifikációt. Egyrészt, a hangyák a magot beviszik a bolyba és ott eltemetik, melynek révén a mag számos

veszélyforrástól (pl. tűz, magpredátor rágcsalók, kedvezőtlen, pl. száraz periódusok stb.) megmenekül és tápanyagokban (pl. nitrogénben) gazdag mikrohelyre jut, mely összességében jobb magtúléléshez, magasabb átlagos rátermettséghez és alacsonyabb kihalási rátához vezethet (Gorb and Gorb 2003, Giladi 2006, Rico-Gray and Oliveira 2007). Ezek az előnyök más magterjesztési módnál teljes mértékben hiányzanak és különösen fontosak lehetnek prediktálhatatlan, tápanyag-limitált és kedvezőtlen adottságú (pl. nyílt, száraz, tűznek kitett) élőhelyeken.

Másrészt, a hangyák rövid távú terjesztése (világ-átlag: 1 m, Gomez and Espadaler 1998) miatt a növények kisebb, izolált csoportjai között kisebb lesz a génáramlás, mely szub-populációk kialakulásához és reproduktív izolációjához vezethet. Populációgenetikai vizsgálatok szerint a myrmecochoriával történő magterjesztés a populációk erőteljes térbeli szerkezetéhez vezethet akár néhány méteres léptéken is (Kalisz et al. 2001, Zhou et al. 2007). A génáramlásnak a rövidtávú terjesztéssel összefüggő limitáltsága ezért idővel elvezethet a genetikai különbségek feldúsulásához, a reproduktív izoláció kialakulásához, mely megnöveli a fajkeletkezés esélyét. Ezek a mintázatok ezt eredményezhetik, hogy a myrmecochoriával terjedő növényfajokon belül egymástól elszigetelt, kisméretű szubpopulációk létezhetnek kis földrajzi területeken, és, különös módon, ezen szubpopulációknak magas lokális populációs rátermettsége, kisebb kihalási valószínűsége és magasabb fajkeletkezési valószínűsége lehet, mint a más magterjesztési módú növényeknek.

Fontos megjegyezni, hogy habár a myrmecochoria csökkentheti a távoli populációk közötti génáramlást, meg nem akadályozza azt (He et al. 2009). Újabb megfigyelések szerint a myrmecochoriás növényfajok magjait nem-standard terjesztők, pl. őzek és emuk is terjeszthetik (Vellend et al. 2006, Calviño-Cancela et al. 2008). Ilyen esetekben a magvak jóval messzebbre (akár több kilométerre) is eljuthatnak, azaz a myrmecochoriás növény leküzdheti a diszperziós barriereket. Mivel pedig a hangyák az ökológiai rendszerek nagy részében jelen vannak és a myrmecochoria számos szelekciós előnnyel járhat, az új környezetben a növénynek jó esélyei lehetnek a sikeres kolonizációra. Egyes szerzők szerint a myrmecochoria egyenesen pre-adaptálja a növényeket arra, hogy sikeresen megtelepedjenek új környezetekben, amennyiben a nem-standard diszperzió a barriereken át megtörténik (Jensen and Six 2006). Ez a hatás magyarázhatja azt a megfigyelést, hogy számos invazív faj myrmecochoriával terjeszti magjait (Pemberton and Irving 1990, Richardson et al. 2000).

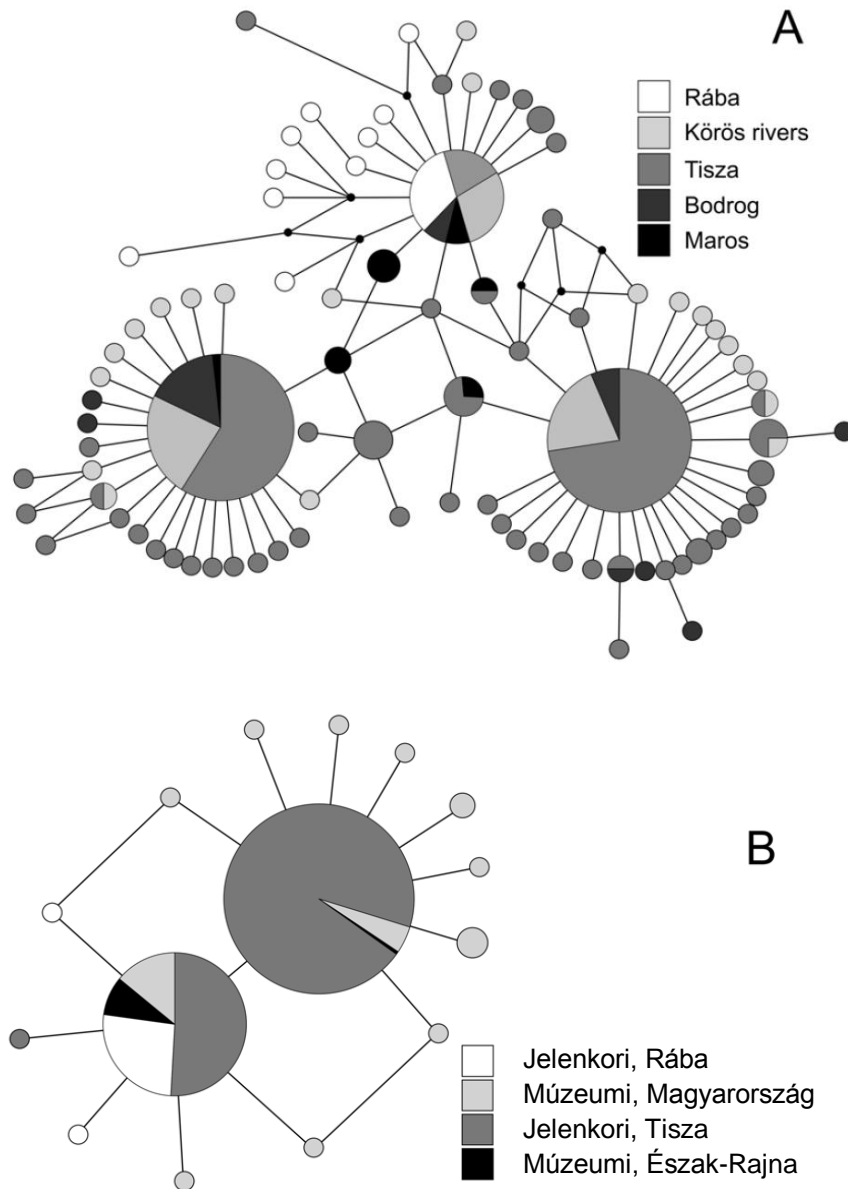
Következtetésünk, hogy a myrmecochoria evolúciója a zárwatermő növények számos leszármazási ágában konvergens módon történt és együtt járt a diverzifikációs ráta felgyorsulásával. Ez az eredmény az eddigi legerősebb bizonyítéka annak, hogy a fajok közötti interakciók, esetünkben a hangyák és a növények közötti magterjesztési mutualizmus konzisztens és jelentős hatással vannak a zárwatermők diverzifikációs rátájára. Ennek köszönhetően a zárwatermő növények faji szintű diverzitásának egy jelentős részét, mintegy 4%-át (de akár 9%-át) teszik ki myrmecochoriás növények. Eredményeink szerint a myrmecochoria mint evolúciós kulcs-újítás globálisan is jelentős, regionálisan pedig nagyon fontos hatással volt és van a zárwatermők biológiai sokféleségének alakulására.

3.3. A TISZAVIRÁG (*PALINGENIA LONGICAUDA*) GENETIKAI SOKFÉLESÉGE

3.3.1. Eredmények

A vizsgálathoz 245 recens egyedről egy 936 bp hosszúságú kombinált szekvencia (mtCOI: 472 bp és 16S: 464 bp), míg 24 múzeumi egyedről csak a 196 bp hosszú mtCOI szekvencia állt rendelkezésre az elemzésekhez, ez utóbbit egyesítettük a recens szekvenciák megfelelő szakaszaival a három populáció (Tisza, Rába, múzeumi Rajna) együttes elemzéseikhez. Mind a tiszai állományokban, mind pedig a rábai populációban váratlanul magas genetikai diverzitást találtunk. A 245 egyedben 87 haplotípust azonosítottunk, mely nagy része csak a Tiszában (77-ből 76) ill. csak a Rábában (10-ből 9) volt meg (**8. ábra**). Az összesített haplotípus-diverzitás 0.875 volt (mtCOI: 0.742, 16S: 0.795), míg a nukleotid-diverzitás 0.0031 volt (mtCOI: 0.003, 16S: 0.003). A legtöbb haplotípus közeli rokon volt és egy háromszoros csillag-alakú filogenetikai fát eredményeztek, három széles körben elterjedt és számos szatellit-haplotípussal (**8. ábra**). Az észlelt haplotípusok nagy része csak egyetlen egyedben volt megfigyelhető, míg a három gyakori haplotípus az egyedek 57%-ában volt megtalálható. A három gyakori haplotípusból kettő csak a Tisza vízgyűjtőjén került elő, míg az egyik mind a Rába, mind a Tisza vízrendszerében megtalálható volt (**8. ábra**).

dc_485_12

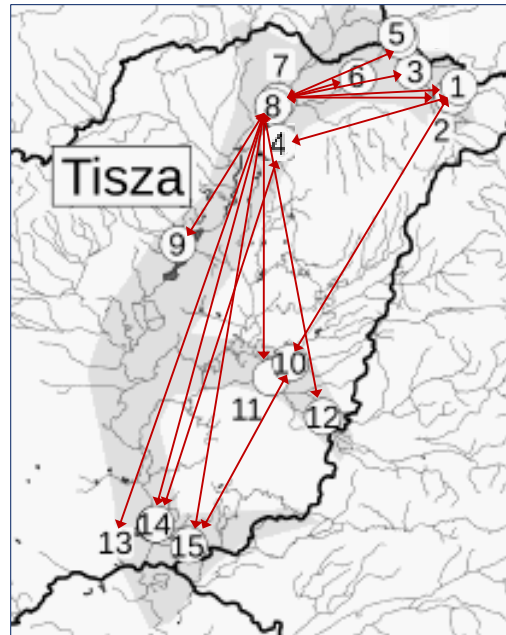


8. ábra. A tiszavirág haplotípusainak gyökértelen törzsfája a recens egyedek alapján (A, mtCOI + 16S, 936 bp) és a recens és múzeumi példányok alapján (B, mtCOI, 196 bp). Minden kör egy haplotípust jelöl; a kör mérete a haplotípus gyakoriságát mutatja. A vonalak egy nukleotid szubsztitúció különbséget jelölnek a haplotípusok között.

A genetikai differenciálódás mértéke szignifikáns volt a Rába (n = 17 egyed) és a Tisza kombinált állományai (n = 228) között (páronkénti $F_{ST} = 0.353$, $p < 0.05$; ETPD, $p < 0.05$). Ugyancsak szignifikáns különbség volt a Rába és minden egyes tiszai állomány között (ETPD, $p < 0.05$).

A tiszai állományokon belül a Bodrogon levő állomány szignifikánsan különbözött a felső- és az alsó-tiszai állományoktól, valamint két felső-tiszai állomány különbözött az alsó-

tiszaiaktól és egymástól is, azonban ezeket leszámítva a többi állomány között nem találtunk jelentős differenciálódást (**9. ábra**). Az AMOVA eredményei szerint a variancia nagy része a populációkon belül volt (95.98%, $F_{ST} = 0.04$, $p = 0.014$) és viszonylag alacsony volt a populációk közötti különbség (2.92%, $F_{SC} = 0.029$, $p = 0.043$). A három tiszai régió között ugyancsak kis különbség volt (1.11%, $F_{CT} = 0.011$, $p = 0.163$).

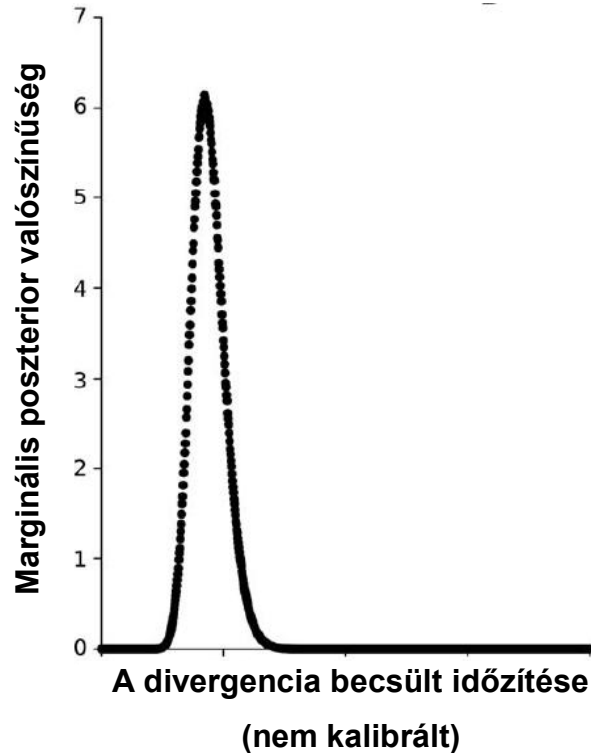


9. ábra. A tiszavirág tiszai vízgyűjtőjén mintázott állományai közötti genetikai különbségek. A statisztikailag szignifikáns (ETPD, $p < 0.05$) különbségeket piros nyíl jelöli.

A mtCOI rövid szekvenciájának elemzése a rábai, rajnai és tiszai állományokból szignifikáns különbségeket mutatott ki a történelmi rajnai és a kombinált tiszai populáció között ($F_{ST} = 0.57$, $p < 0.001$) valamint a Rába és a Tisza állományai között ($F_{ST} = 0.68$, $p < 0.001$), de – érdekes módon – nem talált különbséget a Rába jelenkori és a Rajna történelmi állományai között ($F_{ST} = 0.02$, $p < 0.61$).

A Tisza és a Rába közötti génáramlás négy scenáriója közül az Akaike információs kritérium alapján végzett modellszelekció szerint a Tiszából a Rábába irányuló egyirányú génáramlás volt a legvalószínűbb (AIC = 5.832, Akaike súly: 0.95), a szimmetrikus migráció scenáriója alacsony támogatottságot kapott (AIC = 11.864, súly: 0.05), míg az elemzések sem az egyirányú Rába → Tisza génáramlást (AIC = 44.135, súly: 0), sem pedig a „nincs migráció” scenáriót (AIC = 59.469, súly = 0) nem támogatták.

Az IMA elemzés eredményei szerint (**10. ábra**) a Rába és a Tisza állományainak divergenciája a múltban történt és a jelenben a két populáció között nincs génáramlás, azaz a két állomány populációgenetikai szempontból nincs kapcsolatban.



10. ábra. A Tisza és a Rába jelenkori populációgenetikai kapcsolatát tesztelő Isolation with Migration (IMa) elemzés eredménye. Habár az elemzés nincs kalibrálva az időre, a marginális poszterior valószínűségek eloszlási csúcsának távolsága 0-tól azt mutatta, hogy a két populáció teljes divergenciája a múltban történt és a jelenben nincs kapcsolat a két populáció között.

3.3.2. Értékelés

Eredményeink szerint a Tisza és a Rába vízrendszerében élő tiszavirág-állományok váratlanul magas haplotípus-diverzitással rendelkeznek. A tiszavirág haplotípus-diverzitásának szintje összemérhető néhány más, még mindig Európa-szerte elterjedt kérészfaj haplotípus-diverzitásával (pl. Theissinger et al. 2011). A magas genetikai sokféleség ellentmond kiindulási hipotézisünknek, miszerint az elterjedési terület jelentős beszűkülésével a genetikai sokféleség is jelentősen csökken. Ez az eredmény véleményünk szerint azzal magyarázható, hogy a jelenlegi tiszai elterjedési terület egybeesett a faj glaciális

refúgium-területével, azaz a Tisza vízrendszere a pleisztocén eljegesedések idején többször is refúgiumként szolgálhatott a tiszavirág számára.

A privát haplotípusok igen magas aránya a két jelenkori populációban (Tisza: 99%, Rába: 90%) arra utal, hogy a két populáció populációgenetikai értelemben független és a közöttük levő genetikai különbségek jelentősek. Ezt az eredményt támogatták a páronkénti F_{ST} összehasonlítások és az ETPD teszt eredményei is. Habár a MIGRATE-N elemzés az egyirányú, Tiszából a Rábába történő génáramlás scenárióját támogatta, az IMA elemzés megerősítette, hogy ez a kapcsolat a múltban létezhetett és a jelenkorban a két populáció nincs kapcsolatban. A fenti eredmények egymással összhangban azt mutatják, hogy a genetikai differenciáció olyan jelentős a két populáció között, hogy a két populáció között génáramlás valószínűleg az utolsó eljegesedés (26 000 - 19 000 éve) előtt lehetett.

Ha a fenti mintázatok igazak, akkor a Rába vagy esetleg a Duna vízrendszerében az utolsó eljegesedés idején kellett lennie egy második refúgium-területnek is, mely a tiszáival nem állt genetikai kapcsolatban. A Duna középső-alsó szakasza jelentős glaciális refúgium-terület volt az édesvízi fajok számára (Bănărescu 1991), és az egész Duna vízrendszeren számos újabb vizsgálat szerint több refúgium-terület is lehetett (pl. Weiss et al. 2002, Pauls et al. 2009). Habár azt adataink alapján nem lehet kizárni, hogy csak egy glaciális refúgium-terület (a tiszai) lehetett az utolsó eljegesedés idején, ezt két eredményünk is kétségbe vonja. Egyrészt, ha feltételezzük, hogy a mitokondriális DNS mutációs rátái nem jóval magasabbak a tiszavirágnál, mint más vízi rovarok esetén, akkor a Rábára egyedileg jellemző haplotípusok magas aránya nehezen magyarázható egy egységes refúgium-területről történő újrabenépesüléssel a glaciális időszakot követően. Másrészt, az IMA elemzés eredményei szerint a szimmetrikus génáramlást a Tisza és a Rába között, mely az egységes refúgium-területről történő benépesülést bizonyítaná, az adataink igen alacsony mértékben támogatták (5%). A legvalószínűbb magyarázatnak ezért a két refúgiumterület tűnik. A Tisza és a Rába egyetlen közös haplotípusa (**8. ábra**) egy múltbéli, Tiszából a Rábába történt introgresszióval magyarázható, melyet a génáramlás teljes megszűnése követett. Eredményeink egyúttal azt is jelentik, hogy a rábai tiszavirág-populáció nem a közelmúltban a Tiszából történt emberi betelepítés eredménye és a faj 40 éven át történő „ismeretlenségének” oka az alulkutatottság volt.

Az a meglepő eredmény, hogy a történelmi rajnai populáció szignifikáns mértékben eltért a tiszai, de nem a rábai populációtól, arra utal, hogy az észak- és nyugat-európai folyók

jégkorszak utáni újratelepülése a rábai és a rajnai állomány közös refúgium-területeként szolgáló közép-dunai refúgiumból történhetett. Ez a hipotézis magyarázhatja a megfigyelt genetikai mintázatokat a nagy földrajzi távolság ellenére is. A Rába és a Rajna közötti differenciálódás hiánya alátámasztja azt az elképzelést, hogy e két populáció között egy viszonylag recens időszakig génáramlás állhatott fenn. A folyóvízi rendszerek eljegesedés utáni újraindulása, mely a kontinens északnyugati részének egész vízrendszerét átalakította (Ménot et al. 2006), valószínű, hogy hozzájárulhatott a rábai/közép-dunai és a rajnai állományok közötti génáramláshoz. Nem valószínű azonban az, hogy a génáramlás egészen a közelmúltig, azaz a tiszavirág 20. századi kipusztulásáig fennmaradt, mivel a két vízgyűjtő barrierek révén történő elszigetelődése már korábban megindult.

Az eredmények gyakorlati konzervációs jelentőségét az adja, hogy a tiszavirág jelenleg is folyó németországi visszatelepítési kísérleteinek (Tittizer et al. 2008) jelenlegi forrása nem igazolható. A genetikai adatok alapján a visszatelepítést nem a tiszai, hanem a rábai populáció egyedeivel kellene végezni. Más, további vizsgálatot igénylő kérdés, hogy a rábai populáció viszonylag kis elterjedése és valószínűleg alacsony mérete mennyi egyed áttelepítését tenné lehetővé anélkül, hogy a rábai populáció kipusztulási esélyeit ne növelnénk.

3.4. MESTERSÉGES ÉLŐHELYEK MINT ÖKOLÓGIAI CSAPDÁK: A GULIPÁN ESETE

3.4.1. Eredmények

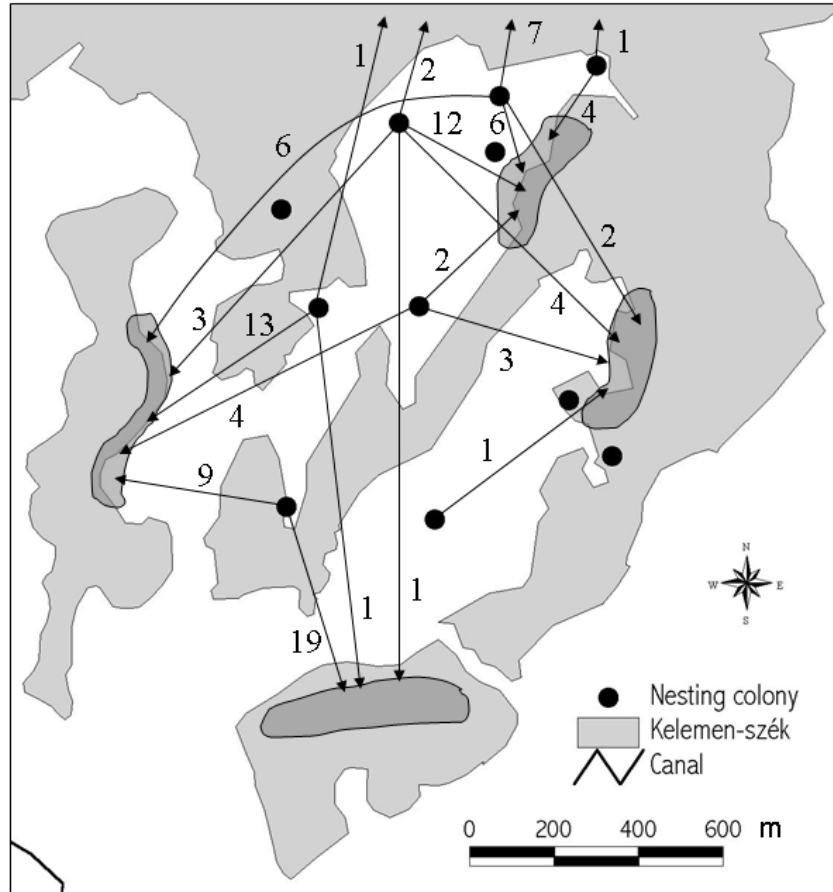
A vizsgálat három éve során 848 gulipán-fészekről gyűjtöttem adatokat. A fészkek mintegy 97%-a fészkelőtelepekben volt, míg néhány pár (3%) magányosan fészelt. A fészkelőtelepek mérete 2 és 107 pár között változott. Hét telep (összes $n = 212$ fészek) indult mesterséges élőhelyeken és 38 telep ($n = 611$ fészek) indult természetes élőhelyeken.

A mesterséges élőhelyek preferenciáját jelezte az, hogy a telepek majdnem 20 nappal hamarabb indultak a mesterséges, mint a természetes élőhelyeken (Mann-Whitney $U = 29.5$, $p = 0.032$). A telepek mérete nem különbözött szignifikánsan a mesterséges (30 ± 35.7 fészek, $n = 7$) és a természetes élőhelyek között (12 ± 11.0 , $n = 19$, $U = 94.5$, $p = 0.104$). A 45 fészkelőtelep 56%-a szigeten, míg a maradék szárazföldön indult. A szigeteken mintegy 14 nappal hamarabb indultak a fészkek, mint a szárazföldi telepek esetén ($t_{43} = 2.045$, $p = 0.047$). A szigeteken induló telepekben szignifikánsan több fészek volt (27 ± 25.1 fészek, $n = 25$), mint a szárazföldi telepekben (7 ± 6.2 fészek, $n = 20$; $U = 78.5$, $p < 0.001$).

A fészkek felében (49.5%) kelt legalább egy fióka sikeresen. A megsemmisült fészkek 86%-a ragadozás áldozata lett (81% róka vagy borz, 19% barna rétihéja vagy sárgalábú sirály), míg a maradékot a szülők elhagyták vagy viharban megsemmisült.

Tizenkilenc fészkelőtelep ($n = 174$ fészek) teljesen megsemmisült. Minden sikertelen telep természetes élőhelyeken volt (14 a szárazföldön és 5 szigeten) és mindet emlősök pusztították el. A kelési siker ennek megfelelően magasabb volt a mesterséges élőhelyeken (mind a hét telep sikeres volt), mint a természetes élőhelyeken (50%, $n = 38$; Fisher egzakt $p = 0.016$). A telepek sikerességi aránya szintén magasabb volt a mesterséges ($53 \pm 28.6\%$, $n = 7$), mint a természetes élőhelyeken ($27 \pm 34.7\%$, $n = 38$; Mann-Whitney $U = 65.0$, $p = 0.027$).

A kelést követően a párok a szikes tavak táplálékban gazdag területein levő fiókanevelő területekre vezették fiókáikat. Fiókanevelő területek kiszáradó szikes tómedrekben vagy partvonalon alakultak ki 23 helyen és összesen 236 család (az összesen ismert család 66%-a, $n = 359$) használta őket. A többi család ismeretlen helyet használt vagy más azelőtt elpusztult, hogy észleltem volna őket. Nem volt világos tendencia a tekintetben, hogy egy telepről származó családok egy fiókanevelő helyet használtak volna, mert mindkettőre volt számos példa (**11. ábra**).



11. ábra. Fészkelőtelepek (fekete körök) és fiókanevelő területek (sötétszürke) elhelyezkedése a Kelemen-széken (világosszürke) 2000-ben. A nyilak a fészkelőtelepeket kötik össze a fiókanevelő területekkel és nem a családok által valószínűleg követett utat jelzik. A nyilakon a számok az adott fiókanevelő területet használó családok számát adják meg. Az egyéb területeket használó vagy rövid időn belül több területet használó családok ($n = 43$) nincsenek feltüntetve.

Az ismert sorsú családok ($n = 323$) 45%-a repített sikeresen legalább egy fiókát (**3. táblázat**). Az általános lineáris modell szerint a fiókarepítés sikerességét (bináris változó: igen/nem) az élőhely szignifikánsan befolyásolta ($t_{1,3} = 3.868$, $p = 0.031$). A mesterséges élőhelyek szuboptimális voltát jelezte az, hogy az ott sikeresen fiókát keltő párok ($n = 126$) mintegy kétharmada (63%) elvezette fiókáit a természetes élőhelyek (szikes tavak) irányába, míg ellenkező irányban egyetlen mozgást sem tapasztaltam.

3. táblázat. A legalább egy fiókát sikeresen repítő és sikertelen családok száma a fészkelőhely és a fiókanevelő terület szerint. Az ismeretlen sorsú vagy ismeretlen területet használó családok ($n = 36$) nem szerepelnek a táblázatban.

Fészkelőhely	Fiókanevelő terület	Sikeres családok	Elpusztult családok
Mesterséges	Mesterséges	20	27
Mesterséges	Természetes	18	61
Természetes	Természetes	108	89
	Összesen:	146	177

A mesterséges élőhelyeket elhagyó családok magas fiókamortalitást szenvedtek, mert a néhány napos fiókáknak legalább 500 m-t, de akár 4 km-t is meg kellett tennie a természetes élőhelyekig. Az ilyen családmozgások közben a fiókáknak jelentős fizikai akadályokat (búza/kukoricaföldek, nádasok, műutak) kellett leküzdeniük és őket számos madár- és emlősragadozó is pusztította. Ennek eredményeként a mesterséges élőhelyeket elhagyó családok ($n = 79$) mindössze 23%-a repített sikeresen fiókát, míg az ott maradó családok 43%-a volt sikeres ($n = 47$) (**3. táblázat**). A természetes élőhelyeken a családok csupán a tavak más területére vezették fiókáikat, melynek során a fiókák úsztak vagy a parton haladtak, mely jóval kisebb mortalitást okozott. Ennek eredményeként a természetes élőhelyeken a családok 68%-a repített fiókát ($n = 66$ család). A kirepülési sikeresség arányában levő különbség (mesterséges élőhelyeket elhagyók: 23%, ott maradók: 43%, természetes élőhelyeken költők: 68%) statisztikailag szignifikáns volt ($G_2 = 31.17$, $p = 0.001$).

3.4.2. Értékelés

A fészkekezés térbeli és időbeli mintázatai alapján a gulipánok a mesterséges élőhelyeket és a szigeteket részesítik előnyben, mivel ezen helyeken jóval hamarabb indulnak a telepek, azaz kezdődik a tojásrakás és a kotlás. Más vizsgálatokhoz hasonlóan (Hötker and Segebade 2000) a fészkek sikertelenségének legfőbb oka a kiskunsági állomány esetén is a ragadozás volt. A mesterséges élőhelyek, különösen az azokon preferált szigetek jelentős fizikai elszigeteltséget és egyúttal védelmet jelenthetnek a szárazföldi ragadozók ellen. A mesterséges helyek ugyanakkor jelentős emberi zavarás alatt is állnak, ami szintén hozzájárulhat a ragadozók alacsonyabb számához. A gulipánok ezen és más vizsgálatok (Tögye 2002) szerint is gyakran választanak mesterséges élőhelyeket nagy számban és azokon akár néhány száz párból álló telepek is kialakulhatnak. Habár a telepes fészkelés előnyeire számos hipotézist javasoltak (Danchin and Wagner 1997), a gulipán esetén a

telepes fészkelés ragadozók ellen biztosított előnyeit szokták leggyakrabban emlegetni (Cadbury et al. 1989). Egyes szerzők szerint a telepes fészkelés egyenesen a sikeres fiókakeltetés előfeltétele a gulipánnál (Hötker 2000) és más partimadaraknál (Berg 1996).

Eredményeink szerint azonban a mesterséges élőhelyek szuboptimálisak a fiókanevelésre. A párok nagy része elhagyta fiókáival ezeket a területeket és megpróbált természetes élőhelyekre húzódni, míg ellenkező irányba nem voltak mozgások. Habár a mesterséges élőhelyeken maradó párok nem szenvedtek akkora hátrányokat, mint a távozó párok, a maradó párok kirepülési sikeressége is jóval alatta maradt a természetes élőhelyeken költőknél. Mivel a korábbi vizsgálatok csak a kelésig követték nyomon a gulipán költését, a mesterséges élőhelyek szuboptimális voltára, lehetséges ökológiai csapda szerepére eddig csak utalások voltak (Hötker 1994).

Mi készíti a gulipánokat a mesterséges élőhelyek elhagyására? Az egyik legvalószínűbb ok a táplálékellátottságban a szikes tavak javára megmutatkozó különbség a mesterséges élőhelyekkel szemben. A táplálékellátottság ugyancsak fontosnak bizonyult a gulipánok és más partimadarak kelés utáni mozgásaiban és élőhelyválasztásában (Bie 1979, Cadbury et al. 1989). Megfigyeléseim szerint a mesterséges élőhelyeken a párok közötti szokatlanul sok agresszív viselkedés fordult elő, mely valószínűsíti azt, hogy a táplálkozóterületek limitáltsága és az ebből fakadó intraspecifikus kompetíció is szerepet játszhat a mesterséges élőhelyeket elhagyó párok döntésében.

A jelen munka az egyik első vizsgálat, amely adatokkal szolgál a partimadarak kelés utáni élőhelyválasztásával és ennek következményeivel kapcsolatban. A vizsgálat legjelentősebb eredménye, hogy az élőhelyek közötti különbségek ellentétesen alakultak a szaporodási időszak két részében. A mesterséges élőhelyek jobb feltételeket kínáltak a fészkelésre, míg a természetes élőhelyek jobban megfeleltek a fiókanevelésre, mint fordítva. A kirepülési siker általában jóval alacsonyabb (31% körül) volt a három vizsgált évben, mint a kelési siker (50%), ezért az összesített költési sikerre, így a populáció dinamikájára a kirepülési siker valószínűleg nagyobb hatással van, mint a kelési siker. Erre a következtetésre jutott két másik részletes vizsgálat is (Hill 1988, Hötker and Segebade 2000). Mindezek alapján a mesterséges élőhelyek ökológiai csapdaként (Dwernychuk and Murphy 1972) viselkedhetnek a gulipánok és más partimadarak számára. Adataim alátámasztják a hipotézist, miszerint a mesterséges élőhelyek korai sajátosságai (viszonylag

predátor-mentes, védett fészkelőhelyek) vonzzák a költőpárokat, majd a szezonális változások hatására (pl. kimerül a táplálékbázis) ezen élőhelyek alkalmassága csökken.

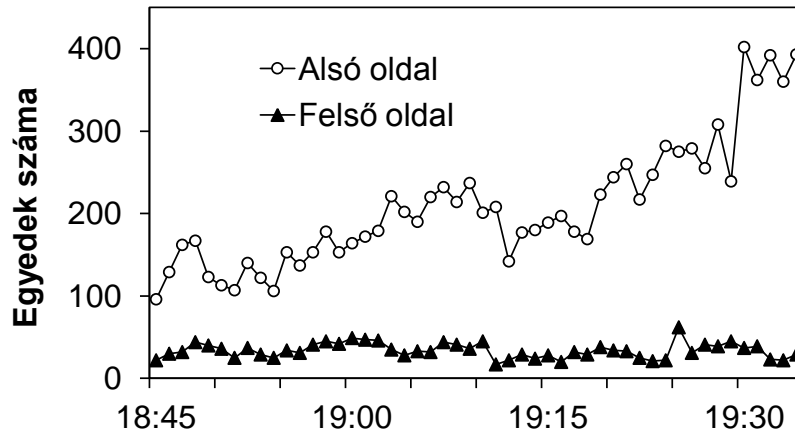
Konklúzióként megfogalmazható, hogy a mesterséges élőhelyek lehetséges ökológiai csapda-szerepe miatt a konzervációs beavatkozásokat a természetes élőhelyek védelmére (megfelelő kezelésére) kellene koncentrálni. Amennyiben a gulipánok vagy más fészekhagyó fiókával rendelkező madárfaj szempontjait figyelembe véve történik élőhelyrekonstrukció, fontos, hogy a rekonstrukció lehetőleg természetes élőhely szomszédságában vagy ahhoz igen közel történjen a családmozgások minimalizálása és a fiókák mortalitásának csökkentése érdekében.

3.5. MESTERSÉGES LÉTESÍTMÉNYEK HATÁSAI A POPULÁCIÓKRA: A TISZAVIRÁG ESETE

3.5.1. Eredmények

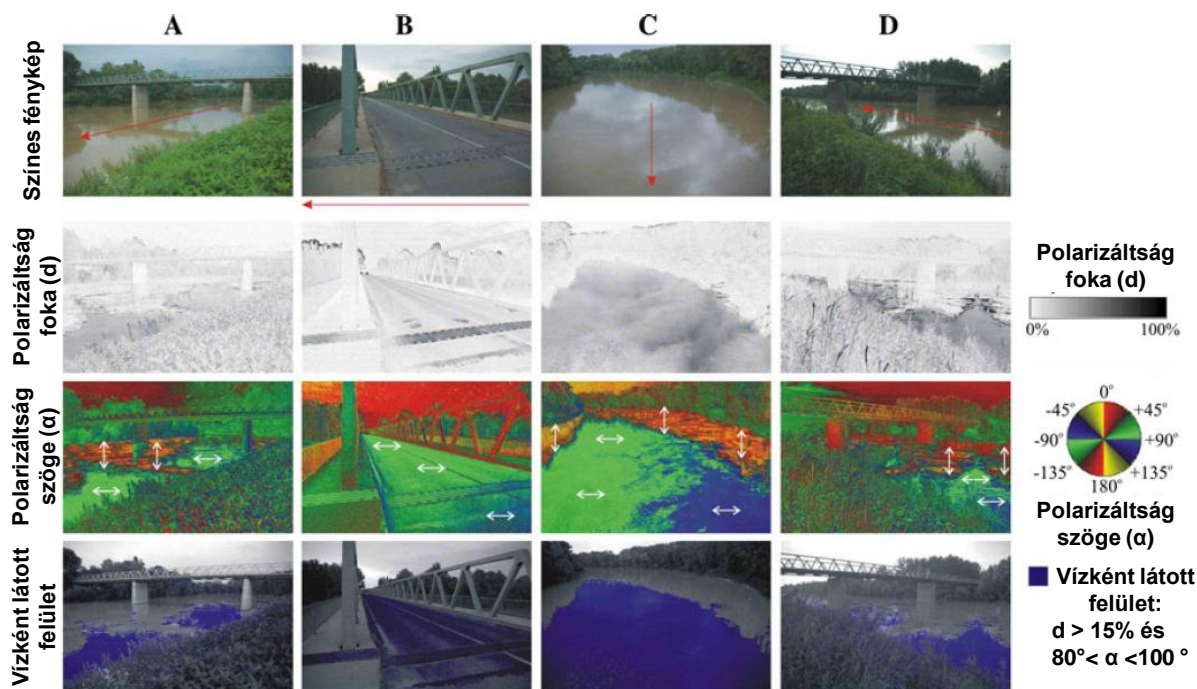
Megfigyelések és video-szekvenciák tanúsága szerint a kompenzációs repülésben részt vevő tiszavirág-nőstények négyféle viselkedést mutattak a hídnál. A leggyakoribb viselkedés az volt, hogy a nőstény visszafordult a hídnál, 50-100 m-en át folyásirányban repült, majd ezt követően újra visszafordult a híd felé. Az egyedek nem léptek fizikai érintkezésbe a híddal. A második leggyakoribb viselkedés során a vízfelszínhez közel (2-8 m) repülő nőstények átrepültek a híd két pillérének középvonalában. A harmadik viselkedés során a nőstények a hídnál vízkereső repülést mutattak, azaz felrepültek kb. 20 m magasra, majd átrepültek a hídon. Végül pedig néhány nőstény a hídon levő műút aszfaltjára szállt és ott tojásrakásba kezdett. Ezen hatások eredményeként a híd folyásirány szerinti alsóbb oldalán folyamatosan több tiszavirág tartózkodott, mint a felső oldalon (**12. ábra**). A fényképeken megszámlált 10 449 egyed 86%-a a híd alsó oldalán volt, melyből arra következtettünk, hogy a nőstények igen jelentős része nem képes leküzdeni a híd által jelentett akadályt.

dc_485_12



12. ábra. Rajzó nőstények száma a Kisar és Tivadar közötti Tisza-híd folyásirány szerinti alsó és felső oldalán a repülés időtartama alatt percnként készített fényképeken.

A polarimetriás felvételek tanúsága (**13. ábra**) szerint az égbolt vagy a Nap fényét visszaverő vízfelületek vízszintesen és enyhén ($30\% < d < 50\%$) polarizáltak voltak, melyet a tiszavirágok vízfelületként azonosítanak. A parti növényzet árnyékában ezzel szemben függőlegesen polarizált fényt tapasztaltunk (**13. ábra**). A híd szürke betontömege, pillérei és zöld fémszerkezete gyakorlatilag polarizálatlan fényt vert vissza (**13. ábra**), mely megbontotta azt a polarizációs csatornát, mely alapján a tiszavirágok tájékozódnak. Ezek alapján a tiszavirág-nőstények többségének furcsa viselkedése a hídnál azzal magyarázható, hogy elvesztették a polarizációs jelet, melyet a hídig tudtak követni.



13. ábra. A Kisar-Tivadar közötti Tisza-híd és környezetének színes fényképei (első sor), polarizáltságának foka (második sor), szöge (harmadik sor) és a tiszavirág-nöstények által vízfelszínként azonosított felületek sötétkéssel kiemelve (negyedik sor) a kék spektrális tartományban (450 ± 40 nm). (A) A híd folyásirány szerinti alsó oldala. (B) A hídon húzódó műút. (C) A folyó a híd felső oldalán a hídról fényképezve. (D) A híd felső oldala. A piros nyilak a folyásirányt, a fehér nyilak a fény helyi polarizáltságának irányát mutatják.

A repülő nöstények energiatartalma változott a gyűjtési idő és hely függvényében. A hídnál gyűjtött nöstények energiatartalma átlagosan $941 \pm$ (S.E) 155.8 cal/egyed volt, mely az azonos időben a híd alatt 1 km-re gyűjtött nöstények energiatartalmának (1376 ± 127.2 cal/egyed) mindössze 68%-a volt ($t_{32} = 0.037$), habár a két csoport között nem volt különbség sem száraz testtömegben, sem pronotum- vagy femurhosszban vagy tojásmennyiségben. Ha 1 km repüléshez a nöstények energiakészleteik 32%-át használnák, akkor nem tudnának 4 km-t repülni, melyre a korábbi megfigyelések szerint a nöstények többsége képes (Landolt et al. 1997). Ezen eredmények szerint a nöstények energiatartalma jóval alacsonyabb volt a hídnál, mint az a repült távolság alapján várható lett volna, azaz a nöstények valószínűleg energetikailag kimerült állapotban voltak a hídnál.

Az uszadékhálóval gyűjtött 17 637 egyed adatai alapján a nöstények aránya szignifikánsan eltért az egyenlő ivararány alapján várható 50-50%-os megoszlástól a híd alatti szakaszon (**4. táblázat**; 7398 nöstény, 3591 hím; $\chi^2 = 679.157$, $p < 0.0001$), míg a híd

feletti szakaszon nem (3370 vs. 3278; $\chi^2 = 0.609$, $p = 0.435$). Az egyes gyűjtési napokon a nőstények aránya a híd alatti szakaszon 56% és 85% között ingadozott (átlag 64%, SD: 8.4%), mely szerint az ivararány-eltolódás megközelítette a 2:1 arányt a nőstények javára. A híd feletti szakaszon egy nap kivételével minden napon valamivel több hím rajzott (átlag 53%, SD 18.6%), mint nőstény.

4. táblázat. A vizsgált híd feletti és alatti szakaszon uszadékhálóval gyűjtött levedlett lárvabőrök (*exuviumok*) számának megoszlása az ivarok szerint.

Év	Dátum	Híd felett		Híd alatt	
		Hím	Nőstény	Hím	Nőstény
2006	július 10.*	312	180	362	616
	július 11.*	1086	770	1413	1986
	július 12.*	412	1596	535	2920
	július 13.	375	143	359	516
2007	június 19.	6	16	25	40
	június 20.	477	250	479	621
	június 21.	18	15	4	7
2009	június 27.	592	400	375	604
	június 28.	0	0	39	88
Összesen:		3278	3370	3591	7398

* A mintavétel az egész rajzási periódus alatt tartott. Más napokon a mintavétel a rajzási periódus egészén át, de csak az idő felében (10 perc minta, 10 perc szünet periódusokkal) tartott.

3.5.2. Értékelés

Vizsgálatunk négy fő eredményt hozott. A viselkedési megfigyelések alátámasztották kiindulási hipotézisünket, miszerint a híd optikai barriert jelenthet a rajzó tiszavirág-nőstények számára. A polarimetriás mérések kimutatták, hogy a híd tömege mint polarizálatlan fényt visszaverő felület lehet a felelős a tiszavirágok által használt polarizációs mintázat megszakadásáért, mely által a híd a rajzó nőstények mintegy 86%-ának áthatolhatatlan fizikai barrierként működik. Kalorimetriás méréseink arra utaltak, hogy a hídnál történő állandó visszafordulás energetikai költségekkel járhat és a nőstények kimerüléséhez vezethet, melyek ennek következtében a híd alatt rakják le tojásaikat, nem pedig a híd feletti folyószakaszon. Legvégül pedig az uszadékhálós mintavétel meglepő

módon kimutatta, hogy a híd alatti szakaszon az ivararány 2:1 arányban a nőstények felé tolódott el, míg a híd felett a hímek enyhe túlsúlya mutatkozott.

Polarimetriás méréseink alátámasztották, hogy a folyó közepén vízszintesen polarizált, kis szögű polarizációt mutató fényt visszaverő keskeny csatorna húzódik, melyet a rajzó tiszavirágok a vízfelszín azonosítására használnak. A híd és optikai környezete ezt a csatornát megtöri és a tiszavirágok megzavarodottságát okozza, melynek eredménye, hogy a nőstények túlnyomó része visszafordul a hídnál. Hasonló eredményeket kaptak a polarizációs fénynek a tiszavirág repülésében betöltött szerepét vizsgáló kísérletes kutatásokban is, melyben mind a hímek, mind a nőstények visszafordultak a vízszintesen polarizált fényt visszaverő műanyag felületek széléhez érve (Kriszka et al. 2007). Habár polarimetriás méréseink mindössze egy napon folytak, 2002 óta 21 napon a hídnál végzett megfigyeléseink szerint a tiszavirágok „zavarodottsága” és visszafordulása minden rajzás esetén ugyanolyan módon történt, a híd polarimetriai tulajdonságai pedig nem valószínű, hogy változtak volna. Mindezek miatt úgy véljük, hogy az eredmények robusztusak a megfigyelés aktuális időpontjára.

A híd építése (1942) előtt a nőstények valószínűleg egyenletesen oszlottak el a vizsgált folyószakaszon. A híd jelenléte azonban valószínűleg szelektív barriert képezett az ivarosán és a partenogenetikusán szaporodó nőstények számára. Az utóbbiak nem vesznek részt a párzásban, mely a nőstények intenzív üldözésével, víz alá szorításával stb. jár, ezért a partenogenetikusán szaporodó nőstények magasabb energiatartalékokkal rendelkezhetnek és nagyobb távolságokra képesek repülni, mint párzáson átesett ivarosán szaporodó nőstények. A híd barrier szerepe ezért valószínűleg jóval jelentősebb a partenogenetikusán, mint az ivarosán szaporodó nőstények számára.

A tojásrakó nőstények, melyek között a partenogenetikusán szaporodók akár az 50%-os arányt is elérhetik, feldúsulása a híd alatti szakaszon kapcsolatban lehet az ezen a szakaszon megfigyelt ivararány-eltolódással. A partenogenetikus nőstények bármilyen kicsiny túlsúlya elindíthatja az ivararány eltolódásának folyamatát, mely 1942 óta elvezethetett a megfigyelt nőstény túlsúly kialakulásához ezen a szakaszon. Mivel a folyamat elindulását követően a nőstények egyre nagyobb túlsúlyban lesznek a hímekkel szemben, egyre kevesebb lesz az ivarosán szaporodó nőstény, mely jelentősen felerősítette az ivararány eltolódásának folyamatát. Megfigyeléseink és adataink ezért alátámasztják azt a

hipotézist, hogy e két hatás elvezethetett a híd alatti szakaszon talált jelentős nőstény-túlsúlyhoz.

További vizsgálatok szükségesek annak eldöntésére, hogy a nőstények megfigyelt visszafordulása más hidaknál is bekövetkezik-e. Személyes megfigyeléseink a Cigánd és Dombrád ill. Tokaj és Rakamaz közötti hídnál, valamint korábbi megfigyelések a szolnoki Tisza-hídnál (Hamar J., személyes közlés) és a szegedi Tisza-hídnál (Ladócsy 1930) arra utalnak, hogy a tiszavirág-nőstények viselkedése több más hídnál is hasonlóan alakul.

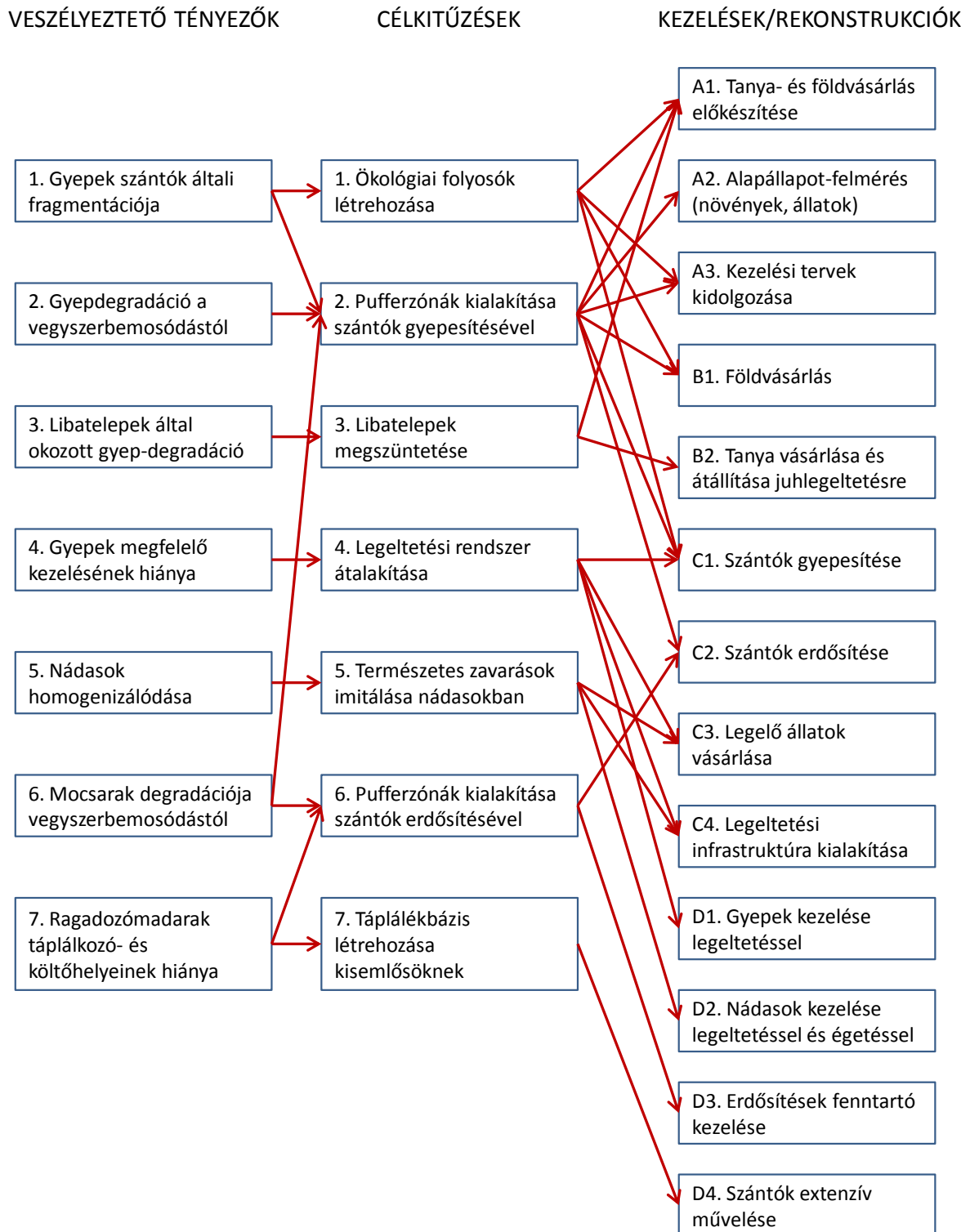
Konklúzióink, hogy a hidak optikai barriert képezhetnek a kompenzációs repülésben levő tiszavirág-nőstények számára. A nőstények hidak alatti feldúsulása megzavarhatja a természetes diszperziós folyamatokat és populációs szintű ivararány-eltolódáshoz vezethet. Vizsgálatunk ezért ritka példát szolgáltat arra, amikor a mesterséges létesítmények által megváltoztatott egyedi viselkedések populációs szintű következményekhez vezetnek. Ezen eredmények konzervációs jelentősége az, hogy az eltolódott ivararány az effektív populációméret csökkenéséhez vezethet. Ez a hatás különösen jelentős azoknál a fajoknál, melyeknél a sikeres szaporodás feltétele az egyedek egyszerre megjelenő óriási tömege, mint például a *P. longicauda* esetén. Eredményeink felvetik annak a lehetőségét, hogy a tiszavirág-állomány nyugat- és észak-európai összeomlásában a mederátalakítások és a szennyezések mellett szerepet játszhatott a mesterséges létesítmények, mint például a hidak által jelentett polarizáltfény-szennyezés (Horváth et al. 2009) is.

3.6. ÉLŐHELY-RESTAURÁCIÓK ÉS KEZELÉSEK STRATÉGIAI TERVEZÉSE

3.6.1. A stratégiai tervezés folyamata és konzervációbiológiai alapjai

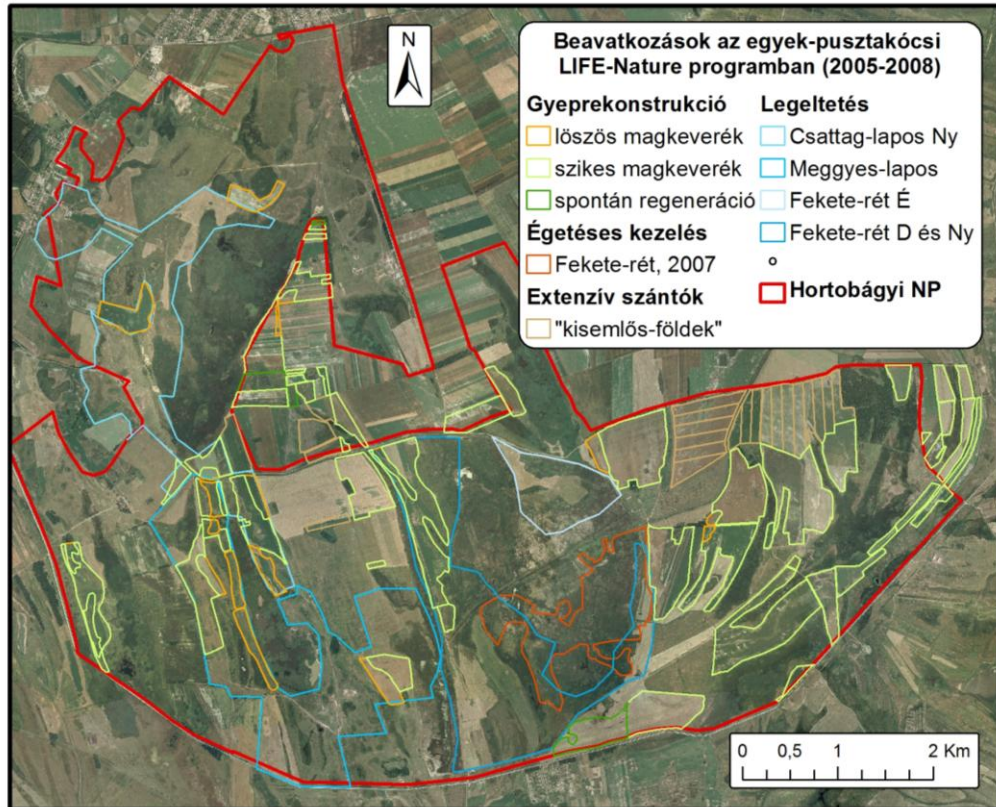
Az egyek-pusztakócsi tájleptékű rehabilitáció második, főként a szárazföldi élőhelyekre fókuszáló ütemének általános célja a terület természetességének növelése, az emberi hatások csökkentése és a természetes ökológiai folyamatok működésének elősegítése volt a mocsárrendszerre valamikor jellemző, dinamikusán változó élőhelymozaik-szerkezetek visszaállítása érdekében. A stratégiai tervezés első lépcsőjében azonosítottuk a mocsarak hidrológiai rekonstrukcióját követően is fennmaradt veszélyeztető tényezőket (ld. 2.6. fejezet, utolsó bekezdés), míg a második lépcsőben meghatároztuk a célállapotot az egyes élőhelyekre és az ezek eléréséhez szükséges restaurációs és kezelési célkitűzéseket. Ebben a lépésben definiáltuk a hosszú távú rehabilitációban elérni kívánt földhasználati célállapotot, figyelembe véve a rehabilitáció jövőben tervezett harmadik szakaszát (térbeli kapcsolatok létesítése a Hortobágy „fő tömege” felé ÉK-i és D-i irányba, Aradi et al. 2003). A harmadik lépcsőben megterveztük a veszélyeztető hatások csökkentésére vagy felszámolására irányuló természetvédelmi rekonstrukciókat és kezeléseket (**14. ábra**). A tervezés során az egyes területek adottságait, valamint az egyes területek közötti térbeli kapcsolatokat és a tájformáló ökológiai folyamatokat figyelembe véve határoztuk meg a restaurációs és kezelési munkák területét és ütemezését.

A stratégiai tervezésben vázolt beavatkozásokat elvégezve a projekt végére reményeink szerint természetvédelmi szempontból jóval kedvezőbb tájszerkezet, fajgazdagabb élőhelyek, magasabb élőhelyi sokféleség és a természetföldrajzi-ökológiai adottságokhoz jobban illeszkedő földhasználat alakul ki.



14. ábra. Az egyek-pusztakócsi LIFE-Nature program stratégiai tervezésének eredménye: a veszélyeztető tényezők, célkitűzések és beavatkozások áttekintése. „A” típusú beavatkozások: előkészítő jellegű akciók, „B”: infrastruktúra-vásárlás, „C”: egyszeri (létesítési) akciók, „D”: ismétlődő (fenntartási) akciók.

A tájrehabilitáció második üteme előtt a mocsarak és rétek között kiemelkedő hátakon húzódó szántóterületek jelentős akadályt (barriert) képezve feldarabolták az alacsonyabban fekvő gyepeket és vizes élőhelyeket, kiiktatták a közöttük valaha létezett térbeli összeköttetéseket. A fragmentációval nemcsak a természeti értékekben gazdagabb élőhelyek területe csökken, mely egyes fajok kipusztulásához vezethet, hanem csökken az élőhelyi sokféleség, és felerősödik a negatív szegélyhatás, így a külső mátrixból származó hatások is (Wilcove et al. 1986). A fragmentáció hatásainak mérséklése érdekében a mocsarak és vizes élőhelyek közötti térbeli kapcsolatok visszaalakítására valamint az északi és déli gyepterületek összeköttetésére két ökológiai folyosó kialakítására kerül sor (**15. ábra**). A mocsarak/gyepek védelme érdekében, a szegélyhatás csökkentésére a kritikus területeken legalább 70 méter széles pufferezónákat hozunk létre. A pufferezónák szélessége szoros pozitív kapcsolatban van a fajgazdagsággal a keresztirányú élőhelygrádiens miatt (Ma et al. 2002), így ezen területek fontos átmeneti zónák, illetve a majdani dinamikus változások során fontos refúgiumok lehetnek. E kulcsterületeken a projekt kezdetekor még folyamatos szántóföldi művelést fokozatosan megszüntetjük, s a felszabaduló szántókon gyeprekonstrukciót végzünk, összesen mintegy 760 ha-on. Ezen belül kb. 100 ha magasabban fekvő löszháton a löszpusztagyepekre, az alacsonyabban fekvő vagy szikes jellegű területeken pedig kb. 660 ha-on a szikes pusztai gyepekre jellemző fűmagkeverékkel történik a visszagyepesítés. A célterületekhez hasonló területek ugyan kis számban, de jelen vannak a terület több pontján is, így várható egyes fajok spontán betelepülése is. Az újonnan gyepesítendő területeken így reményeink szerint idővel jelentős részt fog képviselni hazánk egyik legnagyobb mértékben károsodott (felszántott) és legveszélyeztetettebb szárazföldi élőhelytípusa, a löszpusztagyep (*Salvia nemorosae* - *Festucetum rupicolae*).



15. ábra. Az egyek-pusztakőcsi tájrehabilitáció második ütemében kivitelezett természetvédelmi beavatkozások (rekonstrukciók és kezelések) térképi ábrázolása 2005-ben készült ortofotográfián (FŐMI, Budapest; forrás: Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság).

Az élőhelymozaik-szerkezetek természetvédelmi kezelése különleges ismereteket igényel, mivel az ilyen mozaikstruktúrák térbelileg komplexek és bonyolult, több térbeli léptéken működő és egymással is kölcsönhatásban álló ökológiai folyamatok szabályozzák őket (Hansson et al. 1995). A természetvédelmi kezelésnek ideális esetben ezért a mozaikstruktúra egészére kell irányulnia, szem előtt tartva a mozaik minden elemét és az őket meghatározó ökológiai folyamatokat (Wiens et al. 1993). A mocsárrendszer tájtörténeti vizsgálata, a II. katonai felmérés térképeinek elemzése (Aradi et al. 2003) és a potenciális élőhelyek térképe (Lengyel et al. 2005) rámutatott arra, hogy az egyek-pusztakőcsi mocsárrendszer mozaikelemei közül legjobban az erdők, fás területek és a rétek szorultak vissza az emberi tevékenység következtében. A hajdan vízjárta élőhelyeken, így az egykori övzátanosorokon jelentős volt a puhafás és keményfás ligeterdők aránya, melynek közeiben valamint a mocsarak szegélyein ugyancsak magas lehetett az év nagy részében vizes hatást alatt álló rétek aránya. A rehabilitációs programban ezért célul tűztük ki a fás területek

kiterjedésének növelését hat helyszínen összesen 80 ha szántó erdősítésével, melyek valamikori övzátanosorokon helyezkednek el vagy a mocsarak védelme szempontjából kritikus területeken vannak. Ez lehetőséget ad egy erdőssztyepp-jellegű mozaikos élőhelyszerkezet kialakítására is, mely az élőhelyi sokféleség növelésén keresztül hozzájárulhat a faji szintű sokféleség növekedéséhez is.

A mozaikstruktúrák, azaz a különböző élőhelyek különböző szukcessziós stádiumú előfordulásainak összességét természetes körülmények között a természetes zavarások, bolygatások tartják fenn (Watt 1947, Bormann and Likens 1979, Hansson et al. 1995) A hortobágyi gyepek esetén természetes zavarásként a tűz, a kiterjedt, lassú, ám a tájat minden alkalommal máshogy „megfutó” árvizek, valamint a nagytestű növényevők illetve a bronzkor óta háziállatok által kifejtett legelés jöhetek szóba (Aradi et al. 2003). A zavarások gyakorisága és intenzitása azonban jelentősen különbözhet egymástól. Közismert, hogy a túl nagy (igen gyakori és/vagy intenzív, erőteljes) zavarás, pl. rendszeres égetés, túllegelés hatására csak a zavarástűrő, általában gyom-jellegű fajok maradnak fenn egy területen. A zavarások hiánya, a befolyásoló hatások állandósága azonban az alapvetően nyílt élőhelyek esetén ugyancsak homogenizációt, azaz fajszám-csökkenést eredményezhet. Az állandó környezeti feltételek következtében beinduló homogenizálódási folyamatokra jó példa az Egyek-Pusztakócson található legnagyobb mocsarak (pl. Fekete-rét, Csattag-lapos) esete, melyek az állandó mennyiségű vízpótlás és az állandó intenzitású nádaratás miatt jelentősen homogenizálódtak, több helyen egyveretű nádasokká alakultak a nyílt vizek, magassásosok, gyékényesek stb. mozaikja helyett.

A közepes zavarás hipotézis (Connell 1978) értelmében a legtöbb faj a zavarások közepes szintjénél találja meg életfeltételeit, ezért maximális biológiai sokféleség közepes szintű zavarásnál várható. A természetvédelmi kezelésnek ezért a legtöbb mozaikos élőhelystruktúra esetén feladata, hogy az adott tájra természetes körülmények között jellemző zavarási mintázatokat térben és időben fenntartsa és/vagy utánozza (Connell 1978, Pickett et al. 1997, Groom et al. 2006). Az egyek-pusztakócsi tájrehabilitáció keretében ezért imitálni próbáljuk a hortobágyi tájak kialakulásában szerepet játszó főbb természetes zavarásokat, ezen belül a legelést és a tüzet/égetést, melyek az élőhelyi sokféleség növelésével hozzájárulhatnak a táj fajdiverzitásának növeléséhez is. A cél a nádasok belső szegélyeinek növelése, a nádasok mesterséges fragmentálása, a pozitív szegélyhatás, azaz a szegélyt kedvelő fajok betelepülésének elősegítése. A projekt keretében ezért magyar

szürkemarhával legeltetjük a homogén nádasok szegélyeit kb. 300 hektáron, mely más helyeken végzett megfigyelések alapján igen hatékonyan bontja meg a homogén nádat. Ugyanezt próbáljuk elérni a nyár végi égetéssel is, mely egyes vizsgálatok szerint hatékony módszer a nádasok visszaszorítására. Ennek oka, hogy ezen időpontban a nád a máskor a rizómában tárolt tápanyagait a virágzatban koncentrálna, és így a víz feletti zöld rész égetéssel eltávolításával, majd a következő tavaszi árasztással a tápanyagszegény rizóma könnyebben berohasztható, mint más megoldások esetén. Ezen hipotézis tesztelésére a két legnagyobb mocsár (Csattag-lapos, Fekete-rét) nádasában három helyszínen kontrollált égetést végzünk helyszínenként 4 db 1 hektáros nádfolt leégetésével illetve ugyanennyi kontroll (körbevágott, de nem égetett folt) alkalmazásával.

A természetes illetve természetközeli zavarásokat a gyepterületek magyar tarka szarvasmarhával illetve szürkemarhával valamint juhval végzett legeltetésével is próbáljuk utánozni mintegy 600 ha-on (**15. ábra**). Ezen tevékenység elsősorban a nemzeti park és a gazdálkodók közötti bérleti szerződéseknek a projekt keretében meghatározott prioritások szerinti újratárgyalását érinti.

Habár a projekt egyik fő célja a szántók arányának csökkentése, nem terveztük az összes szántó visszagyepesítését, mivel ezen területek számos állatfajnak biztosítanak táplálkozóterületet. A területen előforduló ragadozómadár-fajok megtelepedésének elősegítése, állományainak növelése illetve vízimadaraknak táplálkozóterület biztosítása érdekében kb. 150 ha-on extenzíven (vegyszermentesen), 100 m széles parcellákban művelt „apróvadföldeket” alakítunk ki (**15. ábra**). Ezen szántók kialakításának célja egyrészt a célfajok számára táplálékbázist jelentő kismélys-fajok (mezei pocok, güzüegér, hörcsög, nyúl stb.) állományainak megerősítése, másrészt az őszi vonuló vízimadarak (darvak, ludak, récék) számára könnyen elérhető táplálék (őszi gabona) biztosítása a vizes élőhelyekhez közeli területeken.

3.6.2. A stratégiai terv várható eredményei

A stratégiai terv megvalósításával a mocsárrendszer legtöbb szárazföldi élőhelye kedvezőbb védelmi állapotba kerül, azaz mind állapotuk, minőségük, mind pedig térbeli kapcsolataik és hosszútávú fennmaradási esélyük tekintetében jelentős javulás következik be. A szántók aránya a felére (33%-ról 15%-ra) csökken és a megmaradó szántóterület 24%-án extenzív, vegyszermentes művelés folyik. A gyepek aránya 46%-ról 70%-ra nő. Létrejönnek az északi

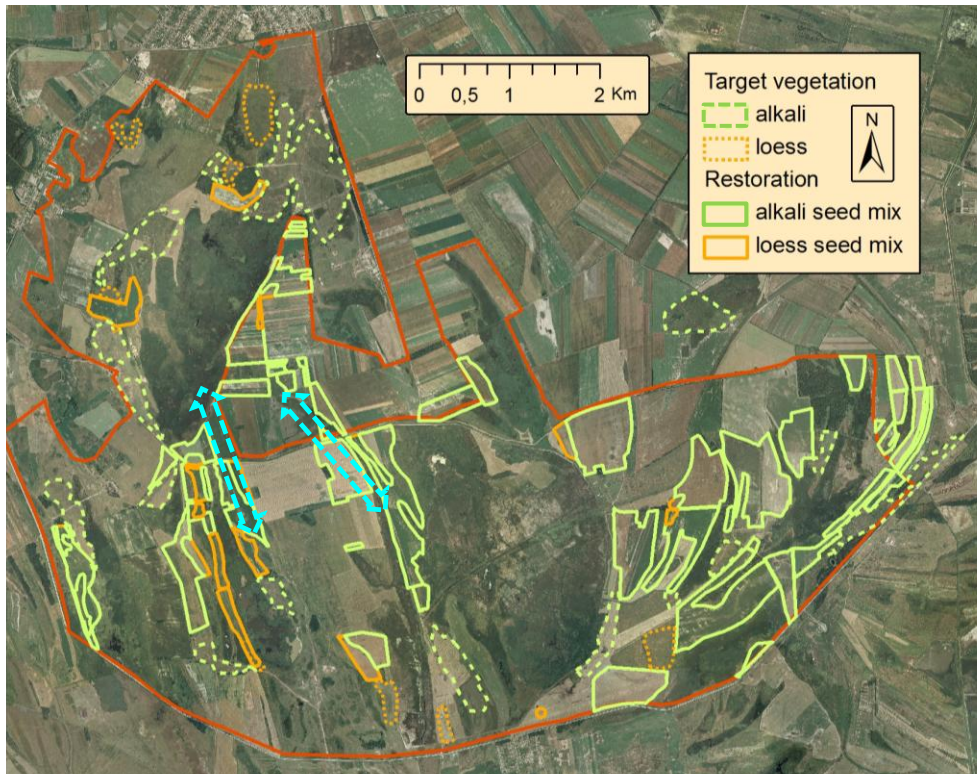
és déli területek közti átjárhatóságot biztosító ökológiai folyosók, illetve a mocsarak szennyeződését megakadályozó pufferezónák. A földművelés megszűntével jelentősen csökken a területek emberi zavarása. A legeltetési rendszer kiterjesztésével megalapozzuk a természetes és rekonstruált gyepek természetvédelmi szempontból optimális kezelését. Az égetés és a legeltetés kombinálása a mocsarak homogén nádasainak felnyílását fogja okozni. A program egyik fő tanulsága, hogy megfelelő tervezés esetén egyszerre többféle cél érdekében történhet természetvédelmi beavatkozás egy nagyobb tájegységen belül (multifunkcionális védelem), egyszerre okozva pozitív változást számos természeti érték állapotában. További fontos tanulság, hogy az élőhelyrekonstrukciós és természetvédelmi kezelési programok különösen alkalmasak a kutatásban és a gyakorlati természetvédelemben érdekelt felek hatékony együttműködésére.

3.7. A VEGETÁCIÓ FEJLŐDÉSÉT BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐK A GYEPREKONSTRUKCIÓ UTÁN

3.7.1. Eredmények

A gyeprekonstrukciót összesen 760 hektáron végeztük el 2005 és 2008 között, melyből 95 ha-on löszyep, míg 665 ha-on szikes gyep telepítésére került sor (**16. ábra**). Négy területen, melyen korábbi felhagyás miatt a növényzet spontán regenerációja megindult, nem végeztünk talajelőkészítést és vetést, hanem hosszú távú kontrollként tekintettük rájuk.

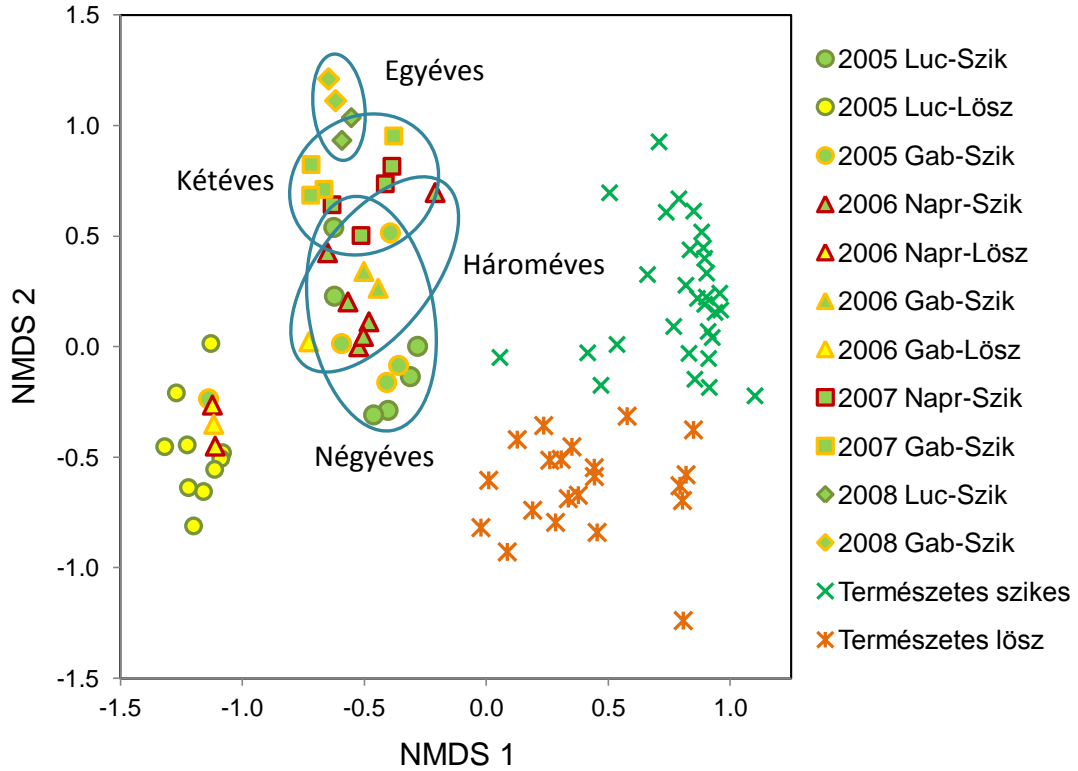
A *Festuca* fajok két-három héttel a vetés után csíráztak ki, ám tavasszal gyorsan túlnőtték őket a gyomok. Korábbi lucernaföldeken elsősorban a *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*, *Polygonum aviculare*, *Descurainia sophia* és *Stellaria media* fajok, míg volt gabona és napraforgóföldeken a *Matricaria inodora*, *Anthemis arvensis*, *Capsella bursa-pastoris* és *Galium spurium* fajok domináltak. A vetett fűfajok a telepítést követő második vagy harmadik évre váltak dominánssá. Néhány nem vetett évelő fűféle és kétszikű célfaj (pl. *Achillea collina*, *Alopecurus pratensis*, *Trifolium angulatum*, *T. striatum*, *Vicia hirsuta*, *V. angustifolia*) a harmadik évre telepedett meg. Ez a folyamat lassúbb volt a valamikori gabona- és napraforgó-földeken, ahol a *Cirsium arvense* jelentős borítást ért el (három volt napraforgó-földön > 40% a harmadik évre).



16. ábra. Az egyek-pusztakócsi mocsárrendszerben szikes (zöld vonal) és löszös (narancs vonal) magkeverékekkel végzett gyepesítés (folytonos vonal) és a cél-állapotú természetes gyeppek (szaggatott vonal) elhelyezkedése. A nyilak az északi és a déli gyeppek között kialakított ökológiai folyosókat jelölik. (Target vegetation – célállapotú természetes gyeppek, Restoration – restauráció, alkali – szikes, loess – löszös, seed mix – magkeverék).

2009-ben 100 virágos növényfajt találtunk a felmért állandó négyzetekben. Ezen fajok nagy része (63%) gyom volt, míg 37 faj nem-gyom cél faj volt. Az NMDS ordinációban a szikes és löszös magkeverékekkel vetett gyepesítések fajösszetétele jól elkülönült (**17. ábra**). Az NMDS értékek elemzése szignifikáns különbséget mutatott a rekonstrukció óta eltelt időben a második tengely mentén ($F_{3,41} = 32.062, p < 0.001$) és a post-hoc összehasonlítás szerint az egy- és két éves telepítéseket leszámítva minden páronkénti összehasonlítás szignifikáns volt ($p < 0.05$). Sem az első tengely mentén, sem pedig a löszös telepítéseket tekintve nem volt jelentős elmozdulás a célgyeppek irányába, habár a szikes gyeppek centroidjai közeledtek a célgyeppek centroidja felé a második tengely mentén (**17. ábra**).

Több, természetvédelmi szempontból fontos faj megtelepedését sikerült kimutatni a gyepesítésekben a felmért négyzeteken kívül, pl. ligeti zsályát *Salvia nemorosa* a löszös és réti őszirózsát *Aster sedifolius* ill. sóvirágot *Limonium gmelinii* a szikes gyepesítéseken, valamint magyar szegfűt *Dianthus pontederæ* mindkét típusú gyepesítésen.



17. ábra. A különböző korú gyepesítések és célállapotú természetes gyepék virágos növényfaj-készletének hasonlósága prezencia/abszencia alapján (Sorensen hasonlóság, NMDS ordináció, stressz: 17.13%). A szimbólumok alakja és az ellipszisek az egy évben gyepesített helyeket jelölik. A szimbólumok szegélye az utolsó terményt (Luc - lucerna, zöld; Gab - gabona, narancs; Napr - napraforgó, vörös), míg kitöltő színe a magkeveréket jelöli (Szik - szikes, zöld; Lősz - lőszös, sárga).

A 2009-es adatok alapján a gyepesítés óta eltelt idő, az utolsó termény és a magkeverék is befolyásolta a növényzet fejlődését a rekonstrukción átesett területeken, míg a célgyepektől való távolságnak kisebb szerepe volt (**5. táblázat**).

5. táblázat. A gyeprekonstrukció hatása a virágos növények fajszámára és diverzitására: az általánosított lineáris kevert-hatás modellek eredményei. A szignifikáns hatások félkövér betűtípussal kiemelve.

Válaszváltozó	Független változó	Meredekség ± S.E.	F	p	Jelentős hely-hatás
Összes fajszám	Rekonstrukció kora	-6.17 ± 0.986	39.104	0.000	Terület=Hely
	Utolsó termény,				
	gabona-napraforgó	-3.01 ± 2.467	10.880	0.002	
	lucerna-napraforgó	2.00 ± 2.384			
	Magkeverék	-0.03 ± 1.772	6.196	0.022	
	Távolság célgyepektől	-0.00 ± 0.002	0.133	0.720	
Shannon diverzitás, összes faj	Rekonstrukció kora	-0.32 ± 0.042	57.716	0.000	–
	Utolsó termény,				
	gabona-napraforgó	-0.19 ± 0.097	8.520	0.004	
	lucerna-napraforgó	0.01 ± 0.098			
	Magkeverék	0.07 ± 0.092	6.090	0.023	
	Távolság célgyepektől	-0.00 ± 0.000	0.266	0.612	
Simpson diverzitás, összes faj	Rekonstrukció kora	0.07 ± 0.020	11.555	0.005	Terület
	Utolsó termény				
	gabona-napraforgó	0.02 ± 0.047	1.194	0.334	
	lucerna-napraforgó	-0.00 ± 0.047			
	Magkeverék	-0.06 ± 0.043	0.015	0.905	
	Távolság célgyepektől	0.00 ± 0.000	0.087	0.771	
Összborítás, összes faj	Rekonstrukció kora	-1.99 ± 3.527	0.317	0.583	Terület=Hely
	Utolsó termény				
	gabona-napraforgó	10.10 ± 8.502	0.292	0.752	
	lucerna-napraforgó	13.53 ± 8.459			
	Magkeverék	23.15 ± 7.341	13.396	0.002	
	Távolság célgyepektől	0.00 ± 0.006	0.089	0.768	

5. táblázat. (folytatás)

Válaszváltozó	Független változó	Merekség \pm S.E.	F	p	Jelentős hely-hatás
Célfajok száma	Rekonstrukció kora	-0.10 \pm 0.359	6.259	0.027	Terület
	Utolsó termény				
	gabona-napraforgó	-1.60 \pm 1.353	3.874	0.048	
	lucerna-napraforgó	2.56 \pm 1.125			
	Magkeverék	1.48 \pm 0.515	3.354	0.084	
	Távolság célgyepektől	-0.00 \pm 0.001	0.930	0.348	
	Utolsó termény * Táv.	0.00 \pm 0.001	8.380	0.003	
Shannon diverzitás, célfajok	Rekonstrukció kora	-0.05 \pm 0.048	1.109	0.312	–
	Utolsó termény				
	gabona-napraforgó	-0.19 \pm 0.141	3.542	0.059	
	lucerna-napraforgó	0.19 \pm 0.148			
	Magkeverék	0.35 \pm 0.132	4.120	0.057	
	Távolság célgyepektől	-0.00 \pm 0.000	0.124	0.729	
	Utolsó termény * Táv.	-0.21 \pm 0.289	5.250	0.016	
Simpson diverzitás, célfajok	Rekonstrukció kora	-0.00 \pm 0.030	0.000	0.991	–
	Utolsó termény				
	gabona-napraforgó	0.07 \pm 0.088	2.754	0.100	
	lucerna-napraforgó	-0.13 \pm 0.093			
	Magkeverék	-0.20 \pm 0.083	4.613	0.046	
	Távolság célgyepektől	-0.00 \pm 0.000	0.245	0.627	
	Utolsó termény * Táv.	-0.09 \pm 0.182	4.083	0.035	
Összborítás, célfajok	Rekonstrukció kora	19.17 \pm 4.455	18.524	0.001	Terület
	Utolsó termény				
	gabona-napraforgó	11.99 \pm 10.740	3.511	0.060	
	lucerna-napraforgó	10.09 \pm 10.687			
	Magkeverék	25.96 \pm 9.465	25.094	0.000	
	Távolság célgyepektől	0.00 \pm 0.008	0.020	0.888	

A rekonstrukció óta eltelt idő szignifikánsan befolyásolta az összes fajszámot, a Shannon és a Simpson diverzitást (**5. táblázat**). Az első két változó értéke magas volt az egyéves gyepesítésekben és jelentősen csökkent ezt követően, különösen a másodikról a harmadik évre (**6. táblázat**). A Simpson diverzitás értékei ezzel ellentétes tendenciát mutattak és nőttek az egyévestől a négyéves gyepékig. Az egyik legjelentősebb eredmény, hogy a célfajok borítása (beleértve a vetett fűfajokat) folyamatosan nőtt az első évi 17%-ról 83%-ra a negyedik évre (**6. táblázat**).

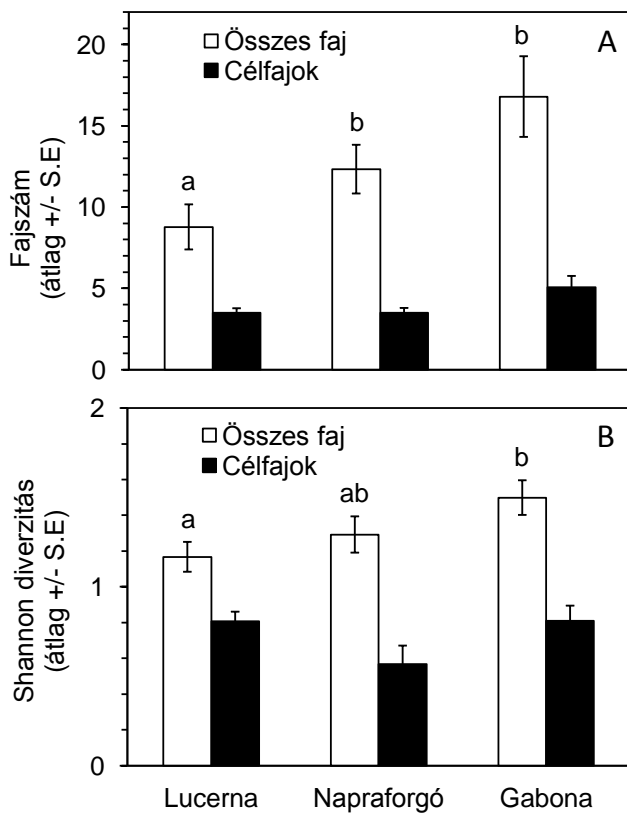
6. táblázat. A növényzetet jellemző fontosabb változók értékei (átlag \pm S.E.) a gyepesítés kora szerint a 2009-ben gyűjtött adatok alapján. A különböző betűkkel jelölt csoportok szignifikánsan különböznek az általánosított lineáris kevert-hatás modellek (**5. táblázat**) utáni Tukey HSD teszt eredményei szerint ($p < 0.05$, marginális szignifikancia: $p < 0.1$ zárójelben).

Faj-csoport	Gyepesítés éve	N	Fajszám	Shannon diverzitás	Simpson diverzitás	Összes borítás
Minden faj	2008	4	26.0 \pm 2.45 ^a	2.00 \pm 0.050 ^a	0.26 \pm 0.033 ^{ab}	97.6 \pm 6.12
	2007	8	21.8 \pm 2.06 ^a	1.68 \pm 0.080 ^a	0.30 \pm 0.023 ^{bc}	86.5 \pm 4.13
	2006	12	9.7 \pm 0.99 ^b	1.22 \pm 0.085 ^b	0.39 \pm 0.042 ^{bc}	107.6 \pm 5.73
	2005	21	7.8 \pm 0.84 ^b	1.09 \pm 0.049 ^b	0.42 \pm 0.020 ^{cd}	93.4 \pm 4.50
Csak célfajok	2008	4	5.3 \pm 0.48 ^(ab)	0.98 \pm 0.088	0.49 \pm 0.033	16.8 \pm 6.49 ^a
	2007	8	5.8 \pm 1.16 ^(b)	0.63 \pm 0.153	0.68 \pm 0.092	34.4 \pm 7.70 ^{ab}
	2006	12	3.3 \pm 0.31 ^(ac)	0.61 \pm 0.097	0.64 \pm 0.061	71.3 \pm 8.44 ^b
	2005	21	3.5 \pm 0.25 ^(ac)	0.82 \pm 0.048	0.51 \pm 0.029	82.5 \pm 5.59 ^b

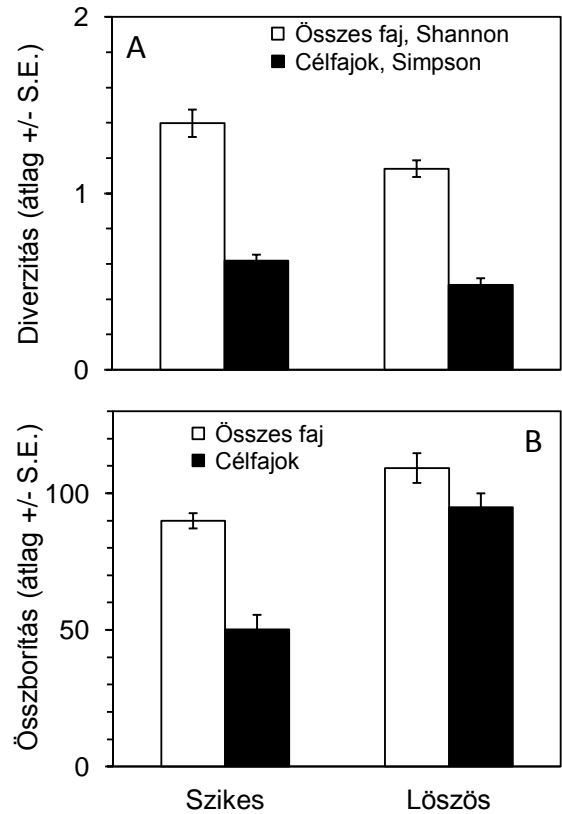
Az utolsó termény szerint különbség volt az összes faj számában és Shannon diverzitásában (**5. táblázat**), melyek magasabbak voltak az egykori gabona- és napraforgóföldeken, mint a lucernaföldeken (**18. ábra**). Mivel a három terménytípus között nem volt különbség a célfajok számában vagy diverzitásában, ez az eredmény azt jelentette, hogy a gabona- és napraforgóföldeken a fajok nagyobb arányát tették ki a gyomok, mint a lucernaföldeken.

A magkeverék az összes faj számát és Shannon diverzitását, valamint a célfajok Simpson diverzitását befolyásolta (**5. táblázat**). A szikes gyepesítésekben több faj volt (átlag 15 \pm SD 8.4, n = 30), mint a löszös gyepesítésekben (7 \pm 2.0, n = 15; F = 10.880, p = 0.002). Az összes faj Shannon és a célfajok Simpson diverzitása szintén magasabb volt a szikes,

mint a löszös gyepesítésekben (19. ábra). Ezzel szemben mind az összes faj, mind a célfajok borítása magasabb volt a löszös, mint a szikes gyepesítéseken.



18. ábra. A fajszám és a Shannon-diverzitás az összes faj ill. a célfajok alapján a gyepesítés előtti utolsó termény függvényében. A különböző betűkkel jelölt csoportok szignifikánsan különböznek (GLMM: 5. táblázat; Tukey HSD teszt, $p < 0.05$).



19. ábra. Az összes faj Shannon és a célfajok Simpson diverzitása (A) és az összes faj ill. a célfajok összborítása (B) a magkeverék szerint. A különbségek minden esetben szignifikánsak (GLMM: 5. táblázat; Tukey HSD teszt, $p < 0.05$).

Érdekes eredmény, hogy a célgyepektől való távolság nem befolyásolta a vizsgált növényzeti változókat. Ennek ellenére szignifikáns interakció volt a távolság és az utolsó termény típusa között (5. táblázat). Ez főként azért alakult így, mert a fajszám váratlanul magas ($n = 11$ faj) volt két mintavételi helyen, melyek szomszédosak voltak egy célállapotú természetes gyepel, mely negatív tendenciát eredményezett a gabonaföldek, de nem a lucerna- és napraforgóföldek esetén. Mivel mind a 11 faj alacsony borításban volt jelen, az

interakció kevésbé kifejezett, de még így is szignifikáns volt mindkét diverzitási index esetén (**5. táblázat**).

A GLMM modellekben használt hierarchikus random faktor értékelése (**5. táblázat**, utolsó oszlop) azt mutatta, hogy a Terület szintje a nyolcból öt válaszváltozó esetén (összes faj száma, Simpson diverzitása és összborítása, ill. célfajok száma és összborítása) jelentős hatással rendelkezett és a Hely szintjének ebből két esetben (összes faj száma és összborítása) volt hasonlóan jelentős hatása. Ezek az eredmények arra utaltak, hogy a növényzet fajszerkezetében, diverzitásában és borításában jelentős különbségek voltak a rekonstrukció helyszínei között és ezen változatosság nagy része nem az egyes mintavételi helyek, hanem a területek (valamikor egységes szántók) szintjén volt.

3.7.2. Értékelés

Ismereteink szerint az Egyek-Pusztakócsón 2005 és 2008 között kivitelezett élőhelyrekonstrukció a legnagyobb területű aktív (magvetést alkalmazó, nem spontán) gyeprekonstrukció Európában és az egyik legnagyobb a világon.

A rövid élettartamú gyomok magas fajszerkezet és borítása a rekonstrukciót követő első évben jól ismert jelenség a másodlagos szukcessziós vizsgálatokban (pl. Lawson et al. 2004, Lepš et al. 2007). A magas gyomborítás a viszonylag kiegyenlített, árnyékos és páradús mikroklíma biztosításával valószínűleg jótékony hatással volt a *Festuca* és más vetett fajok csírázására és növekedésére. A gyomtakaró ezen facilitációs hatásáról azonban jóval kevesebbet tudunk (Pywell et al. 2002, Brooker et al. 2008, Pueyo et al. 2009). A korai megfigyelések eredményei szerint a gyomtakaró fajösszetétele kapcsolatban volt az utolsó termény típusával (Török et al. 2010), mivel a *Descurainia sophia* és a *Stellaria media* főként a volt lucernaföldeken, az *Anthemis arvensis* és a *Galium spurium* főként gabona- és napraforgóföldeken, míg a *Matricaria inodora* és a *Capsella bursa-pastoris* mindhárom kiindulási állapotban domináns volt. Ezen fajok abundanciájának hirtelen megugrása arra mutatott, hogy ezek a fajok a talaj magbankjából származtak az első évben, ezért a mélyszántáson alapuló talajelőkészítés nem elégséges ezen gyomok magbankjának jelentős csökkentésére. A rekonstrukción átesett szántókon ugyanakkor jelentős mennyiségű műtrágyát is használtak az 1960-as és 1970-es években és a nemzeti parki előírások miatt valamivel kevesebbet az 1980-as évektől. A talaj tápanyagtartalma a rekonstrukció előtt is számottevő volt, főként a foszfátok (átlag $370 \pm \text{SD } 459.0$ mg/kg, $n = 45$ mintavételi hely) és

a kálium (552 ± 320.2 mg/kg) miatt (Deák et al. 2008). A tápanyagok magas elérhetősége valószínűleg szintén hozzájárult a rövid élettartamú gyom és némely évelő gyom (pl. *Cirsium arvense*) sikerességéhez.

Eredményeink szerint arányaiban több gyomfaj volt a gabonából és napraforgóból kiinduló gyepesítésekben, mint a volt lucernaföldeken. Tekintettel arra, hogy a lucernaszántókat 3-4 éven át nem szántják és évente akár többször is kaszálják, valamint hogy a lucernanövény erős allelopatikus kompetitor, nem meglepő, hogy a lucernaföldeken kisebb volt a gyomfajok száma és borítása. A lucerna természetes előregedése, kiritkulása pedig alkalmas mikro-élőhelyeket teremt más fajok csírázására és megtelepedésére. Mindezen adottságok miatt a lucernából kiinduló gyepesítések magasabb sikerrel kecsegtetnek, mint a más terményből indulók. Hátránya viszont a lucernából induló gyepesítéseknek, hogy a gazdálkodók által műtrágyák formájában bevitt foszfor- és káliumterhelés (Meiss et al. 2010) a telepített fűfélék magas produktívóját, avarfelhalmozódást, a kétszikű fajok megtelepedési lehetőségeinek beszűkülését okozhatja (Deák et al. 2011).

A kétféle magkeveréssel végzett gyepesítések különböztek fajszámban, diverzitásban és összborításban, mivel a szikes gyepesítések heterogénebb növényzettel és magasabb Shannon diverzitással rendelkeztek, mint a löszös gyepesítések. A célfajok összborítása tekintetében jóval kisebb volt a különbség a szikes és a löszös gyepesítések között, mint az összes faj tekintetében (**19.B ábra**). Az ellentétes mintázatok, azaz a magasabb fajszám alacsonyabb borítással a nagyobb kiterjedésű szikes gyepesítéseken és kevesebb faj magasabb borításban a kisebb kiterjedésű löszös gyepesítéseken arra mutatnak, hogy a löszös gyepesítések jobb kolonizációs feltételeket kínálnak kevesebb faj számára, mely fajok így képesek relatíve magasabb borítást elérni, mint a szikes gyepesítéseken.

Az eredmény, miszerint a növényzeti változók különböztek mind az utolsó termény, mind a magkeverék tekintetében, valószínűvé teszi, hogy a másodlagos szukcesszió más útvonalakon indult az 5000 hektáron szétszórt gyepesítéseken. Ezt a megfigyelést megerősíti az az eredmény, hogy a GLMM-ben szerepeltetett random faktor nyolcból öt esetben jelentős hatással volt, azaz jelentős térbeli különbségek voltak a vizsgált változóknál. Az alacsonyabb térszíneken *Alopecurus pratensis* és *Carex melanostachya* által dominált rétek formálódtak. A magasabb, szárazabb hátaikon *Festuca* gyeppek alakultak ki *Achillea* és *Artemisia* fajok beékelődésével és itt-ott még felbukkanó lucernával. Habár természetesen

jóval több év adataira van szükség ahhoz, hogy a többféle szukcessziós útvonallal kapcsolatos hipotézist alaposabban megvizsgáljuk, eddigi eredményeink ez irányba mutatnak.

További folyamatok szintén hozzájárulhatnak a területek közötti különbségek kialakulásához. A nehézgépekkel történő rendszeres szántás elsimító hatásának megszűntével a talaj mikrotopográfiája számos helyen megváltozott, például néhol a korábban asztalsimaságú talaj besüllyedt. Ezek a süllyedések a csapadékvíz és a szivárgó talajvizek összegyűjtésével és megtartásával apró kis szikes tavacskákká váltak, melyekben már a második évben megjelentek vizes élőhelyekre jellemző növények (pl. *Bolboschoenus maritimus*). A tavacskák partvonala mentén erőteljes párolgás és sókiválás indult meg, melyet helyenként kis léptékű erózió követett. Ezek a folyamatok idővel remélhetőleg elvezetnek a pannon szikes gyepekre oly jellemző szikes mikroformák (szikerek, szikpadkák) kialakulásához.

3.8. VEGETÁCIÓFEJLŐDÉS LUCERNAFÖLDEK GYEPESÍTÉSE UTÁN

3.8.1. Eredmények

A volt lucernaföldeken végzett gyeptelepítésekben összesen 95 fajt mutattunk ki, melyből 23 fűnemű, 72 pedig kétszikű volt, ez utóbbiakból 15 évelő volt jelen alacsony borítással. Hatvanhét fajt (15 fűnemű, 52 kétszikű) észleltünk a szikes és 79 fajt (20, 59) a löszös magkeveréssel vetett területeken.

A gyepesítést követő első évben (2006) a gyepesített területeken diverz gyomközösségek alakultak ki, melyekben egyéves kétszikű gyomok (*Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*, *Polygonum aviculare*, *Descurainia sophia*, *Stellaria media*) és fűvek (*Bromus* spp.) domináltak. A rövid életű gyomokat a második évre (2007) minden vizsgált területen évelő fűfélék váltották fel, mind a szikes, mind pedig a löszös magkeverék esetén. A rövid életű gyomok összborítása mindenütt 10% alá csökkent a harmadik évre (2008), míg az évelő fűneműek borítása fokozatosan nőtt (**7. táblázat**). A vetett fűféléken kívül több más fűfaj is megjelent (*Elymus repens*, *E. hispidus*, *F. pratensis*) és a harmadik évre megjelentek a célgyepekre jellemző fajok is (*Achillea collina*, *Dianthus pottederae*, *Melandrium viscosum*, *Trifolium striatum*, *T. strictum*, *T. angulatum*, *Cruciata pedemontana*, *Vicia hirsuta*, *V. angustifolia*), habár többnyire alacsony (< 5%) borítással.

7. táblázat. Funkcionális csoportok százalékos borítási aránya és fajszáma, ill. Shannon diverzitása (átlag \pm S.E.) a szikes és löszös magkeveréssel vetett, lucernából kiinduló gyepesítésekben. A különböző betűvel jelölt csoportok szignifikánsan különböznek egymástól (RM-ANOVA vagy Friedman RM-ANOVA, Student-Neuman-Keuls teszt, $p < 0.05$).

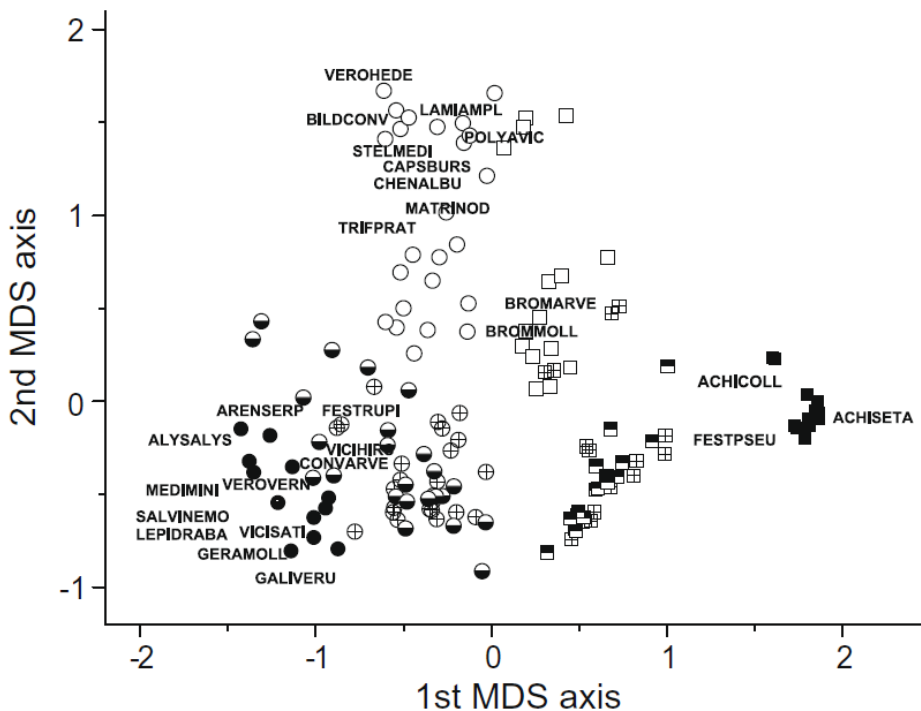
	Szikes magkeverék			Löszös magkeverék		
	2006	2007	2008	2006	2007	2008
Fajszám (m⁻²)						
Összes	*17.8 \pm 1.8 ^a	*9.2 \pm 1.6 ^b	*7.6 \pm 0.9 ^b	*17.4 \pm 1.8 ^a	*7.7 \pm 1.2 ^b	*9.8 \pm 1.1 ^c
Rövid életű gyom	11.4 \pm 1.4	3.0 \pm 1.2	2.5 \pm 0.6	11.4 \pm 1.2	1.7 \pm 0.5	3.9 \pm 0.7
Évelő gyom	1.0 \pm 0.8	1.3 \pm 0.5	0.5 \pm 0.3	0.9 \pm 0.3	1.3 \pm 0.9	1.1 \pm 0.4
Évelő vetett fű	2.5 \pm 0.2	0.9 \pm 0.6	1.3 \pm 0.3	1.6 \pm 0.2	1.0 \pm 0.4	0.9 \pm 0.3
Évelő egyéb fű	0.8 \pm 0.4	2.1 \pm 0.3	1.4 \pm 0.6	0.9 \pm 0.4	0.7 \pm 0.3	1.0 \pm 0.2
Borítás (%)						
Rövid életű gyom	51.3 \pm 14.5 ^a	10.6 \pm 9.1 ^b	5.4 \pm 2.2 ^b	78.6 \pm 7.9 ^a	3.7 \pm 1.6 ^b	8.5 \pm 3.2 ^c
Évelő gyom	0.8 \pm 0.8	0.8 \pm 0.4	0.6 \pm 0.4	0.9 \pm 0.7	2.7 \pm 2.0	1.9 \pm 1.0
Rövid életű fű	11.6 \pm 6.0	2.2 \pm 1.8	1.5 \pm 0.8	3.0 \pm 1.5	1.7 \pm 0.8	2.7 \pm 1.9
Évelő vetett fű	35.3 \pm 12.5 ^a	71.2 \pm 14.6 ^b	75.2 \pm 7.2 ^b	15.9 \pm 6.1 ^a	86.2 \pm 3.0 ^b	81.8 \pm 4.1 ^b
Évelő egyéb fű	1.1 \pm 0.5	15.2 \pm 4.8	17.2 \pm 7.6	1.6 \pm 1.4	5.7 \pm 3.5	5.1 \pm 3.8
Shannon diverzitás	1.7 \pm 0.1 ^a	1.0 \pm 0.2 ^b	1.0 \pm 0.1 ^b	1.5 \pm 0.2	1.2 \pm 0.1	1.3 \pm 0.1

A fajszám jelentősen csökkent az évek előrehaladtával, melynek oka a gyomfajok visszaszorulása volt (**7. táblázat**). A fajszám kicsiny, de szignifikáns mértékben nőtt a löszös gyepesítésekben a másodikról a harmadik évre. A Shannon-diverzitás jelentősen csökkent az első évről a másodikra, míg a másodikról a harmadikra kis mértékben nőtt a löszös és változatlan maradt a szikes telepítéseken. A fitomassza időbeli változásai hasonlóan alakultak a két magkeverék esetén (**8. táblázat**). A kétszikű fitomassza első évben minden területen igen magas értékei a második évre két nagyságrenddel csökkentek, majd nőttek a harmadik évre a löszös, de nem a szikes gyepesítésekben. A vetett fűvek fitomasszája ezzel ellentétesen változott, azaz nőtt évről évre, míg a nem vetett fűfélék fitomasszája csökkent a második és nőtt a harmadik évre mindkét gyepesítésen. Az avar mennyisége ezzel szemben az első és a második év között nőtt nagyot, míg nem változott jelentősen ezután (**8. táblázat**).

8. táblázat. Funkcionális csoportok százalékos fitomasszája (g, átlag ± S.E.) a szikes és löszös magkeverékkel vetett, lucernából kiinduló gyepesítésekben. A különböző betűvel jelölt csoportok szignifikánsan különböznek egymástól (RM-ANOVA vagy Friedman RM-ANOVA, Student-Neuman-Keuls teszt, $p < 0.05$).

Faj- csoport	Szikes magkeverék			Löszös magkeverék		
	2006	2007	2008	2006	2007	2008
Kétszikű	*866±269.8 ^a	*7±2.7 ^b	*12±3.6 ^b	*966±158.2 ^a	*6±4.0 ^b	*41±13.7 ^c
Vetett fű	264±78.9 ^a	389±27.8 ^{ab}	619±97.4 ^b	293±69.6 ^a	378±49.2 ^a	616±66.7 ^b
Egyéb fű	298±90.7	109±39.0	286±127.8	147±50.9	37±26.9	85±59.5
Avar	*28±8.5 ^a	*290±49.4 ^b	*267±36.4 ^b	*37±15.9 ^a	*280±30.6 ^b	*222±51.0 ^b

A többváltozós elemzés szerint a gyepesítések fajkészlete minden évben egyre közelebb került a referenciaként szolgáló gyepok fajkészletéhez (**20. ábra**). A fajösszetétel a második és harmadik évben hasonlóbb volt a célgyepkéhez, mint az első évi gyepesítésekéhez. A szikes gyepesítések esetén a fajkészlet a harmadik évre megközelítette a célgyepok fajkészletét, míg a löszös telepítések fajkészlete nagyobb szórást mutatott és lassabban közeledett a célgyepkéhez (**20. ábra**).



20. ábra. A gyepesített területek és természetes szikes és löszös gyepok fajkészletének hasonlósága a borítási százalékok alapján (Bray-Curtis hasonlóság, NMDS ordináció, stressz: 21.34%). Négyzetek: szikes gyepok és gyepesítések, körök: löszös gyepok és gyepesítések. Üres szimbólumok: 2006, + jellel jelölt szimbólum: 2007, félig sötét szimbólum: 2008, teli szimbólum: természetes gyepok. Az 50-nél magasabb IndVal értéket kapott karakterfajok kerültek feltüntetésre.

3.8.2. Értékelés

Az első évben kimutatott gyom-dominanciát számos korábbi vizsgálat jelezte (Jongepierova et al. 2007, Lepš et al. 2007). Az egyéves gyomok visszaszorulása azonban váratlanul gyors volt az általunk vizsgált volt lucernaföldeken. Ezt a jelenséget magyarázhatja az, hogy az általában gyenge kompetíciós képességű rövid élettartamú gyomokat kiszorították az erősebb kompetítor fűnemek a második és a harmadik évre (Foster and Tilman 2000). A folyamatot a tápanyagokban gazdag talajok felgyorsíthatják (Marrs 1993), mely jellemző volt a lucernaföldekre (főként a korábbi műtrágyázásból származó foszfor és kálium magas koncentrációja miatt, ld. 3.7. fejezet).

Az évelő fűnemek borítása gyorsabban kialakult, mint a spontán regeneráció során. Évelő fűfajok dominanciája általában tíz vagy több év után alakul ki a hasonló helyzetű és talajadottságú helyeken megfigyelhető spontán szukcesszió során. Hasonló tengerszint feletti magasságban levő, csernozjom talajú felhagyott szántókon az évelő fűfélék (*F. rupicola*, *P. angustifolia* és *Koeleria cristata*) dominanciája tíz év után alakult ki (Molnár and Botta-Dukát 1998). Ruprecht (2005) az egyek-pusztakócsi lucerna-gyepesítésekhez hasonló borítási értékekről számolt be 10-14 éve felhagyott szántókon folyó spontán regeneráció után. Egy másik, homoki talajon folyó szukcesszió esetén az évelő fűfélék átlagos borítása az 50%-ot 11-23 év után érte el (Csecserits et al. 2007). Eredményeink szerint az alacsony diverzitású magkeverékek vetése és az erős kompetítor, későbbi szukcessziós stádiumokra jellemző fűfajok sikeressége ezt jelentősen, akár két-három évre is felgyorsíthatja. Az évelő fűfélék dominanciájának kialakulása az itt bemutatotthoz hasonló gyorsaságú volt az alacsony magkeverékek alkalmazása esetén Európa több országában is (Lepš et al. 2007).

Minden volt lucernaszántón a fajszám csökkenését figyeltük meg már az első és a második év között is, melynek oka a rövid élettartamú gyomfajok visszaszorulása volt (ld. fenn). A fitomassza-minták elemzése a holt avar jelentős növekedését mutatta, mely szintén kapcsolatban lehetett a valamikori szántók magas tápanyag-tartalmával. A harmadik évi kaszálás a fitomassza kis mértékű csökkenését okozta a későbbiekben, mely arra utalt, hogy a gyepék további kedvező irányú fejlődéséhez elengedhetetlen a rekonstrukció utáni kezelés. Az avarfelhalmozódás több szempontból is hátrányos lehet a rekonstrukció folyamatára, mivel az avar csökkenti a beérkező napsugárzást, a csírázás sikerességét és növeli a

magoncok mortalitását (Tilman 1993, Stevenson et al. 1995). Ezek a hatások szintén hozzájárulhattak a gyomok gyors visszaszorulásához.

A fajösszetétel változásai alapján a löszös, de különösen a szikes gyepesítések fajkészlete egyre hasonlóbbá vált a természetes, célállapotú gyepek fajkészletéhez. Ez annak ellenére alakult így, hogy a kétszikű fajok spontán betelepődése meglehetősen lassúnak mutatkozott, más vizsgálatokhoz hasonlóan (Walker et al. 2004b). A kétszikűek betelepődésének esélyeit illetően a kutatók gyakran kételkednek. Még azokban a kísérletekben is, ahol magas diverzitású, kétszikűekben gazdag magkeverékeket vetnek, csak az erős kompetitor gyakori generalista fajok mutatnak magas megtelepedési rátát (Pywell et al. 2003). Az évelő fűfélék magas dominanciája az itt bemutatott rekonstrukció során ezért veszélyeket is rejthet, mivel a kompetíció és csírázási mikro-helyek avarfelhalmozódás miatti hiánya meggátolhatja a különböző diszperziós ágensek által behurcolt növényfajok megtelepedését (Walker et al. 2004a, Critchley et al. 2006).

Összegzésként elmondható, hogy a volt lucernaföldeken néhány kompetitív fűféle alacsony denzitásban történő vetése hasznos konzervációs eszköz lehet a gyepek rekonstrukciójának megindításában és a kezdeti, gyomok által dominált stádiumok hosszának lerövidítésében. Az évelő fűvek által dominált stádium igen gyorsan, mindössze három év alatt kialakult. Eredményeink alapján ezért fél-természetes gyepek gyors kialakításában alacsony diverzitású magkeverékek is használhatóak, ha a kiindulási állapot (lucerna) és a poszt-rekonstrukciós kezelés (kaszálás) megfelelően párosul. A természetes célgyepekre jellemző állapot eléréséhez azonban továbbra is szükséges a specialista fajok megtelepedésének segítése. Ebből a szempontból a poszt-restaurációs kezelésre legalkalmasabb a hagyományos külterjes (alacsony intenzitású) legeltetés, hiszen a legelő állatok a szomszédos természetes gyepekből kültakarójukon vagy bélcsatornájukon keresztül behozhatják a célgyepekre jellemző fajokat a restaurált területekre (Gibson 1988, Poschlod et al. 1998). A hagyományos kaszálás és a célgyepekben kaszált széna behordása szintén ellensúlyozhatja a limitált diszperziós folyamatokat (Hölzel and Otte 2003, Donath et al. 2007).

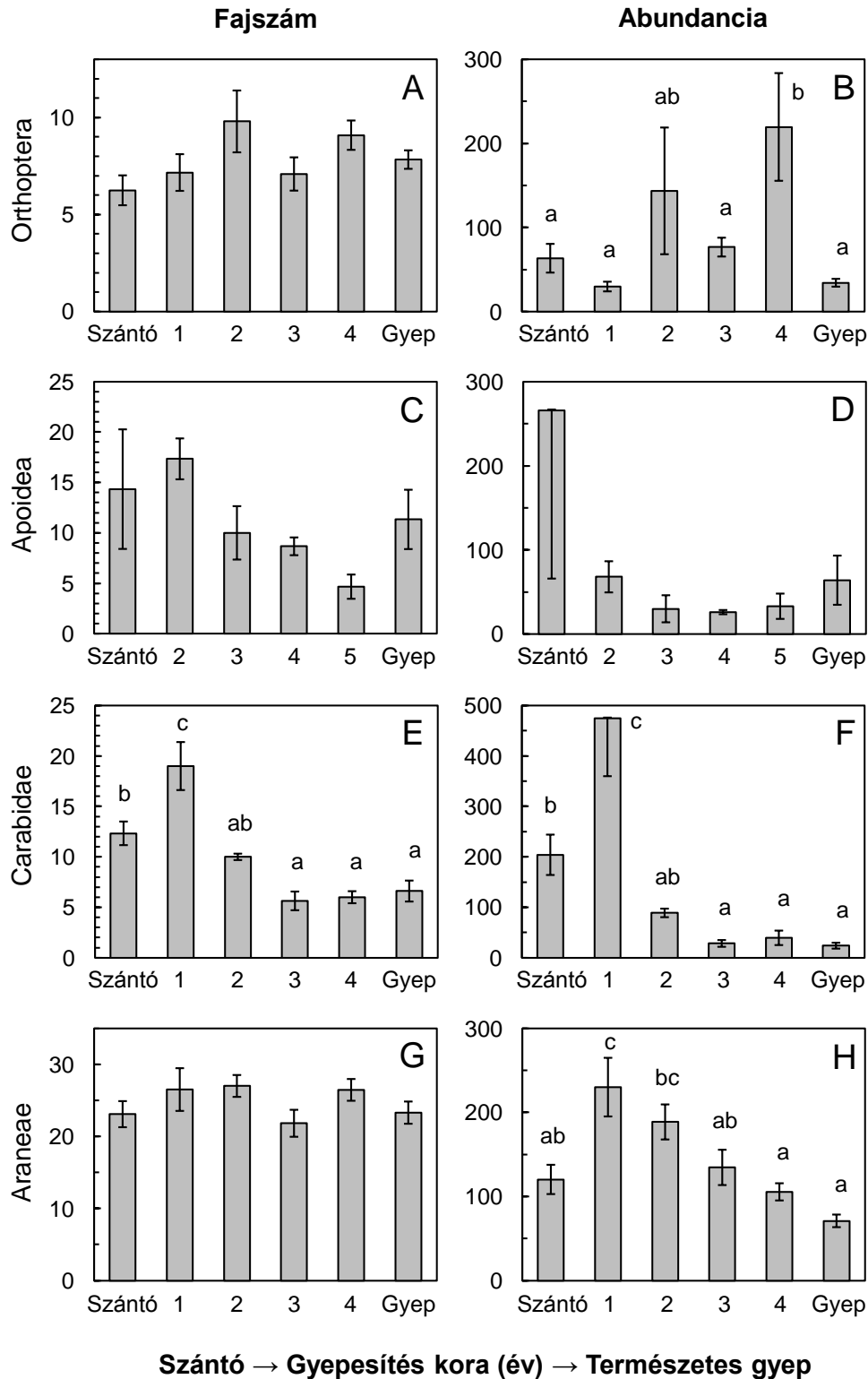
3.9. ÁLLATEGYÜTTESEK VÁLTOZÁSAI GYEPREKONSTRUKCIÓT KÖVETŐEN

3.9.1. Eredmények

Az egyenesszárnyúak fajszáma enyhén növekvő tendenciát mutatott az elsőtől a negyedik évig, amikor nem különbözött a természetes gyepektől, ám a tendencia csak marginálisan szignifikáns volt (**21.A ábra**, $F_{5,63} = 2.215$, $p = 0.064$). Az egyenesszárnyúak abundanciája azonban a negyedik éves gyepesítéseken legalább kétszerese volt a szántókon tapasztalhatónak és szignifikánsan magasabb volt, mint a többi évben illetve mint a természetes gyepeken (**21.B ábra**, log-transzformált adatok, $F_{5,63} = 6.048$, $p < 0.001$). Jelentős fluktuáció volt megfigyelhető azonban a különböző években gyepesített területek között az átlagos abundancia alakulásában, illetve jelentős területi különbségek voltak az egy évben gyepesített területeken között is, például a négyéves (2005-ös) ill. a kétéves (2007-es) gyepesítéseken (**21.B ábra**).

A fullánkos méhek fajszáma fokozatosan, de nem szignifikáns mértékben csökkent a rekonstrukció óta eltelt évek számával és valamivel a természetes gyepre jellemző fajszám alatt volt az ötödik évben (**21.C ábra**, $F_{5,15} = 1.603$, $p = 0.219$). A méhek abundanciája igen nagy változatosságot mutatott a szántókon egyetlenegy szántó miatt, ahol egy szélvédett helyen a napraforgó virágzásakor rengeteg egyedét fogtak a csapdák. Az abundancia a gyepesítések korának előrehaladtával nem szignifikáns mértékben, de csökkenő tendenciát mutatott (**21.D ábra**, log-transzformált adatok, $F_{5,15} = 1.424$, $p = 0.272$).

A futóbogarak fajszáma a gyepesítést követő első évben jelentősen megnőtt a szántókhoz képest, majd szignifikánsan csökkent a második évre és már a harmadik évben beállt a természetes gyepre jellemző értékekre (**21.E ábra**, log-transzformált adatok, $F_{5,56} = 14.598$, $p < 0.001$). A futóbogarak abundanciájában nagyon hasonló tendenciát tapasztaltunk, mivel az egyedszám megkétszereződött az első évre, majd a szántók szintje alá, a természetes gyepre jellemző értékekre csökkent (**21.F ábra**, log-transzformált adatok, $F_{5,56} = 20.241$, $p < 0.001$). Ezen tendenciák oka az lehet, hogy az első évben jellemző gyomtakaró jelentős strukturális komplexitást, sok apró búvóhelyet és ragadozási lehetőséget biztosított a futóbogarak szántókhoz és gyepkehez kötődő fajai számára is. A gyomtakaró visszaszorulásával, az évelő fűfajok dominanciájának kialakulásával az élőhelyi strukturális komplexitás csökkent, mely kapcsolatban lehet a futóbogarak faj- és egyedszámának csökkenésével.



21. ábra. A fajszám (bal oldal) és az abundancia (jobb oldal) változásai négy izeltlábú csoportban a szántóktól a különböző korú gyepesítésekén át a természetes gyepékig tartó másodlagos szukcesszió során. Az oszlopok átlagokat, a hibasávok S.E.-t jelentenek. A különböző kisbetűkkel jelölt élőhelytípusok között szignifikáns különbség van (Tukey HSD teszt, $p < 0.05$).

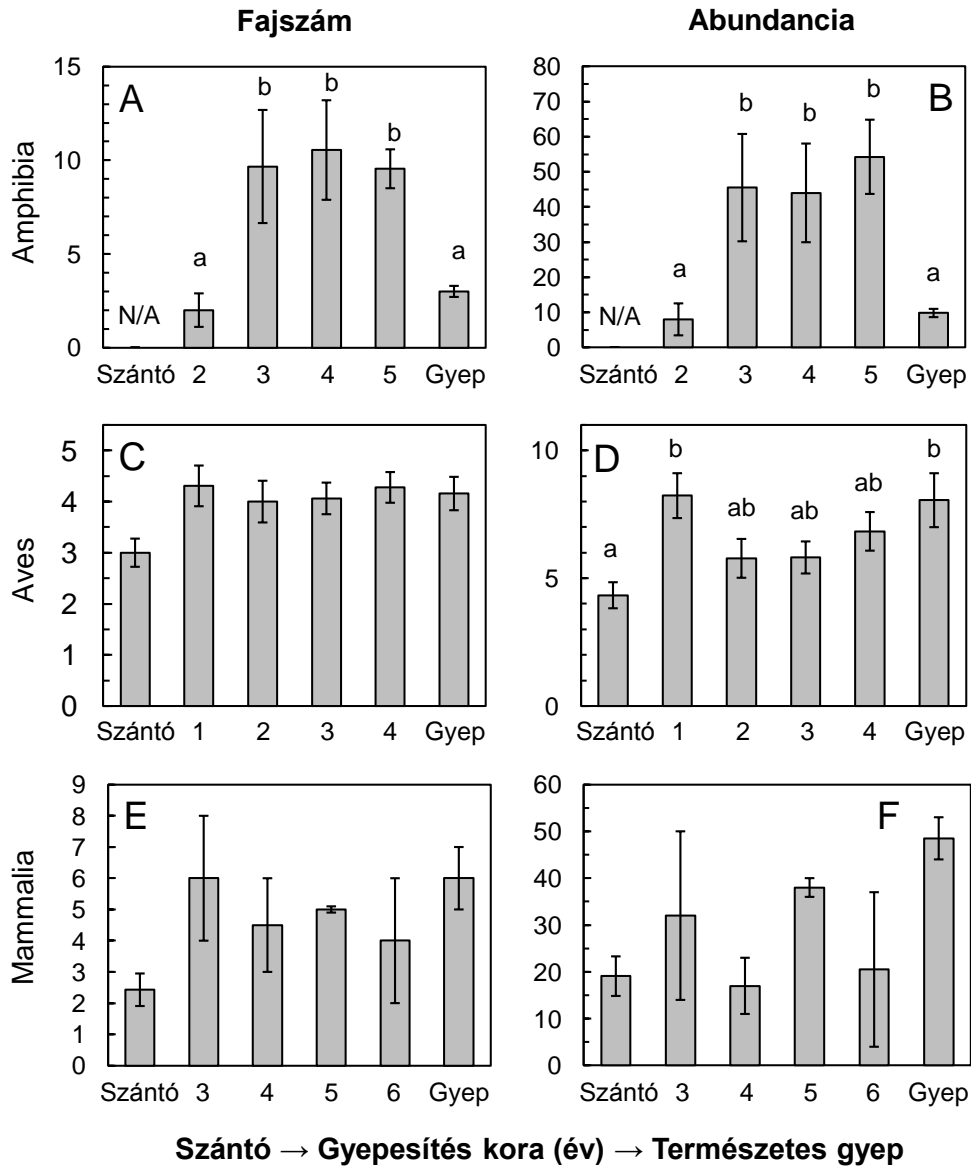
A pókok fajsza ma gyengén fluktuált, de nem változott szignifiká ns mértékben a szántókhoz képest vagy a gyepesítés óta eltelt idővel (**21.G ábra**, $F_{5,66} = 0.972$, $p = 0.442$). A pókok abundanciája azonban a futóbogarakéhoz hasonlóan a gyepesítés utáni első évben volt maximális (mintegy kétszerese volt a szántókra jellemző értékeknek), majd utána fokozatosan csökkent és a negyedik évre beállt a természetes gyepek szintjére (**21.H ábra**, $F_{5,66} = 11.745$, $p < 0.001$). Az abundancia visszaesése azonban jóval kisebb mértékű volt (átlag 200-250 egyed/mintavételi hely értékekről 50-100 közötti értékekre), mint a futóbogarak esetén (450-500 közötti értékről 50 alá).

A 2010-es extrém nedves és hűvös nyarú évben a kétél tűek fajsza ma és abundanciája is magasabb volt a két évnél idősebb gyepesítéseken, mint fiatalabb gyepesítéseken vagy a természetes gyepekben (szántókról ezen csoport esetén nincs adatunk) (**22.A-B ábra**, fajsza m: $F_{4,75} = 12.538$, $p < 0.001$; abundancia: $F_{4,75} = 11.800$, $p < 0.001$). Ennek oka elsődlegesen az volt, hogy a gyepesített területeken 2010-ben leggyakrabban előforduló faj, a dunai gőte (*Triturus dobrogicus*) abundanciája a legrégebben (2005-ben) gyepesített területeken volt a legmagasabb, melyeket sorrendben követték a 2006-ban, majd a 2007-ben gyepesített területek és a legalacsonyabb abundanciát a két éves, 2008-as gyepesítéseken tapasztaltuk.

A madarak fajsza ma a szántókhoz képest kicsiny, de szignifiká ns mértékben nőtt a gyepesítéseken és a természetes gyepekhez hasonlóvá vált (**22.C ábra**, $F_{5,93} = 2.909$, $p = 0.017$). A madarak abundanciája a gyepesítést követő évben szignifiká nsan nőtt a szántókhoz képest és ugyancsak ebben az évben volt a legmagasabb és egyúttal a természetes gyepek madár-abundanciájához mérhető, míg a kettő-négy éves gyepesítéseken az abundancia ennél alacsonyabb volt (**22.D ábra**, log-transzformált adatok, $F_{5,93} = 4.096$, $p = 0.002$). Az első év után tehát a madarak abundanciája a gyepesítéseken magasabb volt, mint a szántókon, de alacsonyabb, mint a természetes gyepeken, és ezen szélső értékektől nem tért el szignifiká nsan (míg a természetes gyepek a szántók között igen).

A kisemlősök fajsza ma és abundanciája több mint kétszer akkora volt a természetes gyepekben, mint a szántókon, ám e különbség csak a fajsza m esetén és csak marginálisan volt szignifiká ns a hat élőhelytípus összehasonlításánál (**22.E-F ábra**, fajsza m: $F_{5,18} = 2.404$, $p = 0.078$; abundancia: $F_{5,18} = 1.721$, $p = 0.181$). A különbség hiányát magyarázhatja az, hogy a kisemlősök (cickányok, egerek, pockok) fajsza ma és abundanciája is erőteljesen fluktuált a gyepesített területeken. Ennek egyik oka lehetett, hogy élőhelytípusonként

mindössze két ismétléssel tudtuk vizsgálni a kisemlősöket. A fluktuáció másik oka a kisemlős-fajokra oly jellemző természetes állományméret-ingadozás, melyet az időjárás, a ragadozók száma, aktivitása és az évek közötti gradációs mintázatok is befolyásolhatnak.



22. ábra. A fajszám (bal oldal) és az abundancia (jobb oldal) változásai három gerinces csoportban a szántóktól a különböző korú gyepesítéseken át a természetes gyepékig tartó másodlagos szukcesszió során. Az oszlopok átlagokat, a hibasávok S.E.-t jelentenek. A különböző kisbetűkkel jelölt élőhelytípusok között szignifikáns különbség van (Tukey HSD teszt, $p < 0.05$).

3.9.2. Értékelés

Vizsgálatunk azt mutatta, hogy az állategyüttesek gyeprekonstrukciót követő válaszaival jóval változatosabbak voltak, mint azt kiindulási hipotézisünk alapján vártuk volna. A fajszám és az abundancia várt növekedését a hétből három csoportnál, az egyenesszárnyúaknál, kétéltűeknél és madaraknál sikerült megerősíteni. A kisemlősök esetén növekedő, de nem (abundancia) vagy csak marginálisan szignifikáns (fajszám) tendenciát, míg a méhek esetén hasonló módon nem szignifikáns, de csökkenő tendenciát tapasztaltunk mind a fajszámban, mind az abundanciában. Szignifikáns, erős csökkenést a futóbogarak fajszáma és abundanciája, valamint a pókok abundanciája mutatott az első évben tapasztalt maximumot követően. Végezetül, nem volt jelentős változás a pókok fajszámában.

A változatos válaszok arra utalnak, hogy a különböző állatcsoportok nem egyformán reagálnak a rekonstrukcióra és a válasz irányát és mértékét az állatcsoport életmenet-tulajdonságai, trofikus helyzete és élőhelyspecialista sajátságai egyaránt befolyásolhatják (Funk et al. 2008). A fajszám és abundancia növekedés a hétből három csoport esetén mindenesetre biztató a rekonstrukció jövőbeli kilátásait illetően.

A talált trendek jó része magyarázható a vegetáció poszt-rekonstrukciós változásaival. A kezdeti magas borítású gyomtakaró diverz együttesek kialakulását tette lehetővé a futóbogarak és a pókok esetén. E két csoport fajainak túlnyomó része ragadozó életmódot folytat, melyeknek a strukturálisan rendkívül tagolt növényzet kitűnő táplálékszerzési (vadászati) lehetőségeket biztosít. Több kutató (pl. Brose 2003, Koivula 2011) szerint is a ragadozó életmódú futóbogarak számára a növényzet strukturális jellegzetességei, azaz több árnyék, magasabb páratartalom, több búvóhely a komplex mikro-környezetben fontosabbak, mint annak kompozicionális viszonyai (pl. taxonómiai fajgazdagsága). A rekonstrukció utáni második évtől megfigyelhető volt az évelő fűfélék magas dominanciájának kialakulása, mely az élőhelyek strukturális leegyszerűsödését is jelentette egyúttal. Mivel mindkét csoportnál ismert az élőhelyi strukturáltság és a faji diverzitás pozitív összefüggése (Halaj et al. 1998, Langellotto and Denno 2004), a strukturális homogenizálódás mind a futóbogarak, mind pedig a pókok mint ragadozók táplálékszerzési sikerességét negatívan érinthette.

A fűnemű dominancia kialakulása ugyanakkor előnyösen érinthette a főként ezen növényekkel táplálkozó herbivor csoportokat (Mortimer et al. 1998, Craig et al. 1999). Az egyenesszárnyúak fajszámának és abundanciájának növekedése a szántókhoz képest például

magyarázható azzal, hogy a természetes gyephez a fűnemű dominanciában és fajösszetételben egyre inkább hasonlító gyepesítések egyre jobb életfeltételeket, főként valószínűleg magasabb táplálkozási sikerességet biztosítottak az egyenesszárnyúak számára. Az egyenesszárnyúak több vizsgálat szerint is inkább a növényzet kompozíciójával mintsem annak struktúrájával mutatnak pozitív korrelációt (Perner et al. 2005). A botanikai vizsgálatok eredménye utalt arra, hogy az egyes területeken többféle szukcessziós útvonal indulhatott el a rekonstrukciót követően (Lengyel et al. 2012), mely alapvetően a gyepvegetáció kompozíciójának a növekedését jelenti. Az egyenesszárnyúak fajszerkezetének és abundanciájának növekedése kapcsolatban lehet ezzel a folyamattal.

A fűnemű dominancia kialakulása azonban ellentétes hatást válthatott ki a növénysspecialista csoportokban, mint például a méhekben. A még gyomokban (virágos kétszikűekben) gazdag második évben a méhek fajszerkezetének és abundanciájának is magasabb volt, mint a későbbi években, mely arra utalt, hogy a fűnemű dominancia kialakulása negatívan érintette ezt a csoportot. Kézenfekvőnek tűnik az a magyarázat, hogy a kétszikű gyomokban és egyéb virágokban gazdag első és második éves gyepesítések számos tranziens méhfajt vonzottak, melyek azonban a fűnemű dominancia kialakulásával eltűntek és a gyepesítéseken csak a szikes illetve löszpusztagyepre jellemző méhfajok maradtak meg. Részletesebb eredményeink (Szabó in press) megerősítik ezt az elképzelést. Szükséges hangsúlyozni azonban, hogy a fentiek mind csak egy lehetséges magyarázat a megfigyelt tendenciákra, és további, részletesebb vizsgálatokat igényel annak a kérdésnek a megválaszolása, hogy a rekonstruált gyep mely tulajdonsága vagy tulajdonságcsoportja volt közvetlenül felelős a megfigyelt változatos válaszokért az egyes állatcsoportok esetén.

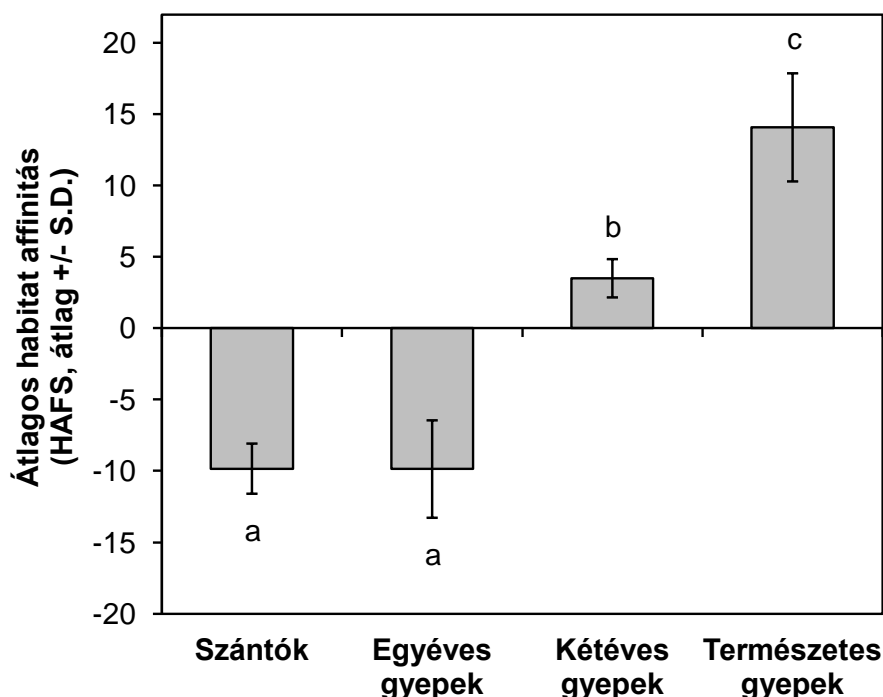
Az eredmények azt is mutatják, hogy a fajszerkezet és az abundancia nem a legjobb mérők a folyamatoknak, pl. nem tesznek különbséget a konzervációs szempontból fontos, ritka, élőhelysspecialista és a mindenütt gyakori generalista fajok között (Ruiz-Jaen and Aide 2005). Mindezek miatt részletesebb, az egyes fajokat fontosságukat tekintve is értékelő módszerekre van szükség a rekonstrukció sikerességének teljes körű megítéléséhez. Ilyen kutatásra szolgál például a 10. Vizsgálat.

3.10. A GYEPREKONSTRUKCIÓ HATÁSAI NÉGY KIEMELT ÍZELTLÁBÚ CSOPORTRA

3.10.1. Eredmények

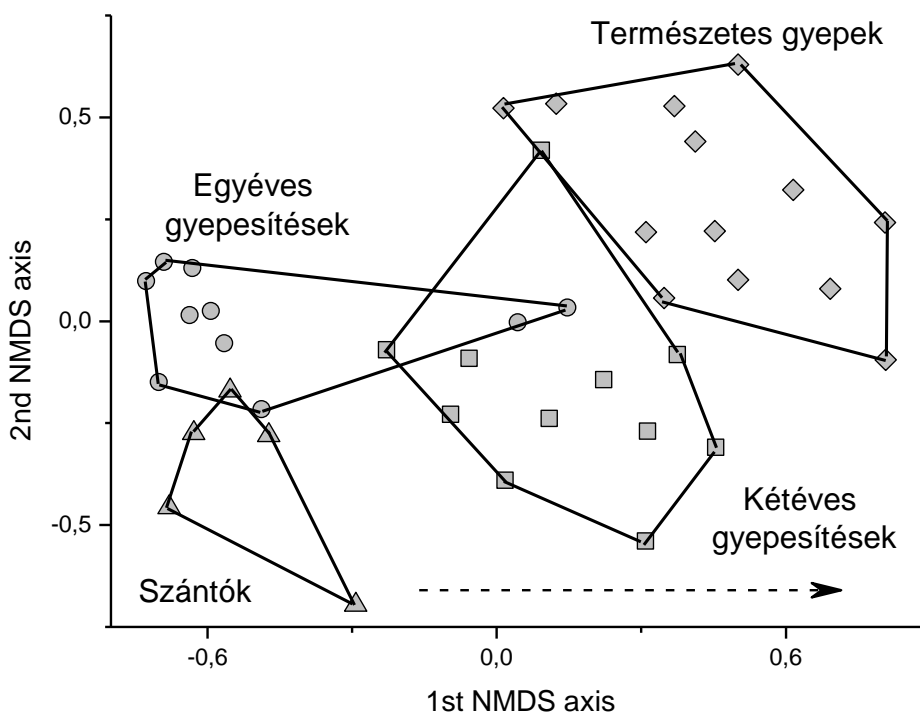
Összesen 341 faj 17 199 egyedét gyűjtöttük a talajcsapdás és fűhálós mintavételek során. A legtöbb faj és egyed poloska volt (96 faj, 7424 egyed), ezt a növényzetlakó pókok (82, 1498), a futóbogarak (67, 6305) és a talajlakó pókok (66, 1492) követték. Egyenesszárnyúakból 30 fajt és 480 egyedét gyűjtöttünk.

Az átlagos fajszám nem különbözött a négy élőhelytípusban ($F_{3,38} = 1.92$, $p > 0.05$). A habitat-affinitási index értékei viszont szignifikánsan különböztek az élőhelytípusok között (**23. ábra**). A legmagasabb értéket a természetes gyepesek esetén kaptuk, míg a legalacsonyabbat a szántók esetén. Az egyéves gyepesek habitat-affinitási értékeinek átlaga nem különbözött a szántókétól, míg a kétéves gyepesek szignifikánsan különböztek a szántóktól és egyéves gyepesektől valamint a természetes gyepesektől is, mintegy köztes helyet foglaltak el (**23. ábra**). Külön a specificitás és külön a fidelitás alapján számolt habitat affinitási indexek hasonló (szántó=egyéves gyep < kétéves gyep < természetes gyep) és ugyancsak szignifikáns mintázatot mutattak, ám a különbségek a specificitással számolt index esetén voltak a legszembetűnőbbek.



23. ábra. A habitat affinitási index fidelitás és specificitás alapján számolt értékei a négy vizsgált élőhelytípusban. Egyutas ANOVA, $F_{3,35} = 123.14$, $p < 0.001$; az eltérő betűvel jelölt csoportok szignifikánsan (Tukey-teszt, $p < 0.05$) különböznek.

A nem-metrikus multidimenziós skálázással készült ordináció eredményei azt mutatták, hogy a fajkészlet jelentősen változott az élőhelytípusok között (**24. ábra**). Az ízeltlábú együttesek összetétele idővel fokozatosan közeledett és egyre hasonlóbba vált a természetes gyepék fajkészletéhez (**24. ábra**). Az egyéves gyepékre zavarástűrő generalista fajok (*Dictyna arundinacea*, *Pardosa agrestis* - Araneae; *Trigonotylus ruficornis* - Heteroptera; *Chorthippus biguttulus* - Orthoptera; *Pseudoophonus rufipes* - Carabidae) voltak jellemzőek. Az egyéves és kétéves gyepék között látványos változás történt a fajkészletben, hiszen több, a természetes gyepékre jellemző faj jelent meg, pl. *Nesticus cellulans*, *Titanoeca veteranica* (Araneae); *Chorosoma schillingi* (Heteroptera); *Euchorthippus pulvinatus* (Orthoptera); *Amara fulvipes* (Carabidae). A kétéves gyepékre ezért változásban levő fajkészlet és egyre több, a természetes gyepékben tipikus faj előfordulása volt jellemző.



24. ábra. A fajösszetétel változása a négy vizsgált élőhelytípusban négy ízeltlábú csoport (egyenesszárnyúak, futóbogarak, pókok, poloskák) adatai alapján. Nem-metrikus multidimenziós skálázás Bray-Curtis távolság, Ward fúziós módszer alapján. A természetes gyepék szolgálnak referenciaként.

3.10.2. Értékelés

Az itt bemutatott eredmények nagy része jól illeszkedik a vegetáció poszt-rekonstrukciós változásaihoz. A gyeprekonstrukció utáni első évben az egyéves gyomok dominanciája volt jellemző (Van der Putten et al. 2000, Pywell et al. 2002), melynek facilitációs hatása révén a második évre stabil gyepborítás, a fűneműek dominanciája alakult ki (Török et al. 2010). Eredményeink szerint az ízeltlábú együttesek markáns változással jelezték az első és a második év közötti vegetációs változásokat. A habitat-affinitási index értékei azt mutatták, hogy a természetes gyepekre jellemző specialista fajok abundanciája fokozatosan nőtt a szántóktól az egyéves és kétéves gyepkéig. A többváltozós NMDS elemzés eredményei szerint a kétéves gyep fajokészlete megközelítette a természetes gyepekre jellemző fajokészletet. Ezen kedvező változásokat a korábbi vizsgálatok (Mortimer et al. 2002, Purtauf et al. 2004) alapján jóval később vártuk. A gyors változások egyik lehetséges magyarázata, hogy az általunk vizsgált gyepesítések nagy része lucernából indult ki. A lucernával vetett szántókat rendszerint 3-4 évig kaszálják és nem bolygatják szántással évente, mely kedvező feltételeket biztosított a természetes gyepekre jellemző fajok kis állományainak fennmaradásához (Shepherd and Debinski 2005). Eredményeink alátámasztják azt a hipotézist, hogy a lucernában menedéket találó specialista fajok az évelő gyeptakaró második évben megfigyelt kialakulását jelentős abundancia-növekedéssel követhették.

A kimutatott változások azonban azért is érdekesek, mert a vártnál jóval gyorsabbak voltak. Korábbi restaurációs vizsgálatok szerint gyakran több mint egy évtizednek kell eltelnie ahhoz, hogy a referenciaként szolgáló ökológiai rendszer állapotát elérjük. Ez a folyamat különösen lassú a száraz gyepekben (Stadler et al. 2007), mint amilyen az általunk vizsgált rekonstrukció célja is volt. A vizsgálatunkban megfigyelt változások gyorsaságát az magyarázhatja, hogy a rekonstruált gyep lucernaszántóként is jelentős fajoknak adhattak otthont és közel voltak propagulumforrásként funkcionáló természetes gyepkehez.

Érdekes módon az összes fajgazdagság nem változott, azaz kevésbé volt alkalmas a bekövetkező változások kimutatására, mint a habitat-affinitási index. Az ízeltlábú együttesek fajokészlete a generalista fajok visszaszorulása és a specialista fajok abundancia-növekedése miatt változott. Ezen eredmények alátámasztják azt az elképzelést, hogy a fajgazdagság önmagában nem, de a fajösszetétel valamilyen jellemzőjének integrálásával alkalmas a gyep szukcessziójának nyomon követésére (Perner and Malt 2003, Purtauf et al. 2004). Eredményeink azt is mutatják, hogy a habitat-affinitási indexek alkalmasak ilyen

integrálásra, hiszen figyelembe veszik a fajok identitását és a célgyepekben előfordulási viszonyaik alapján a fajok fidelitását és specificitását is. A ritkán használt habitat-affinitási indexek eredményeink alapján jó lehetőséget adnak a rekonstrukció sikerességének objektív mérésére (Magura et al. 2006).

Vizsgálatunkban a habitat affinitási értékek növekedése és a fajösszetétel változásai azt mutatták, hogy az együttesek a generalista fajok visszaszorulásával és a célgyepekre jellemző fajok megjelenésével és növekedésével reagáltak a gyeprekonstrukció utáni növényzeti változásokra. A megfigyelt változások a vizsgált négy együttes természetességének növekedésére utaltak. Habár a restauráció hosszú távú folyamat és további monitorozásra van szükség végleges következtetések levonásához, vizsgálatunk példával szolgál arra, hogy megfelelő adottságok esetén a néhány fajjal történő magvetés nem csak a növényzet, hanem az állategyüttesek szintjén is a vártnál gyorsabb regenerációt indíthat el.

3.11. AZ ÉLŐHELY-MONITOROZÁS HELYZETE EURÓPÁBAN

3.11.1. Eredmények

Az élőhely-monitorozó programok – a fajokat vizsgáló programokkal szemben – viszonylag újak a biodiverzitás monitorozásában. Habár néhány program (pl. SISPALES program Spanyolországban, a Countryside Survey Nagy-Britanniában) az 1960-as években már megindult, a programok 90%-a 1992, az EU Élőhelyvédelmi Irányelvének elfogadása után kezdődött. A legtöbb (41%) program (n = 148 ismert motivációjú program) ösztönzője az Élőhelyvédelmi Irányelv volt, melyet az élőhely-helyreállítás és kezelés (31%) valamint a tudományos érdeklődés (13%) követett. Viszonylag kevés program indult nemzeti jogszabályok alapján (7%), más nemzetközi egyezmény alapján (5%) vagy egyéb okok miatt (3%). Az élőhely-monitorozó programok fő finanszírozója az EU (49%, n = 130 ismert finanszírozású program) vagy a nemzeti kormányzat (35%) volt, a regionális (8%), magán (4%), tudományos pályázat (3%) vagy egyéb források (1%) ritkábbak voltak.

Annak ellenére, hogy az EU mind a jogi háttér, mind pedig a finanszírozás szempontjából alapvető fontosságú volt a programok elindításában, a programok kevesebb mint 3%-a volt európai vagy nemzetközi (több országra kiterjedő) léptékű. A legtöbb program lokális (55%), regionális (24%) vagy országos (18%) léptékű volt. Több mint 15

programról volt információnk Spanyolországból, Görögországból, Nagy-Britanniából és Lengyelországból, míg 5 és 15 közötti program szerepelt az adatbázisban Franciaországból, Magyarországból és Németországból. A többi ország (n = 12) három vagy kevesebb programmal képviseltette magát.

A programok nagy része (61%) teljes mértékben, míg további 34%-a részben védett területeken folyt. Mindössze a programok 5%-a folyt nem védett területeken. Mivel a védett területek területi aránya az országok között 1% és 31% között változik (United Nations Environment Programme - World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC) 2004), adataink szerint nyilvánvaló, hogy az élőhely-monitorozás alapvetően a védett területekhez kötődik. A monitorozott élőhelytípusok száma 1-től 116-ig terjedt, habár a programok 44%-ában csak egy élőhelytípust vizsgáltak. A leggyakrabban vizsgált élőhelytípusok az erdők (28%), a tengeri élőhelyek (16%), füves területek (14%) és tengerparti élőhelyek (13%) voltak. Kevésbé gyakori a folyók és vizes területek (8%), a lápok (8%), a fenyérek és bokrosok (7%), illetve a barlangok, szántóföldek és komplex élőhelytípusok (mind 5% alatt) monitorozása.

A programok nagy része a koordinátorok által adott információk alapján használ valamilyen kísérletes megközelítést. A kísérleti elrendezések alkalmazása különösen gyakori (64%) volt az élőhelyrestaurációk és kezelések hatását vizsgáló programokban (n = 45).

A monitorozott terület mérete nagy szórást mutatott (S.D. 93 km², min.-max.: 1 - 550 000 km²), átlaga 27 km² volt. A térbeli változásokat (pl. egyes élőhelytípusok kiterjedésének változása) csak a programok 45%-ában követték nyomon (n = 149 programból), 30% terepi (élőhelyi vagy vegetációs) térképezést, míg 15% távérzékelési módszereket (légi vagy űrfotók interpretálása) alkalmazva. A monitorozás átlagosan 56 ± S.D. 93.5 mintavételi helyen zajlott és átlagosan 39 ± 116.4 mintát gyűjtöttek rajtuk.

A legtöbb programban minden évben történik mintavétel (56%, n = 77 program megfelelő információval), míg a programok 32%-ában ötévente vagy annál ritkábban rögzítik az élőhelyek állapotát. A mintavétel általában évente egyszer (47%), kétszer (19%) vagy háromszor (15%) történik, az ennél gyakoribb mintavétel viszonylag ritka (19%).

Annak ellenére, hogy a koordinátorok szerint sok program alkalmazott kísérletes megközelítést, mindössze 14%-uk használt fejlett statisztikai módszereket (általános lineáris, additív vagy kevert modellek, idősorozat-elemzések) az adatok elemzésére. Négy százalék használt lineáris regressziót a trendek kimutatására, míg 18% csak leíró statisztikát vagy

grafikonokat használt. „Egyéb statisztika” került megjelölésre a programok felénél, az adatfeldolgozást más intézmény végezte 11%-nál és semmiféle elemzés nem volt a programok 3%-ánál.

A koordinátorok információi alapján a programok jelentős része képes további információk (környezeti paraméterek, élőhelyminőség és a változások okozóiként szereplő tényezők) vizsgálatára (n = 315 többszörös választási lehetőség alapján). A környezeti paramétereket a programok felében, míg az élőhelyminőséget a programok 91%-ában követik nyomon. Az élőhelyminőséget jellemző információk közül a leggyakrabban a fajösszetételt vizsgálják (28%), melyet szorosan követ az indikátor, kulcs-, ernyő- ill. tipikus fajok monitorozása (24%). Az élőhelyek szerkezeti változásait a programok 18%-a, a fizikai-kémiai környezet változásait a programok 15%-a és a fragmentációt a programok 14%-a használta élőhelyminőséget jelző indikátorként.

A programok nagy többsége (86%) a koordinátorok bevallása szerint képes az élőhelyi szintű változások okainak azonosítására. A leggyakrabban vizsgált ok a földhasználat változása volt (említve az esetek 35%-ában), azon belül is az aktív élőhelykezelés (leggyakrabban a legeltetés hatása). A változások további vizsgált okai a fragmentáció (19%), a szennyezések (16%), az invazív fajok térhódítása és a szukcesszió (9-9%), a katasztrófák (8%) és a klímaváltozás (5%) voltak.

A monitorozásban résztvevő személyek száma és munkaidőigénye nagy változatosságot mutatott a programok között (**9. táblázat**). A változatosság oka néhány nagyszabású program volt (pl. két programban 1000 ill. 2000 személy-munkanap volt a mintavételre, míg két másik programban 8800 ill. 10 000 személynap volt az összes munkaigény). A mintavétel általában csak az összes idő 11%-át tette ki (58/528 személy-munkanap, **9. táblázat**), mely azt mutatta, hogy az élőhely-monitorozás jelentős adatfeldolgozási és elemzési időigénnyel jár. További érdekessége az élőhely-monitorozó programoknak – a fajok monitorozásával szemben –, hogy önkéntesek csak a programok 33%-ában (összes n = 63) vettek részt és a programokban dolgozók jelentős része (85%-a) professzionális résztvevő volt (**9. táblázat**). Ennek lehetséges magyarázata, hogy az élőhely-monitorozás gyakran igényel különleges képzettséget (pl. számos faj megbízható határozása, élőhely- és vegetációtérképezési, térinformatikai ismeretek, távérzékeléssel kapott információk bonyolult algoritmusokkal történő feldolgozása stb.). Ugyancsak alátámasztotta

ezt az a koordinátorok által megadott információ, miszerint a programok 81%-a igényelte a résztvevők továbbképzését vagy szakemberek bevonását (n = 149).

9. táblázat. Az EuMon adatbázisban szereplő élőhely-monitorozási programokban résztvevő személyek száma és a programok egy évre számolt munkaidőigénye.

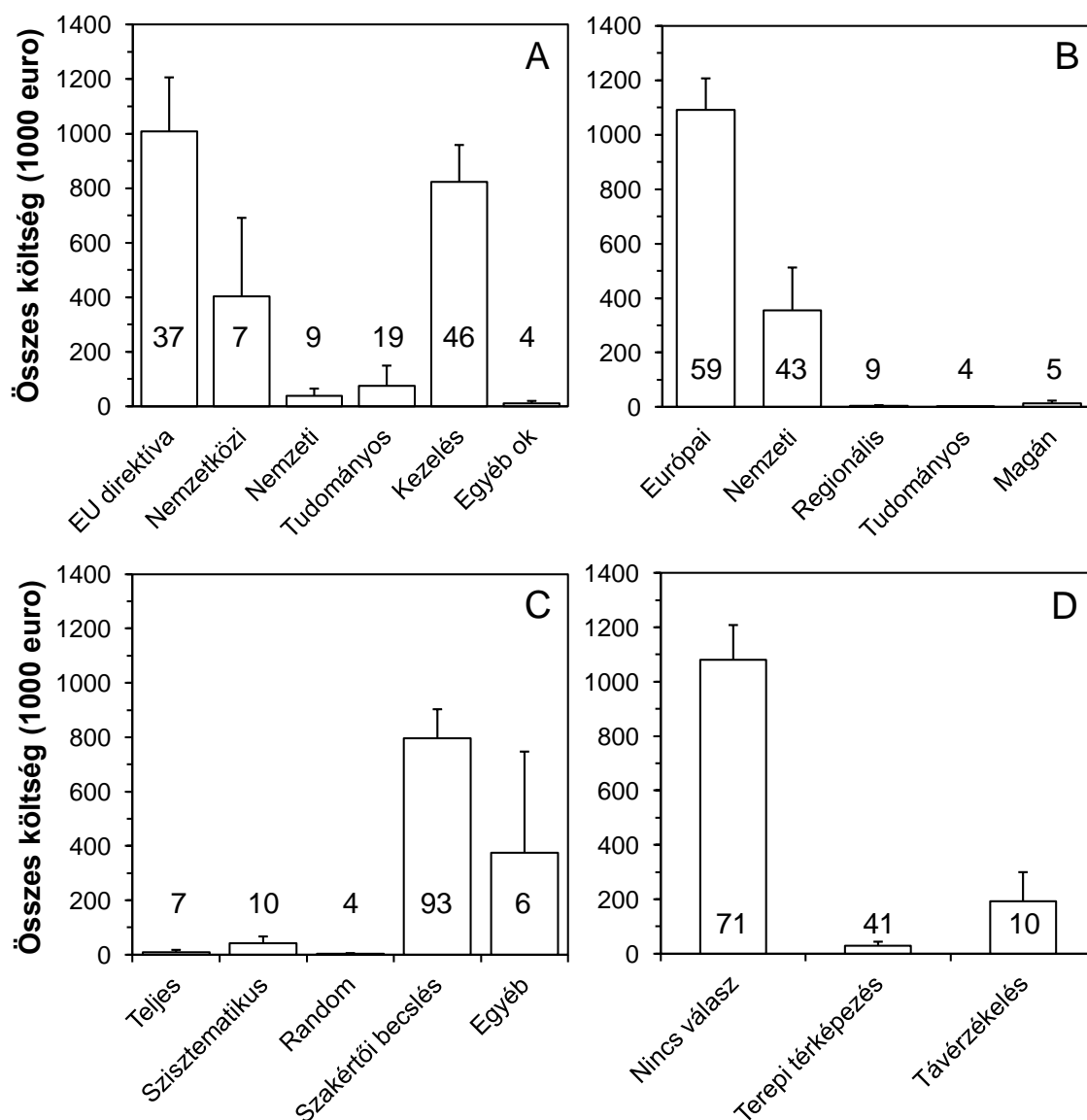
Változó	Átlag ± S.D.	Min - max	n
Professzionális személyek száma	25 ± 82.2	0 - 600	63
Önkéntesek száma	4 ± 19.5	0 - 150	63
Összes személy száma	29 ± 88.3	1 - 640	63
A mintavételre szánt személynapok száma	58 ± 290.8	0.1 - 2000	58
Összes személynap száma	528 ± 1802.2	1 - 10 000	53

Az EuMon adatbázisban szereplő, megfelelő információval rendelkező 122 program összes becsült költsége megközelítette a 80 millió eurót évente (79 768 744 euro), azaz az évi átlagos költség 653 842 euro (2012. szeptemberi árfolyamon számolva kb. 183 millió Ft) volt programonként. Mindkét becslés azonban alulbecslés, mivel a 122 program 57%-ánál csak az anyagok/eszközök költsége szerepelt és nem volt információnk a személyi költségek becslésére.

Az összes becsült költség (személyi + anyag/eszköz) az EU direktívák és más nemzetközi egyezmények alapján és az élőhelyrestaurációk/kezelések nyomon követésére indított programokban volt a legmagasabb (**25.A ábra**, Kruskal-Wallis $H_5 = 21.843$, $p = 0.001$). Ezzel valószínűleg összefügg, hogy a főként európai és a nemzeti forrásokból finanszírozott programoknak jóval magasabb volt a becsült összes költsége, mint a regionális forrásokból, tudományos pályázatokból vagy magán forrásokból finanszírozott programoknak (**25.B ábra**, Kruskal-Wallis $H_4 = 48.965$, $p < 0.001$).

Érdekes módon a becsült összes költség fordított arányban állt a monitorozás módszertani fejlettségével. A költségek szignifikánsan alacsonyabbak voltak azon programoknál, melyek objektív mintavételhely-kijelölési szabályokat (teljes, szisztematikus vagy random) alkalmaztak, mint azoknál, melyek ilyen szabályokat nem alkalmaztak (**25.C ábra**, Kruskal-Wallis $H_4 = 14.899$, $p = 0.005$). A költségek ugyancsak szignifikánsan alacsonyabbak voltak azon programoknál, melyek térképezéssel vagy távérzékeléssel dokumentálták az élőhelyek területi változásait, mint azoknál, amelyek nem dokumentálták ezeket a változásokat (**25.D ábra**, Kruskal-Wallis $H_2 = 46.057$, $p < 0.001$).

A programok összes becsült költségében nem volt különbség aszerint, hogy milyen földrajzi léptéken zajlottak, használtak-e kísérleti elrendezést vagy milyen típusú adatot gyűjtöttek (csak a fajok prezenciája/abszenciája vagy a fajok abundanciája is) (Kruskal-Wallis tesztek, n.s.). Ugyancsak nem volt összefüggés az összes becsült költség és a mintavételi erőfeszítés (mintavételi helyek száma, minták száma, mintavétel évek közötti és éven belüli gyakorisága) vagy a területi kiterjedés (monitorozott terület nagysága, monitorozott élőhelyek száma) között (Spearman rang-korrelációk, n.s.).



25. ábra. Az EuMon adatbázisban szereplő élőhely-monitorozó programok összes becsült költsége (átlag \pm S.E.) az indítás oka (motivációja) szerint (A), a fő finanszírozó forrás szerint (B), a mintavételi helyek kiválasztásának módja szerint (C) és a térbeli változások nyomán követésre alkalmazott módszerek szerint (D). Mintaszámok az oszlopok alján.

3.11.2. Értékelés

Vizsgálatunk több ígéretes és több aggodalomra okot adó tendenciát mutatott ki. Eredményeink szerint az európai biodiverzitás-védelmi politika (főként az 1992-ben elfogadott Élőhelyvédelmi Irányelv) jelentős szerepet játszott az élőhely-monitorozás kiteljesedésében. Az európai intézmények ugyancsak fontosak a programok finanszírozásában, hiszen a programok mindössze egyharmad részénél jelölték meg a koordinátorok a nemzeti forrásokat mint a legfontosabb finanszírozót. A legtöbb program védett területeken zajlik, melyek vagy az intakt, vagy a természetvédelmi szempontok alapján restaurált és kezelt területeket ill. az európai szinten fontos élőhelytípusokat ölelik fel.

Vizsgálatunk több ígéretes tendenciára hívja fel a figyelmet. A legtöbb program mind az élőhelyek területi változásait, mind pedig minőségi változásait (pl. fajösszetételét) nyomon követi. A legtöbb esetben nem csak a fajok jelenlétét és hiányát, hanem állományának nagyságát (abundanciáját) is számszerűsítik. Ugyancsak bevett gyakorlat (a programok felében) a kitüntetett jelentőségű (pl. indikátor, ernyő vagy kulcs) fajok állományainak felmérése. Számos program méri a legfontosabb élőhelyi és környezeti háttérváltozókat, próbál következtetni az élőhelyi változások okaira és alkalmaz kísérletes megközelítést.

Mindezen ígéretes sajátságok ellenére számos gyengeségre is fény derült. A programok több mint felében nem világos az adatok feldolgozásának és elemzésének módja, azaz hogyan „fordítják le” az adatokat a monitorozást végzők a döntéshozók és a széles közönség számára érthető tendenciákká és trendekké. Ennek oka lehet, hogy a programok nagy (és költségesebb) része nem használ a mintavételi elméletben megalapozott helykijelölést, helyette személyes szaktudásra hagyatkozik. A programok több mint fele nem dokumentálja az élőhelyek térbeli változásait sem térképezéssel, sem pedig távérzékeléssel, melyek a térbeli változatosság felmérésének elsődlegesen elfogadott módjai (Forman 1995, Turner et al. 2003). Ez kapcsolatban lehet azzal, hogy a legtöbb program lokális vagy regionális földrajzi léptéken működik és/vagy egy vagy kevés élőhelytípust vizsgál (Lengyel et al. 2008b). Az, hogy a térbeli dokumentációra vonatkozó kérdés esetén a legtöbb koordinátor nem jelölt meg választ, arra utal, hogy a koordinátorok vagy nem tudták eldönteni, hogy hogyan dokumentálják a térbeli változatosságot vagy nem gondolták ezt a

kérdést fontosnak. Ez a tendencia különösen aggasztó, hiszen a térbeli aspektus figyelembe vétele alapvetően fontos az élőhelyek kiterjedtségének, területének és fragmentációjának vizsgálatához, melyek a biodiverzitás-csökkenés egyik legfontosabb okát képezik (Groom et al. 2006). További furcsaság, hogy míg kísérleti elrendezést a programok 52%-ában alkalmaztak, a változások okainak azonosítására a koordinátorok szerint a programok 86%-a képes. Ez azért érdekes, mert a természettudományos, így az ökológiai vizsgálatokra is vonatkozó logikai felépítmény szerint kauzalitást szigorú értelemben véve csakis kísérletek alapján lehet megállapítani (Popper 1968, Underwood 1997). Mindezek miatt további vizsgálatokra van szükség annak kiderítésére, hogy hogyan lehet kauzalitást vizsgálni olyan monitorozó programokban, melyekben nem alkalmaznak kísérletes megközelítést.

Az élőhely-monitorozás becsült költségei meglepően magasnak bizonyultak (évi kb. 80 millió euró, programonként több mint 180 millió Ft). Meg kell azonban említeni, hogy az adatbázisban szereplő programok némelyike óriási földrajzi területen, akár 600 professzionális szakértő bevonásával, jelentős személyi vagy anyag/eszköz költségekkel folyik (pl. állandó mintavételi helyek és mintavevő felszerelések, utazási költségek, műholdas fényképfelvételek beszerzése, számítógép-kapacitás stb.). Igazán meglepőnek az az eredményünk számít, hogy az összes becsült költség szignifikánsan magasabb volt azon programok esetén, melyek nem használtak a mintavételi elméletben megalapozott helykijelölést vagy nem dokumentálták az élőhelyek térbeli változásait. A jó hír az, hogy e két hiányosság pótlása vélhetőleg nem okozna jelentős költségnövekedést a már amúgy is magas költségű, de nem megfelelően megtervezett programokban. Sőt, a mintavételi helyek tudományosan megalapozott kiválasztása és a térbeli dokumentálás bevezetése valószínűleg a költséghatékonyság növekedésével, a költségek csökkenésével járna a programok jelentős részénél.

Eredményeink és következtetéseink jelentős mértékben függenek az EuMon adatbázis teljességétől. A monitorozó programok korábbi katalógusaihoz viszonyítva becslésünk szerint 30-40 monitorozó program hiányzik az EuMon adatbázisból. A hiányzó programok nagy része globális, pán-európai vagy nemzetközi léptékű, és közülük sok az ún. „helyekhez kötött” (site-based) program, mint például a nemzetközi hosszútávú ökológiai kutatások (International Long-Term Ecological Research, ILTER) helyszínein zajló monitorozó programok. Eredményeink ezért elsősorban a nemzeti és az alatti léptékeken zajló élőhely-monitorozó programok tekintetében relevánsak, de az európai élőhely-monitorozó

programok fontos keresztmetszetének vizsgálatával lehetővé teszik néhány általános következtetés megfogalmazását is.

Általános következtetésünk, hogy habár az élőhely-monitorozás elterjedt és jelentősen fejlődött az elmúlt egy-két évtizedben, számos területen lehetséges és szükséges is az előrelépés. Vizsgálatunk megerősíti néhány korábbi, kvalitatív, nem konkrét meta-adatakon alapuló tanulmány (Di Stefano 2001, Yoccoz et al. 2001, Legg and Nagy 2006) kétségeit a biodiverzitás-monitorozás gyakorlatával kapcsolatban, például a hipotézis-tesztelés hiánya, a megfelelő statisztikai feldolgozás elégtelensége, a programok szétaprózodottsága és magas költségei területén. A továbblépési lehetőségek azonban számosak. A térbeli információk csökkenő beszerzési költségei (pl. Google Earth, műholdfotók, interpretált élőhely- és vegetációtérképek) valószínűleg tovább növelik az élőhelyek térbeli változásait dokumentálni képes programok arányát. A gyorsan és megbízhatóan használható biodiverzitás-indikátorok egyre nagyobb száma (Gregory et al. 2005, Mace et al. 2005, Pereira and Cooper 2006) lehetővé fogja tenni a monitorozó programok standardizálását. A sok elaprózott program integrálása nagyobb térbeli és időbeli léptékeken szintén fontos feladat, melyre vannak bátorító kezdeményezések és útmutatók (Henry et al. 2008, Lengyel et al. 2008b). Végül pedig az EU tagállamok Natura 2000-es élőhelyek és fajok monitorozásában fennálló kötelezettségei várhatóan további intenzív érdeklődést generálnak majd a biodiverzitás-monitorozás elméleti és gyakorlati kérdései iránt. Globális léptékben a Biológiai Sokféleségről szóló Egyezmény (Convention on Biological Diversity) által az aláíró országoktól megkövetelt adatszolgáltatási kötelezettség ('biodiversity clearinghouse mechanisms') valószínűleg hasonló hatást fog kiváltani.

Általános konklúzióink, hogy habár az élőhely-monitorozás kiteljesedett az 1990-es évek óta, legalább három területen szükséges a további fejlesztés. Az egyik legfontosabb továbblépési terület a térbelileg explicit információk gyűjtése, mely lehetőséget adna a monitorozás kiterjesztésére nagyobb területekre, több élőhelytípusra és nem védett területekre is. A térbeli aspektus beépítése ideális esetben a terepi térképezés és a távérzékelés megfelelő léptékű kombinációjával történhet, mely egyszerre teszi lehetővé a nagyobb területi lefedettséget (távérzékeléssel) és a részletesebb, kisebb léptéken megnyilvánuló változások rögzítését (térképezéssel). A második fontos fejlesztési terület a mintavételi elmélethez jobban illeszkedő mintavételi eljárások használata (mintavételi

helyek kijelölése, a szükséges mintavételi erőfeszítés becslése). Végül pedig a harmadik fontos terület a statisztikai elemzések szélesebb körű használata és komplexitásának növelése, mely különösen azon programoknál fontos, melyek kísérletes megközelítést is alkalmaznak a sokféleségre ható tényezők azonosítása érdekében. Mindezen fejlesztések elengedhetetlenek annak érdekében, hogy a jelentős költséggel gyűjtött adatok minél hatékonyabban váljanak a döntéshozók/politikusok és a szélesebb közvélemény számára felhasználható információkká.

3.12. AZ ÉLŐHELY-MONITOROZÁS INTEGRÁLÁSI LEHETŐSÉGEI

3.12.1. Eredmények

A biodiverzitás-monitorozás integrálásának egyszerűbb módja az egyes programokból nyert nyers vagy feldolgozott adatok ill. az adatokból származtatott információk (pl. trend-becslések) integrálása. A nyers adatok integrálásánál az adatok típusa, eredete (célzott v. holisztikus monitorozás), térbeli kiterjedése (vizsgált terület) és felbontása (pixelméret) a legfontosabb vizsgálandó kérdések. Speciális probléma a különböző térbeli léptéken gyűjtött adatok esetén az, hogy a kisebb skálán gyűjtött adatok mennyire lesznek reprezentatívak egy nagyobb skálán történő integrálás esetén. Ez a probléma napjainkban különösen fontos a Natura 2000 fajok és élőhelyek monitorozása során, ahol az egyes tagországokban külön módszerekkel, más és más alapsokaságra reprezentatív adatokat kell az EU szintjén összesíteni.

Az adatok integrálásánál több általános és több specifikus kérdés merülhet fel az adatokat szolgáltató monitorozó programok kompatibilitásával kapcsolatban. Az általános kérdések közül a legfontosabb az egyes programok pontossága (mind akkurátusság és mind precízió tekintetében), azaz mennyire megbízható a programok által szolgáltatott adat (pl. trend-becslés), mely a mintavételi terv és erőfeszítés kidolgozottságának függvénye. A specifikus kérdések közül a legfontosabbak az alkalmazott élőhelytipológia, a vizsgálat térbeli léptéke, az élőhelyek térbeli szerkezetének és minőségének mérési módja. Ezen kompatibilitási kritériumok azonban nem egyformán fontosak. Korábbi integrálási kísérletek tanulságai szerint a legtöbb gondot az élőhelytipológiai megfeleltetés okozza. Ennek egyik feloldási módja, ha szélesebb élőhelykategóriákat alkalmazunk, melybe „belefér” a két integrálandó élőhelytipológia, erre példa a korábban külön futó nagy-britanniai és az észak-

írországi Countryside Survey programok integrálása (Firbank et al. 2003). A másik mód a különböző interpretálási/megfeleltetési algoritmusok kifejlesztése és alkalmazása lehet, melyre példa a skandináv országok táj-monitorozó programjainak tematikus harmonizációja (Jansen 2004). Az adatok és származtatott információk integrálásának további szempontjait egy külön vizsgálatban (Henry et al. 2008) összegeztük.

Az elaprózott monitorozási tevékenységek integrálásának sokrétűbb, hosszú távon ígéretesebb és költséghatékonyabb módja maguknak a monitorozó programoknak az integrálása. A 2.11. fejezetben részletezett három szempont (térbeli aszpektus, térbeli változatosság dokumentálásának módja, élőhelytípusok lefedettsége) alapján az élőhely-monitorozó programokat hat osztályba lehet sorolni (**10. táblázat**). Az EuMon adatbázis szerint a legtöbb élőhely-monitorozó program (az összes program 45%-a, n = 146) a nem térbeli - holisztikus osztályba tartozik, míg a többi osztályt képviselő programokból kevesebb volt (**10. táblázat**).

10. táblázat. Az élőhely-monitorozó programok megoszlása a három alaptulajdonság által kijelölt hat alaptípusban az EuMon adatbázis szerint.

Térbeli aszpektus	Térbeli dokumentáció	Élőhelyi lefedettség	Programok száma
Térbeli (n = 63)	Terepi térképezés	Holisztikus	16
		Célzott	26
	Távérzékelés	Holisztikus	16
		Célzott	5
Nem térbeli (n = 83)	–	Holisztikus	66
	–	Célzott	17
Összesen:			146

Az élőhely-monitorozó programok integrációja elképzelhető az osztályokon belül és az osztályok között is. A térbeli programok integrációjában például négy osztályon belüli integrációs útvonal, míg hat osztályok közötti integrációs útvonal képzelhető el (**11. táblázat**).

11. táblázat. A négy, térbeli asztpektussal rendelkező program-osztály lehetséges integrációs kombinációi. A nyilak az osztályok közötti integrációt mutatják ($n = 6$), az osztályon belüli integráció ($n = 4$) nincs külön feltüntetve.

Szempont	Holisztikus	Célzott
Távérzékelés		
Terepi térképezés		

Az osztályon belüli integráció esetén a távérzékelésen alapuló holisztikus programok integrálása kecsegtet a siker legnagyobb esélyével (Nagendra 2001). Ezen programok egymásba több-kevesebb problémával átkonvertálható információval, nevezetesen a georeferált, távérzékeléssel rögzített és valamilyen algoritmus alapján interpretált térbeli információval rendelkeznek. Mindezek miatt a távérzékelésen alapuló, holisztikus programok szolgáltathatják egy pán-európai élőhely-monitorozó rendszer alapját. Az integrálás esélyeit befolyásoló legfontosabb követelmények a következők: (i) összemérhető mintavételi intenzitás térben és időben, (ii) hasonló vagy kompatibilis érzékelési, spektrális felbontás és az input képek hasonló készítési és interpretálási módja, (iii) a lépték vagy térbeli precízió hasonlósága (minimum térképezési egység a vektoros, cellaméret a raszteres adatformátumok esetén), (iv) hasonló akkurátusság (tematikus értelemben: korrekten azonosított élőhelytípusok aránya, térbeli értelemben: az élőhelytípusok lehatárolásának pontossága), (v) kompatibilis vetület és georeferálási mód, (vi) összehasonlítható élőhely-klasszifikáció.

Az adatok integrálására vonatkozó technikai jellegű tanácsok áttekintő tanulmányokban (Nagendra 2001, Duro et al. 2007) vagy kézikönyvekben (Lillesand et al. 2003) elérhetőek. Az integráció eredménye nagyobb területekre kiterjesztett térképek és a kombinált információk alapján számolt robusztusabb paraméter-bebecslések lesznek. Amennyiben az alap-programok adottságai miatt a közös kalibráció nehézkes vagy lehetetlen, a távérzékelés különböző protokolljaiból származó, de azonos módon kvantifikált információk kerülhetnek integrálásra, pl. normalizált differenciákon alapuló vegetációs index (NDVI) számítására (Pettorelli et al. 2005).

A *távérzékelésen alapuló célzott*, általában diszjunkt területeken folyó programok integrálásának előnye, hogy jelentősen nőhet a cél-élőhelyek monitorozottsági lefedettsége. Az integrálás a mintavételi eljárásokban levő nagyobb szórás miatt valamivel nehezebb, mint a távérzékelésen alapuló holisztikus programok esetén, ám több módszer is rendelkezésre áll (pl. élőhelyklasszifikáció egy magasabb szinten), melyekkel az információkat közös nevezőre lehet hozni. E típusú integráció esetén – a holisztikus programokkal ellentétben – különösen problematikus lehet az időbeli inkompatibilitás, pl. a cél-élőhelyek azonos interpretációjának lehetősége az időjárás következtében változó spektrális sajátosságok miatt. Ez a típusú integráció különösen alkalmas lehet diszjunkt, de hasonló élőhelytípusok, pl. alpin, magashegyi területek monitorozásának kiterjesztésére.

A *terepi térképezésen alapuló, holisztikus* programok gyakoriak, de általában nagyon eltérő földrajzi területeken kerülnek megvalósításra. Az élőhely vagy a vegetáció térképezésének kiterjedtsége a program fókuszával általában szorosan korrelál. Az integráció szempontjából figyelembe veendő legfontosabb követelmények: (i) a vizsgált terület valójában mintázott része és a mintavétel terv megalapozottsága, (ii) állandó mintavételi egységek (kvadrátok, transzektek) használata, (iii) a mintavételi erőfeszítés állandósága térben, időben és élőhelytípusokon át, (iv) az információszerzés módja a nem mintázott területeken (extrapoláció, térbeli eljárások stb.), (v) összemérhető precízió és hiba-ráták (pl. a térképezést végző szakemberek közötti torzítások). Az integráció eredményeként a monitorozott terület növekedése várható. Ezen típusú integrációnak nagy esélye van arra, hogy egy pán-európai élőhely-monitorozó rendszer kulcsfontosságú része legyen (Bunce et al. 2006). A hátránya viszont az, hogy az eredmények a nem mintázott területeken vagy nagy térbeli léptékeken kevésbé általánosíthatóak, mely a terepi térképezésen alapuló módszerek inherens problémája. Ezen azonban a távérzékelésen alapuló monitorozással történő integráció nagyban segíthet.

A *terepi térképezésen alapuló célzott* programok egy vagy néhány, általában kis kiterjedésű élőhelytípus esetén folynak, melyre példa a lápok monitorozása. Ezen típusú programok integrációja meglehetősen egyértelmű, ha azonos vagy hasonló élőhelytípusokat céloznak. Ebben a tekintetben egyedül a terepi térképezés módszereit kell összehangolni, melynek sikeressége esetén a monitorozott élőhelyek spektruma és kiterjedtsége is nőhet és megfelelő adottságok esetén az integrált program elméletileg akár holisztikus programmá is bővíthető.

Az *osztályok közötti integráció* nagyobb kihívásokat jelent, de jóval több értékes plusz-információ származhat belőle, mint az osztályon belüli integrációk esetén (Groom 2004). Egy holisztikus és egy célzott program integrációja például olyan információkat nyújthat, mely a programokban külön-külön nem lelhető fel. A nagy térbeli léptéken végzett monitorozást például jól kiegészítheti az a plusz-információ, mely a terepi térképezésből származhat, akár a távérzékeléssel szerzett információk földi hitelesítése (ground-truthing), akár a néhány kiemelt élőhelytípus kis léptékű változásainak rögzítése révén. A távérzékelésen alapuló illetve a terepi térképezésen alapuló monitorozás integrációja például előnyös lehet, ha a kettő komplementer élőhelyi sajátságokat vizsgál, illetve ha az integráció növeli az információszerzés költséghatékonyságát. A terepi térképezéssel szerzett, nagyobb felbontásban gyűjtött információ (pl. vegetációtérkép) például hasznos lehet a kisebb felbontásban, de jóval nagyobb területről szerzett információk (pl. egy úrfotó) értelmezésében és földi hitelesítésében is. Az ilyen típusú plusz-információk rendkívül fontosak lehetnek a természetvédelmi politikai döntés-előkészítésben is (Wyatt et al. 2004).

A távérzékelésen alapuló és a terepi térképezésen alapuló holisztikus programok integrációja különösen előnyös lehet, ha a monitorozott élőhelyi sajátságok kiegészítik egymást. A terepi térképezés a távérzékelés elöl rejtve maradó információkat is képes vizsgálni (pl. talaj minősége, invazív növény- és állatfajok előretörése). Fordított esetben a távérzékelés olyan információkkal szolgálhat, melyeket a térképezéssel nehéz pontosan becsülni (pl. fragmentáció, konnektivitás mértéke stb.). Ezen típusú integráció legfontosabb követelményei a következők: (i) összemérhető területi kiterjedés és térbeli lépték, (ii) azonos élőhelyklasszifikációs rendszer, (iii) összemérhető tematikus precízió és monitorozási/térképezési akkurátusság, (iv) összemérhető érzékenység (képeség a trendek kimutatására), közös adatformátum és adatkezelési rendszer.

A holisztikus és célzott programoknak a távérzékelésen ill. a térképezésen alapuló programokon belüli integrációjának legfontosabb előnye, hogy a célzott program az átfedő területen kiegészíti a holisztikus programot, mely önmagában nem képes a kiemelt élőhelyeket külön felmérni. A célzott program részletesebb térbeli és tematikus információkkal segíthet a nagyobb léptékű távérzékeléssel szerzett információk pontosításában. Egy adott terület célzott programjai például – amennyiben számos élőhelytípust monitoroznak – viszonylag kis befektetéssel integrálható egy holisztikus programba. A Natura 2000 hálózat monitorozása, mely a definíció szerint célzott

programnak minősül, például releváns és részletes fókuszot adhat egy általánosabb holisztikus programnak egy régióban ill. országban.

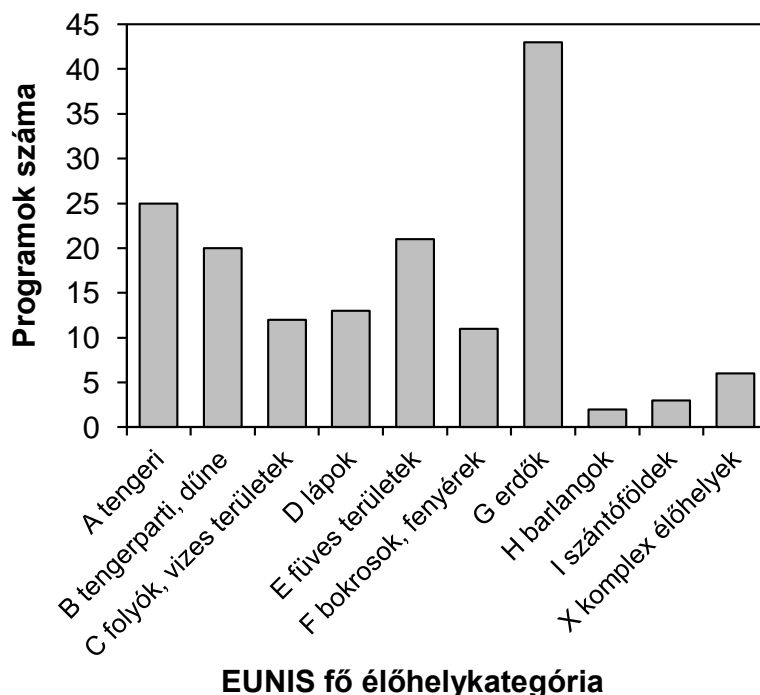
Az integráció lehetőségeinek felmérésére megvizsgáltuk az EuMon adatbázisban rendelkezésre álló élőhely-monitorozó programok (n = 150) releváns sajátosságait a három fő szempont és egyéb tulajdonságok alapján. A térbeli aspektus meglétét a koordinátorok azon információja szerint valószínűsítettük, miszerint használnak- e a programjukban térképezést vagy távérzékelést. A válasz hiányát (azaz, ha egyiket sem használják) úgy tekintettük, mintha a program nem foglalkozna az élőhelyek térbeli aspektusaival. Az eredmények szerint a térbeli programok aránya 44%, míg a nem-térbeli programoké 56% volt (n = 149), mely nem különbözött egy véletlen eloszlástól ($\chi^2 = 1.940$, df = 1, p = 0.164).

A térbeli programokon belül a programok kétharmada (67%) terepi térképezést alkalmazott és csupán a programok egyharmada használt távérzékelést, azaz a térképezés gyakoribbnak bizonyult ($\chi^2 = 7.333$, df = 1, p = 0.007). Az összes programon belül a térképezés 30%-os, a távérzékelésen alapuló programok pedig 15%-ot tettek ki.

A programoknak ugyancsak kétharmada (67%) volt holisztikus jellegű („faltól-falig” monitorozás), míg egyharmada célzott élőhelytípusokat követett nyomon egy nagyobb földrajzi egységen belül ($\chi^2 = 17.123$, df = 1, p < 0.001). A távérzékelésen alapuló programok inkább holisztikusak, míg a terepi térképezésen alapuló programok inkább célzottak voltak (**10. táblázat**, $\chi^2 = 22.598$, df = 2, p < 0.001). Érdekes módon a nem-térbeli programok 80%-a holisztikus volt, azaz minden élőhelytípust nyomon követett egy nagyobb területen belül.

A programok által monitorozott élőhelytípusok átlagos száma 5 volt és jelentős variabilitást mutatott (S.D. 11.9). Utóbbi oka az volt, hogy a programok (n = 119) 44%-a csak egy élőhelytípusra fókuszált, míg egyes programok akár 38 élőhelytípust is nyomon követtek. Egy nemzeti szintű program 116 élőhelytípust monitorozott.

A monitorozott élőhelytípusok gyakoriságának elemzésére a koordinátorok által a monitorozás fókuszaként megjelölt élőhelytípusokat az EUNIS élőhely-osztályozási rendszer első szintjének 10 fő élőhelycsoportjába soroltuk. A leggyakrabban monitorozott élőhelytípus az erdők voltak (28%, összes megjelölt lehetőség: n = 156), melyet a tengeri élőhelyek (16%), a füves területek (14%) és a tengerparti területek (13%) követtek. A többi élőhelytípust ennél ritkábban jelölték meg a koordinátorok (**26. ábra**).



26. ábra. Az EuMon adatbázisban fellelhető európai élőhely-monitorozó programokban vizsgált élőhelytípusok megoszlása az EUNIS rendszer legmagasabb szintű tíz élőhelykategóriájában.

Az integráció szempontjából két további fontos információ, hogy a programok jelentős része kis térbeli léptéken működik és nem az EU legújabb élőhelyklasszifikációját követi. A léptéket megadó programok (n = 41) mintegy fele (49%-a) 1:300 földrajzi léptéken vagy az alatt működött, további majdnem fele (20 program) pedig 1:2000 és 1:50 000 közötti léptéken, azaz meglehetősen kicsiny területeken működött. Végül, mindössze 5 program (3%, n = 148) használja az European Environmental Agency által az Európai Unió élőhelyeinek átfogó klasszifikációjaként kifejlesztett EUNIS rendszert. A legtöbb program (39%) a korábbi CORINE rendszert, míg 31%-a valamilyen nemzeti élőhely-klasszifikációt alkalmaz. Az esetek több mint negyedében (26%) a koordinátorok nem specifikálták az általuk használt rendszert.

3.12.2. Értékelés

Vizsgálatunk rámutatott arra, hogy Európában számos élőhely-monitorozó program működik. Ennek ellenére a monitorozó tevékenység elaprózott. A legtöbb program kicsiny területekre korlátozódik, kis léptéken működik és egy vagy kevés élőhelytípust követ

nyomon. Sok a térbeli aspektust figyelmen kívül hagyó program, ritkák a távérzékelésen alapuló programok és nem sokkal több a térképezést alkalmazó program, mely valószínűleg kapcsolatban van azzal, hogy a vizsgált programok nagy része lokális vagy regionális léptékű. Adataink alapján az erdőket monitorozzák leggyakrabban, melyeket sorrendben a tengeri, a füves és tengerparti élőhelyek követnek, míg a lápok, fenyérek, bokrosok és mezőgazdasági területeket kevesebb program célozza. Az édesvízi élőhelyek jelentősen alulreprezentáltak a mintánkban.

A fenti megfigyelések világosan alátámasztják azt, hogy az élőhelyek monitorozásában jelentős integrációra van szükség annak érdekében, hogy nagy térbeli léptékeken értelmezhető, feldolgozott és lényeges információk álljanak rendelkezésre a fajok és élőhelyek változásairól a döntéshozók és a közvélemény számára. Több korábbi, nem konkrét adatokon alapuló, elméleti jellegű vagy egy programot bemutató vizsgálatban is hangsúlyozták már a monitorozó tevékenységek kiterjesztésének szükségességét nagyobb földrajzi és időléptékekre (pl. Balmford et al. 2003). A távérzékelésen és térképezésen alapuló monitorozó programok lehetséges integrációját elsőként Barr és munkatársai (1993) említették, míg az integráció változatos aspektusait Parr és munkatársai (2002) tárgyalták. Vizsgálatunk abban új, hogy egy széles merítésű adatbázis értékelésével kapott konkrét tendenciák bemutatásával támasztja alá az integráció szükségességét.

A korábbi felhívások eredményeként több európai politikai nyilatkozatban és akciótervben is szerepel az integráció szükségessége. Példának okáért, az európai környezetvédelmi miniszterek által 2003-ban elfogadott, a biodiverzitásról szóló kijeji határozat szerint „2008-ra koherens európai program fog működni a pán-európai régióban a biodiverzitás monitorozásáról és jelentéstételéről, melyet az Európai Biodiverzitás Monitoring és Indikátor Keretegyezmény (European Biodiversity Monitoring and Indicator Framework) alapoz meg”. E cél elérésére indult az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (European Environmental Agency), az Európai Természetvédelmi Központ (European Centre for Nature Conservation), és az ENSZ Környezeti Programjának Globális Természetvédelmi és Monitorozó Központja „Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI 2010)” című közös projektje a biodiverzitási indikátorok felülvizsgálatára és tesztelésére, valamint a nemzeti és nemzetközi monitorozó rendszerek harmonizációjának elősegítésére.

Az integrációra hasznos példát szolgáltatnak a tájak változásait követő programok. A tájhasználat változásait vizsgáló programoknak nagy hagyománya van Európa néhány országában. Az első ilyen program Spanyolországban indult 1965-ben (SISPARES program), míg a második Nagy-Britanniában 1973-ban (Countryside Survey) (Brandt et al. 2002, Firbank et al. 2003, Bunce et al. 2006). E programokban az alapállapot-felmérés és a monitorozás területén többféle integráció is történt. A SISPARES program, mely a legátfogóbb nemzeti táj-monitorozó program Európában, például a felszínborítás légifelvételeken alapuló interpretációján és 206 db 4×4 km-es négyzet terepi térképezésén alapul (Bunce et al. 2006). A dániai „Small Biotope” programot, mely 1981-ben térképezésen alapuló célzott programként indult, 1990-től kiegészítették a műholdas felvételeken alapuló távérzékeléssel szerzett felszínborítási információkkal (Brandt et al. 2002). A norvégiai mezőgazdasági tájak monitorozása légifelvételeken alapul és az interpretált térbeli információ szolgál mind a terepi térképezés megalapozására (túl a felszíni hitelesítésen), mind pedig változatos tájökölógiai metrikák alkalmazására a változások kvantifikálása érdekében (Dramstad et al. 2002). Ezen példákat leszámítva csak egyetlen teljesen végigvitt integrációs kísérletről van tudomásunk a szakirodalomból Nagy-Britanniából, melynek során az Angliában és az Észak-Írországból azelőtt külön futó programokat (British ill. Northern Ireland Countryside Survey) integrálták 2000-ben (Firbank et al. 2003). Ezt az integrációt az tette lehetővé, hogy a két külön élőhelyklasszifikáció összhangba hozása érdekében széles élőhelykategóriákat (‘Broad Habitat Categories’) állítottak fel.

Vizsgálatunk elméleti keretet ad az élőhely-monitorozó programok lehetséges integrációs útvonalaire és áttekinti az egyes útvonalakon megoldást igénylő legfontosabb problémákat. A kis, szétaprózódott monitorozó programok integrációja megkövetel néhány általánosítást ill. a programok „közös nevezőinek” megtalálását. Ezen egységesítő lépések gyakran értékes információk elvesztésével járnak (Groom 2004, Bloch-Petersen et al. 2006). Ennek elkerülése érdekében a programokat előre is fel lehetne készíteni a jövőbeni integrációra. Vizsgálatunk eredményei szerint a térbeli aspektus bevitele vagy megerősítése az élőhelyek monitorozásában egyike lehet ezen fejlesztéseknek. A terepi térképezésre és felvételezésre javasolt általános, Európában mindenhol egységesen használható, mint például a növények életforma-típusain alapuló BioHab metodológia (Bunce et al. 2005, Bloch-

Petersen et al. 2006) adoptálása szintén javasolható a programok integrációra alkalmassá tételéhez.

Habár a biodiverzitás-monitorozás követendő „jó” gyakorlatait („best practice”) többen is megfogalmazták már (Yoccoz et al. 2001, Balmford et al. 2003, Mace et al. 2005, Lindenmayer and Likens 2009), vizsgálatunk új meglátásokkal szolgál a lehetséges fejlesztéseket illetően. Nyilvánvaló, hogy egy ideális össz-európai élőhely-monitorozó rendszernek mind a távérzékelésen alapuló, mind pedig a térképezésen alapuló módszerek legjobb eljárásainak kell alapulnia (pl. távérzékelés: nagy földrajzi léptékek, viszonylag egyszerű integráció; térképezés: kis léptékek, magas érzékenység, részletesség). Egy integrált össz-európai monitorozórendszer alapjait a távérzékelésre kell helyezni annak nagy térbeli léptéken történő alkalmazhatósága miatt. Ideális esetben ez a rendszer holisztikus jellegű lesz, kiterjed Európa egészére. A CORINE Land Cover projekt jó kiindulási alapot szolgáltat ehhez a távérzékeléses alaphoz, mint azt az élőhelytípusok 1990 és 2000 közötti változásairól szóló jelentés is alátámasztja (European Environmental Agency 2006). A CORINE eredeti térbeli felbontása (100×100 m raster) azonban nem elég a kis léptékű változások detektálására, ezért javasolható más forrásból nagyobb felbontású adatok használata (pl. LANDSAT, 25 m² pixelméret vagy akár IKONOS, Quickbird: 0.7 m² pixelméret). Köztes szintnek, mely hasznos lehet mind a műholdas képek interpretációjában, mind a térképezésre használat helyek kijelölésében is fontos lehet, ajánlatos a standardizált légifelvételek készítése (Bunce et al. 2006). Az élőhelytípusok klasszifikációjára az EUNIS legutóbbi, részletes változata a legalkalmasabb átfogó jellege és hierarchiája miatt, mely lehetővé teszi a különböző felbontású információk beépítését, integrálását. Bock és munkatársai (2005) például különböző térbeli léptékeken távérzékeléssel készült felvételekből származó adatok objektum-orientált klasszifikációját oldották meg. Habár az EUNIS rendszer elsősorban nem a monitorozás integrálásának szándékával született, számos nemzeti élőhelyklasszifikációs rendszer használ olyan kategóriákat, mely megfeleltethető az EUNIS bizonyos szintű tipológiájának.

Az élőhelytípusok borításának nagy földrajzi területen történő monitorozása mellett a terepi térképezésnek szintén szerepet kell kapnia egy össz-európai élőhely-monitorozó programban, akár a felszíni hitelesítés, mind pedig a részletesebb információk szerzésének eszközeként. A térképezés tudományosan megalapozott rendszere, kiegészülve az élőhelyi változások és a faji diverzitás kapcsolatának taxon-specifikus vizsgálatával (Nagendra 2001,

Duro et al. 2007) elengedhetetlen a kisebb léptékű változások monitorozásához. A tájléptékű megközelítést propagáló BioHab projektben fejlesztett standardizált terepi térképezési metodológia nagy térbeli léptékeken is egyforma módon gyűjtött és elegendő részletességű információval szolgálhat az élőhelyek változásainak kimutatására (Bloch-Petersen et al. 2006). Az ilyen intenzitású térképezést nyilvánvalóan nem lehet minden élőhelytípusra kiterjeszteni, hanem szükséges azt a természetvédelmi szempontból fontos élőhelytípusokra, pl. az Élőhelyvédelmi Irányelv prioritással megjelölt élőhelytípusaira vagy azon élőhelytípusokra korlátozni, melynek védelme kapcsán egy adott országnak jelentős felelőssége van. Ideális esetben a terepi térképezés és más mérések a tudományos elvárásoknak megfelelő és a nemzetközi egyeztetésen átesett mintavételi terven és erőfeszítésen alapulnak és ezen túl képesek számos fontos háttérinformáció (környezeti paraméterek, szocio-ökonómiai tényezők, a biodiverzitást befolyásoló és fenyegető tényezők. Habár a 2010-es célokat, melyek a biodiverzitás csökkenésének megállítását célozták, nem sikerült elérni, hosszú távon mindenképpen szükségessé és elkerülhetlenné válik a futó monitorozó programok integrációja. Nem kétséges, hogy az integráció jelentős mérföldkő lesz a monitorozás gyakorlatában (Brandt et al. 2002). Az össz-európai fejleményektől függetlenül az integráció több szinten, így regionális és nemzeti szinten is elképzelhető. Reményeink szerint a 12. Vizsgálatban bemutatott elméleti keret és logika, az EuMon adatbázisban fellelhető információ tartalommal együtt hozzájárulhat ezen integrációs törekvések sikeréhez.

4. ÖSSZEGZÉS ÉS KITEKINTÉS

Korunk egyik legnagyobb környezeti problémája a biológiai sokféleség rendkívül felgyorsult fogyatkozása. A biodiverzitás-krízis felismerése vezetett a konzervációbiológia tudományának kialakulásához, mely több természet- és társadalomtudomány megközelítéseit és eredményeit szintetizálja a Föld biológiai sokféleségének védelme érdekében. A konzervációbiológia jelentős fejlődésen ment keresztül az elmúlt évtizedekben, melynek eredményeként egyre többet tudunk a fogyatkozás okairól és a védelem lehetőségeiről.

A „biodiverzitás” több szinten, többféle térbeli és időbeli léptéken értelmezhető fogalom. Kézenfekvő a következtetés, hogy a biodiverzitási mintázatokra ható tényezők is változnak a vizsgálódás léptékének változásával. A biológiai sokféleséget, például a fajok diverzitását lokális léptékben, pl. egy ház kertjében a tulajdonos gondossága és szorgalma, a közeli parkban az invazív növények előretörése, a város szintjén a beépítettség és a szennyezettség mértéke, a régió szintjén a földhasználat módjai, az ország szintjén pedig sok esetben a gazdasági környezet (pl. mezőgazdasági támogatási rendszer, konjunktúra vagy recesszió stb.) alakíthatják. Ugyancsak kézenfekvő ezért a következtetés, hogy a biodiverzitás védelmére szolgáló megközelítéseknek, vizsgálati módszereknek és jogi ill. gyakorlati védelmi intézkedéseknek is képesnek kell lennie ezen léptékfüggés figyelembe vételére. Amennyiben ez nem valósul meg, akkor „lépték-egyeztlenségek” (‘scale mismatches’) (Cumming et al. 2006) alakulhatnak ki. Könnyű belátni, hogy ha például a városi park sokféleségét országos szintű intézkedéssel vagy a regionális földhasználat módjait a városi önkormányzatok szintjén próbálnánk szabályozni, az alááshatja a védelmi intézkedések megalapozottságát, társadalmi elfogadottságát és végső soron finanszírozását is. Ezen felismerés és konkrét vizsgálatokba ill. védelmi tervekbe illesztése jelentős kihívásokat jelent mind a kutatók, mind a politikai döntéshozók, mind pedig a gyakorlati szakemberek számára. Még a komoly konzervációbiológiai folyóiratokban közölt vizsgálatokban is igen ritkán veszik csak figyelembe a biodiverzitás mintázatainak és a rájuk ható folyamatok térbeli és időbeli léptékfüggését (Sodhi et al. 2011).

E helyzet orvoslására a konzervációs vizsgálatokban két lehetőség kínálkozik. Egyrészt explicit módon tisztázni kell a vizsgálódás biodiverzitási és szerveződési szintjét. A jelen értekezésben bemutatott vizsgálatok ezen felismerést próbálják alátámasztani a vizsgálódás szintjének explicit lehatárolásával. Másrészt törekedni kell az egyszerre több léptéken zajló vizsgálatokra, melyekből komplex ismeretek keletkezhetnek. Egy találó

analógiát használva (du Toit 2010), a konzervációbiológusoknak ugyanúgy több léptéken kell vizsgálni a biodiverzitás mintázatait és az azokért felelőssé tehető tényezőket, mint ahogy egy sejtbiológus is a sejtszervecskéket a mikroszkóp különböző nagyításainál vizsgálja. A sejtbiológiai megfigyelések során igen gyakran a durva felbontás beállítását a finomabb beállítás folyamatos változtatása követi a mikroszkóp megfelelő gombjainak tekergetésével. Hasonló módon érdemes a konzervációbiológusoknak is változtatni a vizsgálódás léptékét annak érdekében, hogy a diverzitási mintázatok és folyamatok finom átmeneteit számszerűsíteni illetve a más és léptékeken ható tényezőket azonosítani tudják.

Az értekezésben bemutatott kutatások példával szolgálnak a több léptéken észlelhető mintázatok és folyamatok vizsgálatára. Az ökológiai (éves, évtizedes) időléptéken a fajpopulációk fennmaradási esélyeit jelentősen rontja a szaporodási siker csökkenése és a diszperzió lehetőségének beszűkülése a mesterséges élőhelyek ill. emberi létesítmények hatására (ld. 4-5. Vizsgálatok). A mesterséges élőhelyek, a gazdasági táj további terjedésének káros hatásait az élőhelyek megfelelően nagy léptékű rekonstrukciója ellensúlyozhatja, mely elvezethet az állat-együttesek fajgazdagságának, összabundanciájának és/vagy a természetességének növekedéséhez (9-10. Vizsgálat). E folyamatokat ugyanezen időléptéken mediálja a vegetáció másodlagos szukcessziója a rekonstruált élőhelyeken, melynek során a növények fajdiverzitását a kiindulási állapot, a rekonstrukció módja és az azóta eltelt idő alakítja (ld. 7-10. Vizsgálatok). Az evolúciós-ökológiai (néhány tízezer éves) időléptéken a populációk genetikai diverzitását eredményeink szerint az éghajlati fluktuációk (jégkorszakok és interglaciális melegebb periódusok) hatására bekövetkező, diszperzió alapuló expanzió (elterjedési terület növekedése) és a lokális kihalások miatt bekövetkező regresszió (csökkenése) alakíthatja (ld. 3. Vizsgálat). Evolúciós (több millió éves) időléptéken pedig a nagyobb rendszertani egységek faji sokfélesége az evolúciós kulcs-innovációk, mint például a növények és hangyák közötti magterjesztési mutualizmusok (ld. 1-2. Vizsgálat) következtében az egyes leszármazási ágak között kialakult diverzifikációs különbségek hatására alakul ki. Mindezen mintázatok és folyamatok sokszínűsége megerősíti a több léptékű konzervációbiológiai vizsgálatok szükségességét.

Az értekezésben bemutatott vizsgálatok jó része a „szokásosnál” nagyobb tér- és időbeli léptékeken zajlott. Az 1-2. Vizsgálat a zárvatermő növények egy adott magterjesztési módjának első átfogó, globális jellemzését és diverzifikációban betöltött szerepét világította

meg. A 4. Vizsgálatban egyszerre több költőhely-típus követésével és a fészekhagyó partimadaraknál terepi nehézségek miatt igen ritka esetekben mérhető kirepülési siker számszerűsítésével bizonyítottam a mesterséges élőhelyek lehetséges ökológiai csapdaszerepét. A 6-10. Vizsgálat egy Európában egyedülálló térbeli léptéken, több mint 750 hektáron kivitelezett élőhelyrekonstrukciós programot és annak első botanikai és zoológiai eredményeit mutatja be, utóbbi esetben egyszerre több állatcsoport alapján. Végül pedig a 10-11. Vizsgálatok az európai biodiverzitás-monitorozó programok első konkrét, meta-adatokon alapuló értékelését és bővítési-integrációs lehetőségeit tárgyalják.

A szokásosnál nagyobb tér- és időbeli léptékeken végzett kutatások lehetőséget teremtenek új ismeretek szerzésére és akár új kutatások indukálására is. A növény-hangya magterjesztési mutualizmus vizsgálata (1-2. Vizsgálat) például olyan távoli tudományterületekről kapott hivatkozásokat, mint a növény-állat interakciók ökológiai vizsgálata, a mutualizmus evolúciója, a diszperzió elméleti kutatása, a növényi fajkeletkezés evolúciós ökológiai háttere, filogenetikai törzsfa-rekonstrukciók egyes növény családjokban, új növényfajok leírása, hangyák által végzett ökoszisztéma-szolgáltatások, a diverzifikációs vizsgálatok elmélete és módszertana, növényfajok jellegeinek fontossága a konzervációban, az invazív és parazita növényfajok hatása a közösségekre stb. (ld. Közlemények és hivatkozások jegyzéke).

A szokásosnál nagyobb léptékű vizsgálatok azonban példával szolgálnak arra is, hogy a magyar konzervációbiológia tudományos szempontból érdekes, magas színvonalú nemzetközi folyóiratokban is publikálható eredményekkel tud szolgálni. Ez a hazai konzervációbiológia további jelentős fejlődésének lehetőségét veti fel. A vizsgálható konzervációs problémák széles körűek, melyre az ad lehetőséget, hogy a kelet-európai biológiai sokféleség még talán kevésbé károsodott, mint a nyugat-európai. Jelentős természeti értékeink vannak, melyek vizsgálata nemzetközi szinten is publikálásra érdemes eredményekkel szolgál, egész egyszerűen azért, mert ezen természeti értékek már csak Kelet-Európában vannak meg (ld. tiszavirág) vagy a Kárpát-medence különleges biogeográfiai adottságai miatt vannak meg nálunk (ld. gulipán). A rendszerváltás (1990) óta bekövetkezett gazdasági-társadalmi változások némelyike (pl. szocialista mezőgazdaság összeomlása) pedig furcsa módon a biodiverzitás védelmének lehetőségeit még javította is, lehetőséget teremtve például nagy léptékű élőhely-helyreállítási programok kivitelezésére (pl. egyek-pusztakócsi gyeprekonstrukció). Az érem másik oldala azonban, hogy a nyugat-

európai gazdaságok szintjéhez való, a legtöbb politikai erő és a laikus közvélemény számára egyértelműen kívánatos felzárkózásunk néhány folyamata (pl. a mezőgazdaság intenzifikációja) ugyanakkor jelentős veszélyeket rejt a nyugati országok többségéhez képest még mindig jelentős hazai és kelet-európai biológiai sokféleségre. Mindezen körülmények bizakodásra, de egyúttal további munkára kell sarkallják a konzervációbiológusokat és egyúttal megkívánják a természettudományos vizsgálatokkal szemben támasztott kritériumok (pl. hipotézis-tesztelés, következtetések az adatok kvantitatív elemzése alapján, megfelelő monitorozás, az eredmények publikálása stb.) további erősítését a hazai tudományban és a bizonyíték-alapú konzerváció további térnyerését a gyakorlati természetvédelemben. Reményeim szerint értekezésem ezen folyamatokhoz járul hozzá.

5. AZ ÉRTEKEZÉSBEN BEMUTATOTT KÖZLEMÉNYEK

1. RÉSZ: A BIOLÓGIAI SOKFÉLESEG KELETKEZÉSE

1. Vizsgálat:

Lengyel Sz, Gove AD, Latimer AM, Majer JD & Dunn RR. 2010. Convergent evolution of seed dispersal by ants, and phylogeny and biogeography in flowering plants: a global survey. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 43-55. [IF: 4,488]

2. Vizsgálat:

Lengyel Sz, Gove AD, Latimer AM, Majer JD & Dunn RR. 2009. Ants sow the seeds of global diversification in flowering plants. *PLoS ONE* 4: e5480. [IF: 4,351]

3. Vizsgálat:

Bálint M, Málnás K, Nowak C, Geismar J, Vánca É, Polyák L, Lengyel Sz & Haase P. 2012. Species history masks the effects of human-induced range loss - unexpected genetic diversity in the endangered giant mayfly *Palingenia longicauda*. *PLoS ONE* 7: e31872. [IF₂₀₁₁: 4,092]

2. RÉSZ: A BIODIVERZITÁST VESZÉLYEZTETŐ TÉNYEZŐK

4. Vizsgálat:

Lengyel Sz. 2006. Spatial differences in breeding success in the Pied Avocet (*Recurvirostra avosetta*): effects of habitat on hatching success and chick survival. *Journal of Avian Biology* 37: 381-395. [IF: 2,472]

5. Vizsgálat:

Málnás K, Polyák L, Prill É, Kriska G, Hegedüs R, Dévai G, Horváth G & Lengyel Sz. 2011. Bridges as optical barriers and population disruptors in the mayfly *Palingenia longicauda*: an overlooked threat to freshwater biodiversity? *Journal of Insect Conservation* 15: 823-832. [IF: 1,688]

3. RÉSZ: A BIODIVERZITÁS HELYREÁLLÍTÁSA

6. vizsgálat:

Lengyel Sz, Göri Sz, Lontay L, Kiss B, Sándor I & Aradi Cs. 2007. Konzervációbiológia a gyakorlatban: természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature programban. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 127-140.

6. Vizsgálat (folytatás):

Déri E, Lengyel Sz, Lontay L, Deák B, Török P, Magura T, Horváth R, Kisfali M, Ruff G & Tóthmérész B. 2010. Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakócsi LIFE-Nature program eredményei. *Természetvédelmi Közlemények*. 15: 89-102.

7. Vizsgálat:

Lengyel Sz, Varga K, Kosztyi B, Lontay L, Déri E, Török P & Tóthmérész B. 2012. Grassland restoration to conserve landscape-level biodiversity: a synthesis of early results from a large-scale project. *Applied Vegetation Science* 15: 264-276. [IF: 1,678]

8. Vizsgálat:

Török P, Deák B, Vida E, Valkó O, Lengyel Sz & Tóthmérész B. 2010. Restoring grassland biodiversity: sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806-812. [IF: 3,498]

9. Vizsgálat:

Lengyel Sz, Szabó Gy, Kosztyi B, Mester B, Mérő TO, Török P, Horváth R, Magura T, Rácz IA & Tóthmérész B. 2012. Variability in responses of animal groups to grassland restoration. Proceedings of 9th European Dry Grassland Meeting, Prespa, Görögország. (in press)

10. Vizsgálat:

Déri E, Magura T, Horváth R, Kisfali M, Ruff G, Lengyel Sz & Tóthmérész B. 2011. Measuring short-term success of grassland restoration: use of habitat affinity indices in ecological restoration. *Restoration Ecology* 19: 520-528. [IF: 1,681]

4. RÉSZ: A BIODIVERZITÁS MONITOROZÁSA

11. Vizsgálat:

Lengyel Sz, Déri E, Varga Z, Horváth R, Tóthmérész B, Henry P-Y, Kobler A, Kutnar L, Babij V, Seliškar A, Christia C, Papastergiadou E, Gruber B & Henle K. 2008. Habitat monitoring in Europe: a description of current practices. *Biodiversity and Conservation* 17: 3327-3339. [IF: 1,473]

12. Vizsgálat:

Lengyel Sz, Kobler A, Kutnar L, Framstad E, Henry P-Y, Babij V, Gruber B, Schmeller DS & Henle K. 2008. A review and a framework for the integration of biodiversity monitoring at the habitat level. *Biodiversity and Conservation* 17: 3341-3356. [IF: 1,473]

6. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Első helyen szeretnék köszönetet nyilvánítani feleségemnek, Lontay Beának és gyermekeinknek, Ádámnak és Abigél Júliának szeretetükért és türelmükért, mely mindennél többet számít munkámban. Köszönöm továbbá szüleim és testvéreim folyamatos támogatását és ösztönzését céljaim megvalósítása irányába.

Jelen értekezést tisztelettel, szeretettel és köszönettel ajánlom két természetvédelmi, evolúciós és ökológiai tanítómesteremnek, dr. Aradi Csaba c. egyetemi docens, korábbi igazgatónak (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság) és dr. Varga Zoltán egyetemi tanár, korábbi tanszékvezetőnek (Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék), akik nagyszerű meglátásaikkal, szakmai tanácsaikkal folyamatosan segítettek és emberi nagyságukkal példát mutattak tudományos munkám számos területén.

Köszönettel tartozom korábbi témavezetőimnek, dr. Székely Tamás egyetemi tanárnak (University of Bath), valamint dr. Lewis W. Oring és dr. C. Richard Tracy egyetemi tanároknak (University of Nevada, Reno), akik mindig segítségemre voltak és hasznos tanácsokkal járultak hozzá kutatási munkám színvonalas megtervezéséhez és kidolgozásához.

A jelen értekezés nem jöhetett volna létre több kutatócsoport közös munkája és több projekt támogatása nélkül. Elsősorban köszönet illeti az értekezés alapjául szolgáló cikkek szerzőitársait (részletes lista: ld. 4. rész). Köszönettel tartozom a Debreceni Egyetem (DE) Ökológiai Tanszékén 2009 tavasza és 2012 nyara között működött Konzervációökológiai Kutatócsoport tagjainak, volt ill. jelenlegi MSc- és PhD-hallgatóimnak (Cozma Nastasia, dr. Csilléry Katalin, dr. Déri Eszter, Kapusi Felícia, Kelemen András, Kosztyi Beatrix, Lippai Kitti, Málnás Kristóf, Mérő Thomas Olivér, Mester Béla, Nagy Gergő Gábor, Ölvedi Tamás Botond, Pigniczki Csaba, Polyák László, Somogyvári Orsolya, Szabó Gyula és Szepesváry Csaba) és Varga Katalin tudományos segédmunkatársnak a stimuláló szellemi környezet és a hatékony munkavégzéshez szükséges jó hangulat biztosításáért. Külön köszönetet szeretnék mondani Koncz Csabáné tanszéki ügyintézőnek, aki számtalan módon nagyszerűen segítette a kutatócsoport tevékenységeit és saját munkámat is.

Köszönöm dr. Robert R. Dunn-nak, hogy a North Carolina State University Zoológiai Tanszékén vendégkutató lehettem és az Australian Research Council valamint a U.S. Department of Energy támogatásával dolgozhattam az 1. és 2. Vizsgálat kivitelezése során (2007-2008).

A tiszavirággal folytatott 3. és 5. Vizsgálatot a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (KvVM) KAC-pályázata (2002), míg a gulipánokkal végzett 4. Vizsgálatot az Országos Tudományos Kutatási Alap (OTKA) két ifjúsági pályázata (F 26394, 30403) támogatta (1998-2002). Az 5. Vizsgálat polarimetriás méréseit dr. Horváth Gábor egyetemi docens és dr. Kriska György egyetemi adjunktus (ELTE Biológiai Fizika Tanszék, Környezetoptikai Laboratórium) végezte, akik segítségét ezúton is köszönöm.

Az egyek-pusztakócsi élőhelyrehabilitációs program második, általam koordinált ütemét (6-10. Vizsgálatok) az Európai Unió LIFE-Nature programjának segítségével és a KvVM társfinanszírozásával valósíthattuk meg (azonosító: LIFE04NAT/HU/000119, 2004-2009). A projekt tervezésében és kivitelezésében nyújtott segítségükért hálás vagyok a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság számos szakemberének (dr. Aradi Csaba, dr. Göri Szilvia, Kapocsi István, Lontay László, dr. Magura Tibor, Molnár Attila, Olajos Péter, Pergéné Szilágyi Zsuzsanna, Sándor István, Szilágyi Gábor, Zsuga Zsófia és sokan mások).

A természetvédelmi beavatkozások folytatódó kutatását az OTKA és a Norvég Finanszírozási Mechanizmus két pályázata (OTKA NNF 78887, 85562; 2009-2012) és egy önálló OTKA pályázat (K 106133, 2012-2016) tette és teszi lehetővé, melyeket ezúton is köszönök. Ugyancsak köszönöm az Oktatási Minisztérium Békésy György Posztdoktori Ösztöndíj-programjának (2002-2005) és a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János Kutatási Ösztöndíj programjának támogatását (2009-2012).

Számos külföldi együttműködő partnerünk közül hálámat szeretném kifejezni az „EU-wide Monitoring Methods and Systems of Surveillance for Species and Habitats of Community Interest” („EuMon” projekt) c., az Európai Unió 6. Keretprogramja (FP6) által támogatott kutatási program számos résztvevőjének és főként koordinátorának, dr. Klaus Henlének (Helmholtz Centre for Environmental Research, Department of Conservation Biology, Leipzig, Németország) a támogatásukért és segítségükért (11. és 12. Vizsgálatok).

Ugyancsak köszönettel tartozom a „Securing the Conservation of Biodiversity Across Administrative Levels and Spatial, Temporal, and Ecological Scales” („SCALES” projekt, 2009-2014, koordinátor: dr. Klaus Henle) és a „Biodiversity of Freshwater Ecosystems: Status, Trends, Pressures, and Conservation Priorities” („BioFresh” projekt, 2009-2014, koordinátor: prof. dr. Klement Tockner, igazgató, Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, Németország) EU 7. Keretprogram által támogatott integrált kutatási programoknak a kutatócsoportunknak nyújtott támogatásért.

7. IRODALOMJEGYZÉK

- Allegro, G. and R. Sciacky. 2002. Assessing the potential role of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators in poplar stands, with a newly proposed ecological index (FAI). *Forest Ecology and Management* **175**:275-284.
- Andrikovics, S. and I. Turcsányi. 2001. The Long-tailed Mayfly - Ecology of an endangered species. Tisza Klub, Szolnok.
- Anonymous. 2008. Lack of large-scale experiments slows progress of environmental restoration. *Science Daily*, September 24, 2008 (online <http://www.sciencedaily.com/releases/2008/09/080932164720.htm>).
- Aradi, C., S. Göri, and S. Lengyel. 2003. Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer. Pages 277-306 in I. Teplán, editor. *A Tisza és vízrendszere, I. kötet*. Magyar Tudományos Akadémia Társadalomkutató Központ, Budapest.
- Aradi, C., S. Göri, and S. Lengyel. 2004. Természetvédelmi gyakorlat és konzervációbiológia: a kutatás szerepe a gyakorlati természetvédelemben. *Természetvédelmi Közlemények* **11**:21-30.
- Bakker, J. D., S. D. Wilson, J. M. Christian, X. D. Li, L. G. Ambrose, and J. Waddington. 2003. Contingency of grassland restoration on year, site, and competition from introduced grasses. *Ecological Applications* **13**:137-153.
- Bakker, J. P., E. S. Bakker, E. Rosen, G. L. Verweij, and R. M. Bekker. 1996. Soil seed bank composition along a gradient from dry alvar grassland to *Juniperus* shrubland. *Journal of Vegetation Science* **7**:165-176.
- Bálint, M., S. Domisch, C. H. M. Engelhardt, P. Haase, S. Lehrian, J. Sauer, K. T. Theissing, S. U. Pauls, and C. Nowak. 2011. Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. *Nature Climate Change* **1**:313-318.
- Balmford, A., R. E. Green, and M. Jenkins. 2003. Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology & Evolution* **18**:326-330.
- Bănărescu, P. 1991. Zoogeography of Fresh Waters. Distribution and Dispersal of Freshwater Animals in North America and Eurasia, vol. 2. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Barber-James, H. M., J.-L. Gattolliat, M. Sartori, and M. D. Hubbard. 2008. Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia* **595**:339-350.
- Barczy, A., T. M. Tóth, A. Csanádi, P. Sümegi, and I. Czinkota. 2006. Reconstruction of the paleo-environment and soil evolution of the Csipő-halom kurgan, Hungary. *Quaternary International* **156-157**:49-59.
- Barkman, J. J. 1979. The investigation of vegetation texture and structure. Pages 125-160 in M. J. A. Werger, editor. *The Study of Vegetation*. Junk, The Hague.
- Barr, C. J., R. G. H. Bunce, R. T. Clarke, R. M. Fuller, M. T. Furse, M. K. Gillespie, G. B. Groom, C. J. Hallam, M. Hornung, D. C. Howard, and M. J. Ness. 1993. *Countryside Survey 1990: Main Report*. Department of the Environment, London.
- Battin, J. 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* **18**:1482-1491.
- Beattie, A. J. 1985. *The Evolutionary Ecology of Ant-Plant Mutualisms*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Beerli, P. and J. Felsenstein. 2001. Maximum likelihood estimation of a migration matrix and effective population sizes in n subpopulations by using a coalescent approach. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **98**:4563-4568.

- Berg, A. 1996. Predation on artificial, solitary and aggregated wader nests on farmland. *Oecologia* **107**:343-346.
- Bie, S. d. 1979. Some remarks on the behaviour of the Avocet (*Recurvirostra avosetta*) in relation to difficult breeding places. *Ardea* **67**:68-69.
- Bloch-Petersen, M., J. Brandt, and M. Olsen. 2006. Integration of European habitat monitoring based on plant life form composition as an indicator of environmental change and change in biodiversity. *Geografisk Tidsskrift - Danish Journal of Geography* **106**:61-74.
- Bock, M., P. Xofis, J. Mitchley, G. Rossner, and M. Wissen. 2005. Object-oriented methods for habitat mapping at multiple scales - case studies from Northern Germany and Wye Downs, UK. *Journal for Nature Conservation* **13**:75-89.
- Borhidi, A. 1995. Social behaviour types, the naturalness and relative indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* **39**:97-181.
- Bormann, F. H. and G. E. Likens. 1979. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer Verlag, New York.
- Boros, E. and S. Lengyel. 2009. Gulipán (*Recurvirostra avosetta*). Pages 273-275 in A. Bankovics, T. Csörgő, J. Gyurácz, G. Halmos, Z. Karcza, G. Magyar, A. Schmidt, E. Schmidt, and T. Szép, editors. *Magyar Madárvonulási Atlasz*. Kossuth Kiadó, Budapest.
- Brandt, J. J. E., R. G. H. Bunce, D. C. Howard, and S. Petit. 2002. General principles of monitoring land cover change based on two case studies in Britain and Denmark. *Landscape and Urban Planning* **62**:37-51.
- Bronstein, J. L., R. Alarcon, and M. Geber. 2006. The evolution of plant-insect mutualisms. *New Phytologist* **172**:412-428.
- Brooker, R. W., F. T. Maestre, R. M. Callaway, C. L. Lortie, L. A. Cavieres, G. Kunstler, P. Liancourt, K. Tielbörger, J. M. J. Travis, F. Anthelme, C. Armas, L. Coll, E. Corcket, S. Delzon, E. Forey, Z. Kikvidze, J. Olofsson, F. Pugnaire, C. L. Quiroz, P. Saccone, M. Seifan, B. Touzard, and R. Michalet. 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present and the future. *Journal of Ecology* **96**:18-34.
- Brose, U. 2003. Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? *Oecologia* **135**:407-413.
- Brudvig, L. A. and C. M. Mabry. 2008. Trait-based filtering of the regional species pool to guide understory plant reintroductions in Midwestern oak savannas, USA. *Restoration Ecology* **16**:290-304.
- Bunce, R. G. H., G. B. Groom, R. H. G. Jongman, and E. Padoa-Schioppa. 2005. *Handbook for Surveillance and Monitoring of European Habitats*. Alterra Report 1219, Wageningen.
- Bunce, R. G. H., M. Pérez-Soba, V. Gómez-Sanz, J. M. G. del Barrio, and R. Elena-Rossello. 2006. European framework for surveillance and monitoring of habitats: a methodological approach for Spain. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* **15**:249-261.
- Cadbury, C. J., D. Hill, J. Partridge, and J. Sorensen. 1989. The history of the avocet population and its management in England since recolonisation. *RSPB Conservation Review* **3**:9-13.

- Calviño-Cancela, M., T. H. He, and B. B. Lamont. 2008. Distribution of myrmecochorous species over the landscape and their potential long-distance dispersal by emus and kangaroos. *Diversity and Distributions* **14**:11-17.
- Cardillo, M., C. D. L. Orme, and I. P. F. Owens. 2005. Testing for latitudinal bias in diversification rates: An example using New World birds. *Ecology* **86**:2278-2287.
- Clutius, A. 1634. *De Hemerobio sive Ephemero Insecto & Majali Verme*. Pages 61-103 *Opuscula duo singularia*. Jacob Charpentier, Amsterdam.
- Cody, M. L., editor. 1985. *Habitat Selection in Birds*. Academic Press, New York.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. *Science* **199**:1302-1310.
- Craig, D. P., C. E. Bock, B. C. Bennett, and J. H. Bock. 1999. Habitat relationships among grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) at the western limit of the Great Plains in Colorado. *American Midland Naturalist* **142**:314-327.
- Cramer, V. A. 2007. Old fields as complex systems: new concepts for describing the dynamics of abandoned farmland. Pages 31-46 *in* V. A. Cramer and R. J. Hobbs, editors. *Old Fields*. Island Press, Washington, D. C.
- Cramer, V. A., R. J. Hobbs, and R. J. Standish. 2008. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:104-112.
- Crane, P. R., E. M. Friis, and K. R. Pedersen. 1995. The origin and early diversification of angiosperms. *Nature* **374**:27-33.
- Crepet, W. L. 1984. Advanced (constant) insect pollination mechanisms: pattern of evolution and implications vis-a-vis angiosperm diversity. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **71**:607-603.
- Crepet, W. L. 2008. The fossil record of angiosperms: Requiem or renaissance? *Annals of the Missouri Botanical Garden* **95**:3-33.
- Critchley, C. N. R., J. A. Fowbert, A. J. Sherwood, and R. F. Pywell. 2006. Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. *Biological Conservation* **132**:1-11.
- Cumming, G. S., D. H. M. Cumming, and C. L. Redman. 2006. Scale mismatches in social-ecological systems: causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society* **11**:e14.
- Csecserits, A., R. Szabo, M. Halassy, and T. Redei. 2007. Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. *Community Ecology* **8**:195-207.
- Danchin, E. and R. H. Wagner. 1997. The evolution of coloniality: the emergence of new perspectives. *Trends in Ecology & Evolution* **12**:342-347.
- Davies, T. J., T. G. Barraclough, M. W. Chase, P. S. Soltis, D. E. Soltis, and V. Savolainen. 2004. Darwin's abominable mystery: insights from a supertree of the angiosperms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **101**:1904-1909.
- Davis, M. B. and R. G. Shaw. 2001. Range shifts and adaptive responses to Quaternary climate change. *Science* **292**:673-679.
- de Queiroz, A. 2002. Contingent predictability in evolution: key traits and diversification. *Systematic Biology* **51**:917-929.
- Deák, B., P. Török, I. Kapocsi, L. Lontay, E. Vida, O. Valkó, S. Lengyel, and B. Tóthmérész. 2008. Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs) (Restoration of

- alkali and loess grasslands using seed mixtures of basic species in the area of Hortobágy National Park). *Tájökológiai Lapok* **6**:323-332.
- Deák, B., O. Valkó, A. Kelemen, P. Török, T. Migléc, T. Ölvedi, S. Lengyel, and B. Tóthmérész. 2011. Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems* **145**:730-737.
- Déri, E., T. Magura, R. Horváth, M. Kisfali, G. Ruff, S. Lengyel, and B. Tóthmérész. 2011. Measuring the short-term success of grassland restoration: the use of habitat affinity indices in ecological restoration. *Restoration Ecology* **19**:520-528.
- Di Stefano, J. 2001. Power analysis and sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* **154**:141-153.
- Di Stefano, J. 2003. How much power is enough? Against the development of an arbitrary convention for statistical power calculations. *Functional Ecology* **17**:707-709.
- Diamond, J. 1997. *Guns, Germs and Steel: The Fates of Human Societies*. W. W. Norton & Company, New York.
- Dierschke, H. 1994. *Pflanzensoziologie*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Dixon, K. W. 2009. Pollination and restoration. *Science* **325**:571-573.
- Donath, T. W., S. Bissels, N. Holzel, and A. Otte. 2007. Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice - Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation* **138**:224-234.
- Dramstad, W. E., W. J. Fjellstad, G. H. Strand, H. F. Mathiesen, G. Engan, and J. N. Stokland. 2002. Development and implementation of the Norwegian monitoring programme for agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management* **64**:49-63.
- du Toit, J. T. 2010. Considerations of scale in biodiversity conservation. *Animal Conservation* **13**:229-236.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Leveque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, and C. A. Sullivan. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* **81**:163-182.
- Dufrene, M. and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**:345-366.
- Dunn, R. R., A. D. Gove, T. G. Barraclough, T. J. Givnish, and J. D. Majer. 2007. Convergent evolution of an ant-plant mutualism across plant families, continents, and time. *Evolutionary Ecology Research* **9**:1349-1362.
- Duro, D., N. C. Coops, M. A. Wulder, and T. Han. 2007. Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Progress in Physical Geography* **31**:235-260.
- Dwernychuk, J. E. and E. C. Murphy. 1972. Ducks nesting in association with gulls: an ecological trap? *Canadian Journal of Zoology* **50**:559-563.
- Dynesius, M. and C. Nilsson. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the Northern third of the world. *Science* **266**:753-762.
- Edwards, W., M. Dunlop, and L. Rodgerson. 2006. The evolution of rewards: seed dispersal, seed size and elaiosome size. *Journal of Ecology* **94**:687-694.
- European Environmental Agency. 2006. *Land accounts for Europe 1990-2000: towards integrated land and ecosystem accounting*. European Environmental Agency, Copenhagen.
- Felsenstein, J. 1985. Phylogenies and the comparative method. *American Naturalist* **125**:1-15.

- Firbank, L. G., C. J. Barr, R. G. H. Bunce, M. T. Furse, R. Haines-Young, M. Hornung, D. C. Howard, J. Sheail, A. Sier, and S. M. Smart. 2003. Assessing stock and change in land cover and biodiversity in Great Britain: an introduction to Countryside Survey 2000. *Journal of Environmental Management* **67**:207-218.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, New York.
- Foster, B. L. and D. Tilman. 2000. Dynamic and static views of succession: testing the descriptive power of the chronosequence approach. *Plant Ecology* **146**:1-10.
- Fraser, D. J. and L. Bematchez. 2001. Adaptive evolutionary conservation: towards a unified concept for defining conservation units. *Molecular Ecology* **10**:2741-2752.
- Funk, J. L., E. E. Cleland, K. N. Suding, and E. S. Zavaleta. 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:695-703.
- Gibson, D. J. 1988. The relationship of sheep grazing and soil heterogeneity to plant spatial patterns in dune grassland. *Journal of Ecology* **76**:233-252.
- Giladi, I. 2006. Choosing benefits or partners: a review of the evidence for the evolution of myrmecochory. *Oikos* **112**:481-492.
- Givnish, T. J. 2010. Ecology of plant speciation. *Taxon* **59**:1326-1366.
- Goldblatt, P. 1997. Floristic diversity in the Cape Flora of South Africa. *Biodiversity and Conservation* **6**:359-377.
- Gomez, C. and X. Espadaler. 1998. Myrmecochorous dispersal distances: a world survey. *Journal of Biogeography* **25**:573-580.
- Gorb, E. and S. Gorb. 2003. *Seed Dispersal by Ants in a Deciduous Forest Ecosystem*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Góri, S. 2001. Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak újránépesedési folyamatainak értékelése, rehabilitációjának tájleptékű ökológiai elemzése. PhD értekezés, Debreceni Egyetem, Debrecen.
- Góri, S., G. Lakatos, E. Szilágyi, S. Andrikovics, and C. Aradi. 2006. Recolonization of waterbirds after wetland rehabilitation (Hortobágy National Park, Hungary). Pages 180-189 in A. Hanson, J. Kerekes, and J. Paquet, editors. *Limnology and Aquatic Birds: Abstracts and Selected Papers from the Fourth Conference of the Societas Internationalis Limnologiae (SIL) Aquatic Birds Working Group*. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 474 Atlantic Region.
- Gregory, R. D., A. Van Strien, P. Vorisek, A. W. G. Meyling, D. G. Noble, R. P. B. Foppen, and D. W. Gibbons. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **360**:269-288.
- Griffiths, R. A. 2004. Mismatches between conservation science and practice. *Trends in Ecology & Evolution* **11**:564-565.
- Grime, J. P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. J. Wiley and Sons, Chichester.
- Groom, G. 2004. Integration of partial coverage and full coverage landscape monitoring information. Pages 119-127 in G. Groom, editor. *Developments in strategic landscape monitoring for the Nordic countries*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Groom, M. J., G. K. Meffe, and C. R. Carroll. 2006. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Hagemeijer, W. J. M. and M. J. Blair. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T. & A. D. Poyser, London.

- Halaj, J., D. W. Ross, and A. R. Moldenke. 1998. Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in western Oregon forest canopies. *Journal of Arachnology* **26**:203-220.
- Hansson, L., L. Fahrig, and G. Merriam. 1995. *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Springer Verlag, Berlin.
- He, T. H., B. B. Lamont, S. L. Krauss, N. J. Enright, B. P. Miller, and A. D. Gove. 2009. Ants cannot account for interpopulation dispersal of the arillate pea *Daviesia triflora*. *New Phytologist* **181**:725-733.
- Hedberg, P. and W. Kotowski. 2010. New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation* **18**:304-308.
- Hellawell, J. M. 1991. Development of a rationale for monitoring. *in* F. B. Goldsmith, editor. *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman & Hall, London.
- Henry, P. Y., S. Lengyel, P. Nowicki, R. Julliard, J. Clobert, T. Celik, B. Gruber, D. S. Schmeller, V. Babij, and K. Henle. 2008. Integrating ongoing biodiversity monitoring: potential benefits and methods. *Biodiversity and Conservation* **17**:3357-3382.
- Hey, J. and R. Nielsen. 2007. Integration within the Felsenstein equation for improved Markov chain Monte Carlo methods in population genetics. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **104**:2785-2790.
- Hill, D. A. 1988. Population dynamics of the avocet (*Recurvirostra avosetta*) breeding in Britain. *Journal of Animal Ecology* **57**:669-683.
- Holmes, J. and R. Clark. 2008. Enhancing the use of science in environmental policy-making and regulation. *Environmental Science and Policy* **11**:702-711.
- Horváth, G., G. Kriska, P. Malik, and B. Robertson. 2009. Polarized light pollution: a new kind of ecological photopollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**:317-325.
- Horváth, G. and D. Varjú. 2004. *Polarized Light in Animal Vision - Polarization Patterns in Nature*. Springer-Verlag, Heidelberg, Berlin, New York.
- Hölzel, N. and A. Otte. 2003. Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science* **6**:131-140.
- Hötker, H. 1994. Wadden Sea birds and embankments - can artificial wetlands compensate for losses due to land claims? *Ophelia* **6 (Suppl.)**:279-295.
- Hötker, H. 2000. Intraspecific variation in size and density of Avocet colonies: effects of nest-distances on hatching and breeding success. *Journal of Avian Biology* **31**:387-398.
- Hötker, H. and A. Segebade. 2000. Effects of predation and weather on the breeding success of Avocets *Recurvirostra avosetta*. *Bird Study* **47**:91-101.
- Hutchings, M. J. and K. D. Booth. 1996. Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land .1. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* **33**:1171-1181.
- Jansen, L. J. M. 2004. Thematic harmonisation and analyses of Nordic data sets into Land Cover Classification System (LCCS) terminology. Pages 91-107 *in* G. Groom, editor. *Developments in strategic landscape monitoring for the Nordic countries*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Jensen, J. M. and D. L. Six. 2006. Myrmecochory of the exotic plant, *Centaurea maculosa*: A potential mechanism enhancing invasiveness. *Environmental Entomology* **35**:326-331.

- Jongepierova, I., J. Mitchley, and J. Tzanopoulos. 2007. A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation* **139**:297-305.
- Kalisz, S., J. D. Nason, F. M. Hanzawa, and S. J. Tonsor. 2001. Spatial population genetic structure in *Trillium grandiflorum*: The roles of dispersal, mating, history, and selection. *Evolution* **55**:1560-1568.
- Kelemen, J., editor. 1997. Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez (Guidelines to the Conservation Management of Grasslands). TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Keyghobadi, N. 2007. The genetic implications of habitat fragmentation for animals. *Canadian Journal of Zoology* **85**:1049-1064.
- Kiehl, K., A. Kirmer, T. W. Donath, L. Rasran, and N. Hölzel. 2010. Species introduction in restoration projects - Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* **11**:285-299.
- Koivula, M. J. 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *ZooKeys* **100**:287-317.
- Kosztolányi, A., T. Székely, and I. C. Cuthill. 2007. The function of habitat changes during brood-rearing in the precocial Kentish plover *Charadrius alexandrinus*. *Acta Ethologica* **10**:73-79.
- Kremen, C., R. K. Colwell, T. L. Erwin, R. F. Murphy, R. F. Noss, and M. A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* **7**:796-808.
- Kriska, G., B. Bernáth, and G. Horváth. 2007. Positive polaritaxis in a mayfly that never leaves the water surface: polarotactic water detection in *Palingenia longicauda* (Ephemeroptera). *Naturwissenschaften* **94**:148-154.
- Ladócsy, K. 1930. The mating flight of the Tisza mayfly (*Palingenia longicauda*, Oliv.) in 1929 in Szeged, part 2. *Fishery* **31**:28-30.
- Landolt, P., M. Sartori, and D. Studemann. 1997. *Palingenia longicauda* (Ephemeroptera, Palingeniidae): from mating to the larval stage. Pages 15-20 in P. Landolt and M. Sartori, editors. *Ephemeroptera and Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*. Mauron, Tinguely and Lachat SA, Fribourg.
- Langellotto, G. A. and R. F. Denno. 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* **139**:1-10.
- Lawson, C. S., M. A. Ford, and J. Mitchley. 2004. The influence of seed addition and cutting regime on the success of grassland restoration on former arable land. *Applied Vegetation Science* **7**:259-266.
- Lees, A. C. and C. A. Peres. 2006. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation* **133**:198-211.
- Legg, C. J. and L. Nagy. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* **78**:194-199.
- Lengyel, S. 1998. An overview of the literature on the biological effects of dams. *Természetvédelmi Közlemények* **7**:19-32.
- Lengyel, S., C. Aradi, I. Sándor, S. Göri, and B. Kiss. 2005. Master plan for the long-term rehabilitation programme of the Egyek-Pusztakócs marsh system. Hortobágy National Park Directorate, Debrecen.
- Lengyel, S., E. Déri, Z. Varga, R. Horváth, B. Tóthmérész, P. Y. Henry, A. Kobler, L. Kutnar, V. Babij, A. Seliskar, C. Christia, E. Papastergiadou, B. Gruber, and K.

- Henle. 2008a. Habitat monitoring in Europe: a description of current practices. *Biodiversity and Conservation* **17**:3327-3339.
- Lengyel, S., A. D. Gove, A. M. Latimer, J. D. Majer, and R. R. Dunn. 2010. Convergent evolution of seed dispersal by ants, and phylogeny and biogeography in flowering plants: a global survey. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **12**:43-55.
- Lengyel, S., A. Kobler, L. Kutnar, E. Framstad, P. Y. Henry, V. Babij, B. Gruber, D. Schmeller, and K. Henle. 2008b. A review and a framework for the integration of biodiversity monitoring at the habitat level. *Biodiversity and Conservation* **17**:3341-3356.
- Lengyel, S., K. Varga, B. Kosztyi, L. Lontay, E. Déri, P. Török, and B. Tóthmérész. 2012. Grassland restoration to conserve landscape-level biodiversity: a synthesis of early results from a large-scale project. *Applied Vegetation Science* **15**:264-276.
- Lepš, J., J. Dolezal, T. M. Bezemer, V. K. Brown, K. Hedlund, A. M. Igual, H. B. Jorgensen, C. S. Lawson, S. R. Mortimer, A. Peix Geldart, C. Rodriguez Barrueco, I. Santa Regina, P. Smilauer, and W. H. van der Putten. 2007. Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* **10**:97-110.
- Levey, D. J. and M. M. Byrne. 1993. Complex ant plant interactions: Rain-forest ants as secondary dispersers and post-dispersal seed predators. *Ecology* **74**:1802-1812.
- Ligon, F. K., W. E. Dietrich, and W. J. Trush. 1995. Downstream ecological effects of dams. *Bioscience* **45**:183-192.
- Lillesand, T. M., R. W. Kiefer, and J. W. Chipman. 2003. Remote sensing and image interpretation. John Wiley & Sons, New York.
- Lindenmayer, D., R. J. Hobbs, R. Montague-Drake, J. Alexandra, A. Bennett, M. Burgman, P. Cale, A. Calhoun, V. Cramer, P. Cullen, D. Driscoll, L. Fahrig, J. Fischer, J. Franklin, Y. Haila, M. Hunter, P. Gibbons, S. Lake, G. Luck, C. MacGregor, S. McIntyre, R. Mac Nally, A. Manning, J. Miller, H. Mooney, R. Noss, H. Possingham, D. Saunders, F. Schmiegelow, M. Scott, D. Simberloff, T. Sisk, G. Tabor, B. Walker, J. Wiens, J. Woinarski, and E. Zavaleta. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* **11**:78-91.
- Lindenmayer, D. B. and G. E. Likens. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* **24**:482-486.
- Longley, P. A., M. F. Goodchild, D. J. Maguire, and D. W. Rhind. 2005. Geographic Information Systems and Science. John Wiley & Sons, New York.
- Ma, M., S. Tarmi, and J. Helenius. 2002. Revisiting the species-area relationship in a semi-natural habitat: floral richness in agricultural buffer zones in Finland. *Agriculture Ecosystems & Environment* **89**:137-148.
- Mabberley, D. J. 2008. *Mabberley's Plant Book. A portable dictionary of plants, their classification and uses.* Third edition. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mace, G. M., B. Delbaere, I. Hanski, J. Harrison, F. Garcia, H. Pereira, A. Watt, J. Weiner, and J. Murlis. 2005. *A User's Guide to Biodiversity Indicators.* European Academy of Sciences Advisory Board, Liege.
- Maddison, W. P. and D. R. Maddison. 2008. Mesquite: A modular system for evolutionary analysis. Version 2.5. <http://mesquiteproject.org>.
- Magura, T., B. Tothmeresz, and Z. Elek. 2006. Changes in carabid beetle assemblages as Norway spruce plantations age. *Community Ecology* **7**:1-12.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity.* Blackwell Publishing, Oxford.

- Manchester, S. J., S. MacNally, J. R. Treweek, T. H. Sparks, and J. O. Mountford. 1999. The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland - an experimental study and review. *Journal of Environmental Management* **55**:91-109.
- Marrs, R. H. 1993. Soil fertility and nature conservation in Europe - theoretical considerations and practical management solutions. *Advances in Ecological Research* **24**:241-300.
- Marsh, D. M. and P. C. Trenham. 2008. Current trends in plant and animal population monitoring. *Conservation Biology* **22**:647-655.
- Mattoni, R., T. Longcore, and V. Novotny. 2000. Arthropod monitoring for fine-scale habitat analysis: a case study of the El Segundo Sand Dunes. *Environmental Management* **25**:445-452.
- McConway, K. J. and H. J. Sims. 2004. A likelihood-based method for testing for nonstochastic variation of diversification rates in phylogenies. *Evolution* **58**:12-23.
- McKinney, M. L. and J. L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* **14**:450-453.
- Meiss, H., S. Médiéne, R. Waldhardt, J. Caneill, and N. Munier-Jolain. 2010. Contrasting weed species composition in perennial alfalfas and six annual crops: implications for integrated weed management. *Agronomy for Sustainable Development* **30**:657-666.
- Ménot, G., E. Bard, F. Rostek, J. W. H. Wijers, E. C. Hopmans, S. Schouten, and J. S. Sinninghe Damsté. 2006. Early reactivation of European rivers during the last deglaciation. *Science* **313**:1623-1625.
- Michener, W. K. 1997. Quantitatively evaluating restoration experiments: research design, statistical analysis, and data management considerations. *Restoration Ecology* **5**:324-337.
- Milewski, A. V. 1983. A comparison of ecosystems in Mediterranean Australia and Southern Africa: Nutrient-poor sites at the Barrens and the Caledon Coast. *Annual Review of Ecology and Systematics* **14**:57-76.
- Mitter, C., B. Farrell, and B. Wiegmann. 1988. The phylogenetic study of adaptive zones - has phytophagy promoted insect diversification? *American Naturalist* **132**:107-128.
- Molnár, Z. and Z. Botta-Dukát. 1998. Improved space-for-time substitution for hypothesis generation: secondary grasslands with documented site history in SE-Hungary. *Phytocoenologia* **28**:1-29.
- Mortimer, S. R., R. G. Booth, S. J. Harris, and V. K. Brown. 2002. Effects of initial site management on the Coleoptera assemblages colonising newly established chalk grassland on ex-arable land. *Biological Conservation* **104**:301-313.
- Mortimer, S. R., J. A. Hollier, and V. K. Brown. 1998. Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain. *Applied Vegetation Science* **1**:101-114.
- Nagendra, H. 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing* **22**:2377-2400.
- Nol, E. and H. Blokpoel. 1983. Incubation period of ring-billed gulls and the egg immersion technique. *Wilson Bulletin* **95**:283-286.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* **4**:355-364.

- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Sóllymos, M. Henry, H. Stevens, and H. Wagner. 2011. vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-11. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Orians, G. H. and J. F. Wittenberger. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist* **137 (Suppl)**:S29-S49.
- Paquin, P. 2008. Carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in the black spruce succession of eastern Canada. *Biological Conservation* **141**:261-275.
- Parr, T. W., M. Ferretti, I. C. Simpson, M. Forsius, and E. Kovács-Láng. 2002. Towards a long-term integrated monitoring programme in Europe: network design in theory and practice. *Environmental Monitoring and Assessment* **78**:253-290.
- Pauls, S. U., K. Theissinger, L. Ujvárosi, M. Bálint, and P. Haase. 2009. Patterns of population structure in two closely related, sympatric caddisflies in Eastern Europe: historic introgression, limited dispersal and cryptic diversity. *Journal of the North American Benthological Society* **28**:517-536.
- Pemberton, R. W. and D. W. Irving. 1990. Elaiosomes on weed seeds and the potential for myrmecochory in naturalized plants. *Weed Science* **38**:615-619.
- Pereira, H. M. and H. D. Cooper. 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology & Evolution* **21**:123-129.
- Peres, C. A., J. Barlow, and W. F. Laurance. 2006. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* **21**:227-229.
- Perner, J. and S. Malt. 2003. Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment* **98**:169-181.
- Perner, J., C. Wytrykush, A. Kahmen, N. Buchmann, I. Egerer, S. Creutzburg, N. Odat, V. Audorff, and W. W. Weisser. 2005. Effects of plant diversity, plant productivity and habitat parameters on arthropod abundance in montane European grasslands. *Ecography* **28**:429-442.
- Pettorelli, N., J. O. Vik, A. Mysterud, J. M. Gaillard, C. J. Tucker, and N. C. Stenseth. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* **20**:503-510.
- Pfeiffer, M., J. Nais, and K. E. Linsenmair. 2004. Myrmecochory in the Zingiberaceae: seed removal of *Globba franciscii* and *G. propinqua* by ants (Hymenoptera: Formicidae) in rain forests on Borneo. *Journal of Tropical Ecology* **20**:705-708.
- Pickett, S. T. A., R. S. Ostfeld, M. Shachak, and G. E. Likens, editors. 1997. *The Ecological Basis of Conservation*. Chapman & Hall, New York.
- Pinheiro, J. C. and D. M. Bates. 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. Springer, New York.
- Polastre, J., R. Szewczyk, A. Mainwaring, D. Culler, and J. Anderson. 2004. Analysis of wireless sensor networks for habitat monitoring. Pages 399-423 *in* C. S. Raghavendra, K. M. Sivalingam, and T. Znati, editors. *Wireless sensor networks*. Springer, New York.
- Popper, K. R. 1968. *The Logic of Scientific Discovery*. Hutchinson, London.
- Poschlod, P., S. Kiefer, U. Tränkle, S. Fischer, and S. Bonn. 1998. Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science* **1**:75-90.
- Prach, K., P. Pysek, and M. Bastl. 2001. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* **4**:83-88.

- Pueyo, Y., C. L. Alados, B. Garcia-Ávila, S. Kéfi, M. Maestro, and M. Rietkerk. 2009. Comparing direct abiotic amelioration and facilitation as tools for restoration of semiarid grasslands. *Restoration Ecology* **17**:908-916.
- Pullin, A. S. 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pullin, A. S. and T. M. Knight. 2001. Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* **15**:50-54.
- Purtauf, T., J. Dauber, and V. Wolters. 2004. Carabid communities in the spatio-temporal mosaic of a rural landscape. *Landscape and Urban Planning* **67**:185-193.
- Pywell, R. F., J. M. Bullock, A. Hopkins, K. J. Walker, T. H. Sparks, M. J. W. Burke, and S. Peel. 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* **39**:294-309.
- Pywell, R. F., J. M. Bullock, D. B. Roy, L. I. Z. Warman, K. J. Walker, and P. Rothery. 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* **40**:65-77.
- R Development Core Team. 2011. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Regal, P. J. 1977. Ecology and evolution of flowering plant dominance. *Science* **196**:622-629.
- Richardson, D. M., N. Allsopp, C. M. D'Antonio, S. J. Milton, and M. Rejmánek. 2000. Plant invasions - the role of mutualisms. *Biological Reviews* **75**:65-93.
- Rico-Gray, V. and P. S. Oliveira. 2007. *The Ecology and Evolution of Ant-Plant Interactions*. University of Chicago Press, Chicago.
- Rohde, R. A. and R. A. Muller. 2005. Cycles in fossil diversity. *Nature* **434**:208-210.
- Ruiz-Jaen, M. C. and T. M. Aide. 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* **13**:569-577.
- Ruprecht, E. 2005. Secondary succession in old-fields in the Transilvanian Lowland (Romania). *Preslia* **77**:145-157.
- Russev, B. 1959. Vol de compensation pur la ponte de *Palingenia longicauda* (Oliv.) (Ephem.) contre courant du Danube. *Comptes Rendus de l'Academie Bulgare des Sciences* **12**:165-168.
- Russev, B. K. 1987. Ecology, life history and distribution of *Palingenia longicauda* (Olivier) (Ephemeroptera). *Tijdschrift voor Entomologie* **130**:109-127.
- Sanderson, M. J. and M. J. Donoghue. 1996. Reconstructing shifts in diversification rates on phylogenetic trees. *Trends in Ecology & Evolution* **11**:15-20.
- Sartori, M. and P. Landolt. 1998. Memorandum concernant la candidature de *Palingenia longicauda* (Olivier, 1791) (Insecta Ephemeroptera) a son inscription en annexe de la Convention de Berne. Document T-PVS (98) 15, Council of Europe, Strasbourg.
- Sartori, M., P. Landolt, V. Lubini, and L. Ruffieux. 1995. Biological studies of *Palingenia longicauda* (Olivier) (Ephemeroptera: Palingeniidae) in one of its last European refuges - Abiotic characteristics and description of the habitat. Pages 263-272 in L. D. Corkum and J. J. H. Ciborowski, editors. *Current Directions in Research on Ephemeroptera*. Canadian Scholars' Press, Inc., Toronto.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs, and C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* **5**:18-29.
- Schmeller, D. S., P. Y. Henry, R. Julliard, B. Gruber, J. Clobert, F. Dziock, S. Lengyel, P. Nowicki, E. Deri, E. Budrys, T. Kull, K. Tali, B. Bauch, J. Settele, C. Van Swaay, A.

- Kobler, V. Babij, E. Papastergiadou, and K. Henle. 2009. Advantages of volunteer-based biodiversity monitoring in Europe. *Conservation Biology* **23**:307-316.
- Shepherd, S. and D. M. Debinski. 2005. Evaluation of isolated and integrated prairie reconstructions as habitat for prairie butterflies. *Biological Conservation* **126**:51-61.
- Slowinski, J. B. and C. Guyer. 1993. Testing whether certain traits have caused amplified diversification: an improved method based on a model of random speciation and extinction. *American Naturalist* **142**:1019-1024.
- Sodhi, N. S., R. Butler, W. F. Laurance, and L. Gibson. 2011. Conservation successes at micro-, meso- and macroscales. *Trends in Ecology & Evolution* **26**:585-594.
- Soulé, M. E., editor. 1986. *Conservation Biology - The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Stadler, J., A. Trefflich, R. Brandl, and S. Klotz. 2007. Spontaneous regeneration of dry grasslands on set-aside fields. *Biodiversity and Conservation* **16**:621-630.
- Stebbins, G. L. 1981. Why are there so many species of flowering plants? *Bioscience* **31**:573-577.
- Stevens, P. F. 2008. Angiosperm Phylogeny Website, Version 9, June 2008 (<http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb>).
- Stevenson, M. J., J. M. Bullock, and L. K. Ward. 1995. Re-creating semi-natural communities: Effect of sowing rate on establishment of calcareous grassland. *Restoration Ecology* **3**:279-289.
- Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman, and T. M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **19**:305-308.
- Szabó, G. in press. Az egyik-pusztakócsi gyeprekonstrukció hatása vadméhekre (Hymenoptera: Apoidea). *Természetvédelmi Közlemények*.
- Szőör, G., P. Sümegi, and É. Balázs. 1991. Sedimentological and geochemical analysis of Upper Pleistocene paleosols of the Hajdúság region, Hungary. Pages 47-59 in M. Pécsi and F. Schweitzer, editors. *Quaternary Environment in Hungary*. Studies in Geography in Hungary, vol. 26. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Theissinger, K., M. Bálint, P. Haase, J. Johannesen, I. Laube, and S. U. Pauls. 2011. Molecular data and species distribution models reveal the Pleistocene history of the mayfly *Ameletus inopinatus* (Ephemeroptera: Siphonuridae). *Freshwater Biology* **56**:2554-2566.
- Tilman, D. 1993. Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? *Ecology* **74**:2179-2191.
- Tittizer, T., D. Fey, M. Sommerhauser, K. Málnás, and S. Andrikovics. 2008. Versuche zur Wiederansiedlung der Entagsiegenart *Palingenia longicauda* (Olivier 1791) in der Lippe. *Lauterbornia* **63**:57-75.
- Tőgye, J. 2002. Breeding of pied avocets on the Biharugra fishponds [in Hungarian]. *Madártávlat* **9**:2-3.
- Török, P., B. Deák, E. Vida, O. Valkó, S. Lengyel, and B. Tóthmérész. 2010. Restoring grassland biodiversity: sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* **143**:806-812.
- Török, P., E. Vida, B. Deák, S. Lengyel, and B. Tóthmérész. 2011. Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* **20**:2311-2332.
- Turner, W., S. Spector, N. Gardiner, M. Fladeland, E. Sterling, and M. Steininger. 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **18**:306-314.

- Underwood, A. J. 1997. Experiments in Ecology. Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance. Cambridge University Press, Cambridge.
- United Nations Environment Programme - World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC). 2004. World Database on Protected Areas (WDPA).
- Vamosi, S. M. and J. C. Vamosi. 2005. Endless tests: guidelines for analysing non-nested sister-group comparisons. *Evolutionary Ecology Research* **7**:567-579.
- van der Pijl, L. 1982. Principles of Dispersal in Higher Plants. Third edition edition. Springer-Verlag, Berlin.
- Van der Putten, W. H., S. R. Mortimer, K. Hedlund, C. Van Dijk, V. K. Brown, J. Leps, C. Rodriguez-Barrueco, J. Roy, T. A. D. Len, D. Gormsen, G. W. Korthals, S. Lavorel, I. S. Regina, and P. Smilauer. 2000. Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. *Oecologia* **124**:91-99.
- Vellend, M., T. M. Knight, and J. M. Drake. 2006. Antagonistic effects of seed dispersal and herbivory on plant migration. *Ecology Letters* **9**:316-323.
- Vida, E., O. Valkó, A. Kelemen, P. Török, B. Deák, T. Migléc, S. Lengyel, and B. Tóthmérész. 2010. Early vegetation development after grassland restoration by sowing low-diversity seed mixtures in former sunflower and cereal fields. *Acta Biologica Hungarica* **61**:246-255.
- Vittoz, P. and R. Engler. 2007. Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica* **117**:109-124.
- Wagner, K. I., S. K. Gallagher, M. Hayes, B. A. Lawrence, and J. B. Zedler. 2008. Wetland restoration in the new millennium: do research efforts match opportunities? *Restoration Ecology* **16**:367-372.
- Walker, K. J., R. F. Pywell, E. A. Warman, J. A. Fowbert, A. Bhogal, and B. J. Chambers. 2004a. The importance of former land use in determining successful re-creation of lowland heath in southern England. *Biological Conservation* **116**:289-303.
- Walker, K. J., P. A. Stevens, D. P. Stevens, J. O. Mountford, S. J. Manchester, and R. F. Pywell. 2004b. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* **119**:1-18.
- Walpole, M., R. E. A. Almond, C. Besancon, S. H. M. Butchart, D. Campbell-Lendrum, G. M. Carr, B. Collen, L. Collette, N. C. Davidson, E. Dulloo, A. M. Fazel, J. N. Galloway, M. Gill, T. Govers, M. Hockings, D. J. Leaman, D. H. W. Morgan, C. Revenga, C. J. Rickwood, F. Schutyser, S. Simons, A. J. Stattersfield, T. D. Tyrrell, J. C. Vie, and M. Zimsky. 2009. Tracking progress toward the 2010 biodiversity target and beyond. *Science* **325**:1503-1504.
- Waples, R. S. 1991. Pacific salmon, *Oncorhynchus* spp., and the definition of "species" under the Endangered Species Act. *Marine Fisheries Review* **53**:11-22.
- Watt, A. S. 1947. Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology* **35**:1-22.
- Weiss, S., H. Persat, R. Eppe, C. Schlötterer, and F. Uiblein. 2002. Complex patterns of colonization and refugia revealed for European grayling *Thymallus thymallus*, based on complete sequencing of the mitochondrial DNA control region. *Molecular Ecology* **11**:1393-1407.
- Westoby, M., K. French, L. Hughes, B. Rice, and L. Rodgerson. 1991. Why do more plant species use ants for dispersal on infertile compared with fertile soils. *Australian Journal of Ecology* **16**:445-455.
- Wiens, J. A., N. C. Stenseth, B. Van Horne, and R. A. Ims. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* **66**:369-380.

- Wilcove, D. S., C. H. McLellan, and A. P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. Pages 237-256 in M. E. Soulé, editor. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Wilson, C. A. and M. A. Colwell. 2010. Movements and fledgling success of Snowy Plover (*Charadrius alexandrinus*) chicks. *Waterbirds* **33**:331-340.
- Wilson, E. O. 1999. *The Diversity of Life*. W. W. Norton & Co., New York.
- Woodcock, B. A., A. R. Edwards, C. S. Lawson, D. B. Westbury, A. J. Brook, S. J. Harris, V. K. Brown, and S. R. Mortimer. 2008. Contrasting success in the restoration of plant and phytophagous beetle assemblages of species-rich mesotrophic grasslands. *Oecologia* **154**:773-783.
- World Bank. 2006. Key development data and statistics. World development indicators. Available from <http://go.worldbank.org/QKRICC4WI0> (accessed December 2007). World Bank, New York.
- Wyatt, B. K., D. J. Briggs, and P. Ryder. 2004. Building a European information capacity for environment and security. A contribution to the initial periods of the GMES Action Plan. Directorate General for Research, Sustainable Development, Global Change and Ecosystems, Brussels.
- Yoccoz, N. G., J. D. Nichols, and T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* **16**:446-453.
- Yoder, J. B., E. Clancey, S. Des Roches, J. M. Eastman, L. Gentry, W. Godsoe, T. J. Hagey, D. Jochimsen, B. P. Oswald, J. Robertson, B. A. J. Sarver, J. J. Schenk, S. F. Spear, and L. J. Harmon. 2010. Ecological opportunity and the origin of adaptive radiations. *Journal of Evolutionary Biology* **23**:1581-1596.
- Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* **92**:73-83.
- Zhou, H. P., J. Chen, and F. Chen. 2007. Ant-mediated seed dispersal contributes to the local spatial pattern and genetic structure of *Globba lancangensis* (Zingiberaceae). *Journal of Heredity* **98**:317-324.

8. FÜGGELÉK

- 1. függelék.** Az európai biodiverzitás-monitorozó programokról információkat gyűjtő EuMon projektben alkalmazott kérdőív magyar változata.

Élőhely-monitoring: Ha élőhelyeket monitoroz (prezencia-abszencia, egyes fajok abundanciája) az élőhelyszintű változások, trendek kimutatása érdekében, akkor az Ön sémája az élőhely-monitoring-sémák közé tartozik. Az élőhelyek elterjedésének, kompozíciójának és minőségének monitorozása szintén ide tartozik.

Az Ön neve:

Az Ön e-mail címe:

Dátum:

Program neve:

** Itt a „program” több „séma” gyűjtőfogalmaként használatos.*

1. Séma neve:

** Kérjük, hogy a séma jelenlegi helyzetét írja le, a múltbeli változások/változtatások figyelembe vétele nélkül!*

2. Végrehajtó intézmény:

3. Koordinátor:

4. A pénzbeli támogatás fő forrása:

EUs	
állami	
regionális	
tudományos pályázat	
magán	
egyéb	

** Kérjük, tegyen X-et a megfelelő válasz mellé!*

5. A monitorozás elindításában a következő játszott a legfontosabb szerepet:

EU direktíva	
egyéb nemzetközi kötelezettség	
magyar jogszabály	
tudományos kutatás	

kezelés/helyreállítás	
egyéb ok	

6. A séma földrajzi kiterjedtsége:

EU	
nemzetközi	
országos	
regionális	
lokális	

7. Az ország(ok), amely(ek)ben a monitorozás folyik:

* *Ha a földrajzi kiterjedtség „országos” vagy „nemzetközi”, sorolja fel az országo(ka)t!*

8. Irodalom/Hivatkozások (monitoring programról könyv, fejezet, cikk stb.):

H1. Mi az élőhely-monitorozás célja?

élőhelyek elterjedése	
élőhelyek kompozíciója	

* *több választ is megjelölhet*

H2. A gyűjtött adatok típusa:

fajok prezenciája-abszenciája	
fajok abundanciája	

* *több választ is megjelölhet*

H3. Sor kerül-e környezeti (háttér)tényezők mérésére/monitorozására?

igen	
nem	

H4. Az élőhely térbeli változatosságának vizsgálati módja:

távérzékelés	
terepi térképezés	

H5. Rétegzett-e a mintavételi módszerük?

igen	
nem	

* *pl. a mintavételi helyek a priori meghatározott, diszkrét kategóriákon alapuló szempontok alapján kerültek kijelölésre, mint például különböző biogeográfiai régiók, a résztvevő önkéntesek lakóhelye szerint stb.*

H6. Használ-e bármilyen kísérleti elrendezést?

igen	
nem	

H7. Hogyan választja ki a mintaterületeket?

teljeskörű felmérés (minden lehetséges terület)	
random mintavétel	
szisztematikus mintavétel (pl. minden cella egy rácsból)	
szakemberek ismerete/javaslatai alapján	
egyéb módon	

H8. A mintavételi területek jogilag védett területen találhatóak?

teljesen	
részben	
nem	

H9. Milyen léptékben dolgozik (pl. a trendek kimutatására használt térkép léptéke)?

* pl. 1:100.000

H10. Mekkora a séma keretében monitorozott terület teljes nagysága (km²)?

* *monitorozott terület alatt azt a területet értjük, amelyre az eredmények extrapolálhatóak: pl. szaporodó egyedek monitorozásánál a populáció elterjedési területe; a nemzeti park területe, ha a monitorozás csak abban a parkban zajlik; az ország teljes területe, ha országos a monitorozás (országos következtetéseket akarunk levonni)*

H11. Hány mintaterületen történik monitorozás?

H12. Hány darab mintát (pl. transzektet, kvadrátot, számlálási pontot) vesz fel egy-egy mintaterületen egy mintavételi alkalommal?

H13. Hány évente történik a monitorozás?

* *ha évente, írjon be 1-est; ha két évente, 2-est, stb.*

H14. Hányszor történik mintavétel egy évben?

* *pl. a mintavételi területre kiszállások/bejárások száma, v. az adott területről készült felvételek/fotók száma egy évben*

H15. Mennyi idő szükséges egyetlen mintavételi alkalomhoz (személymunkában számolva, törtszám is lehet)?

* *pl. egy mintavételi területre kiszálláshoz/bejárásához, v. egy felvétel/fotó elemzéséhez*

H16. Melyik évben kezdődött a séma?

* *pl. 1990 (> 1700, < 2100)*

H17. A séma befejezésének éve:

* pl. 1990 (> 1700, < 2100); csak akkor kell kitölteni, ha a séma már befejeződött vagy a befejezés éve ismert

H18. Volt változás a monitorozási folyamatban ezen idő alatt?

nem, néhány apróbb változástól eltekintve	
igen, a protokoll időközben átdolgozásra került	

H19. Hogyan elemzik a monitoringból származó adatokat?

grafikonokkal / leíró statisztikákkal	
lineáris regresszióval	
bonyolultabb statisztikai módszerekkel (GLM, GAM, kevert modellek, idősorok stb.)	
egyéb módszerrel	
az adatokat valaki más / más intézmény elemzi	
az adatok nem kerülnek elemzésre	

H20. Minden élőhelyet monitoroz a területén?

igen	
nem	

H21. Milyen besorolást használ az élőhelyek azonosításához?

EUNIS	
CORINE	
Egyéb	

H22. Kérjük adja meg a monitorozott élőhelyek listáját!

* Kérjük, adja meg az Élőhely Irányelv Natura 2000 kódjait vagy a CORINE kódokat, ha lehetséges!

H23. Kérjük, adja meg a terepi módszerek nevét vagy a távérzékelési adatforrást, amelyet használ a mintavételezéskor:

* pl. vegetációtérképezés v. Quickbird, Landsat stb.

H24. Az élőhely változásának mekkora a legkisebb mértéke, melyet statisztikailag ki tud mutatni a sémával:

évenként 1%-ot	
évenként 5%-ot	
évenként 10%-ot	
évenként 20%-ot	
évenként több mint 20%-ot	

H25. Tud-e monitoring során gyűjtött adatokból következtetni a megfigyelt változások okaira?

igen	<input type="checkbox"/>
nem	<input type="checkbox"/>

H26. A monitorozott változás okai:

szennyezés	<input type="checkbox"/>
földhasználati változások	<input type="checkbox"/>
klímaváltozás	<input type="checkbox"/>
inváziós fajok előretörése	<input type="checkbox"/>
fragmentáció	<input type="checkbox"/>
az élőhely szukcessziója	<input type="checkbox"/>
katasztrófaszerű események	<input type="checkbox"/>

* több választ is megjelölhet

H27. Vizsgál-e az élőhely minőségével kapcsolatos tényezőket?

igen	<input type="checkbox"/>
nem	<input type="checkbox"/>

H28. Az élőhely minőségét mérő paraméterek közül monitorozásra kerül:

az élőhely fragmentációja	<input type="checkbox"/>
élőhelyszerkezeti változások	<input type="checkbox"/>
fajösszetételbeli változások	<input type="checkbox"/>
fizikai-kémiai környezet változásai	<input type="checkbox"/>
indikátor-, kulcs-, ernyő- és/vagy tipikus fajok	<input type="checkbox"/>

* több választ is megjelölhet

H29. Ha vizsgál indikátor fajokat, kérjük, adja meg a nevüket!

H30. Hány szakember vesz részt ebben a sémában?

H31. Hány önkéntes vesz részt ebben a sémában?

H32. Szükséges-e szaktudás vagy előképzés a terepi/laboratóriumi munkában való részvételhez?

igen	<input type="checkbox"/>
nem	<input type="checkbox"/>

H33. Összességében mennyi személyi ráfordítás szükséges egy évben a séma működtetéséhez (személymunkanapban számolva)?

** adatgyűjtés, koordinálás, elemzés*

H34. Mennyi pénzt költ felszerelésre és egyéb dologi kiadásokra (utazást is ideértve) egy évben (EURO-ban)?

H35. Volt olyan kérdés, melynél a kategóriák nem voltak alkalmasak az Ön sémájának leírásához?

** Amennyiben volt, kérjük részletezze!*

Kedves Koordinátor!

Köszönjük a az EuMon projektben való segítségét!

Most, hogy megválaszolta a kérdőívünket, felmerülhet a kérdés, hogy hogyan fogja használni az EuMon projekt az Ön által megadott adatokat. Az adatbázis nem megfelelő használatának elkerülésére az EuMon projekt átnézi az adatokat és elképzelhető, hogy megkeresi Önt, ha további információkra van szüksége egy-két kérdésnél. Amennyiben ez a folyamat befejeződik, e-mailben értesítjük és a monitoring program adatai megjelennek az adatbázis nyilvános, mindenki által elérhető részében (<http://eumon.ckff.si/monitoring>).

Milyen, az Ön munkája számára hasznos információra tart igényt az EuMon projekttől?

Szeretné megkapni elektronikus hírlevelünket, melyben tevékenységeinkről tájékoztatjuk?

igen	
nem	