

## VÁLASZ DR. LIKER ANDRÁS MTA DOKTORA, EGYETEMI TANÁR BÍRÁLÓI VÉLEMÉNYÉRE

Először is szeretném megköszönni Liker András részletes, alapos bírálói véleményét és kérdéseit az akadémiai doktori cím elnyerésére benyújtott doktori művemről. Az alábbiakban a bíráló által felvetett problémákra és feltett kérdésekre azoknak a bírálói véleményben szereplő sorrendjében válaszolok, kezdve a problémák illetve kérdések rövid, kivonatos idézésével.

*(...), a fejezetek színvonala nem teljesen kiegyenlített. (...) a legkevésbé sikerült rész az összegzés, ami 3 és fél oldalon nagyjából elismétli a főbb témákat a bevezetőből már ismerős idő- és térbeli léptékek szolgáltatotta keretben használva. Egyrészt érthető, hogy ennyire szerteágazó témákat nehéz egységesen értékelni anélkül, hogy nem túl izgalmas általánosságokra kényszerüljön a szerző. Másrészről egy adott szinten és cikkben lezárt vizsgálatnak lehetnek továbbgondolt részei, folytatása saját vagy mások vizsgálataiban, amik esetleg hozzátesznek vagy változtatnak némelyik konklúzióján. Ennek tárgyalására jó alkalmat kínált volna a záró fejezet, azonban ez elmaradt.*

Egyetértek bírálómmal abban, hogy a szerteágazó témákat nehéz egységesen értékelni és velős, magvas gondolatokat megfogalmazni szintézisként a nem túl izgalmas általánosságok helyett. A továbbgondolt részek, folytatás vagy újabb vizsgálatok bemutatása jó ötlet és lett is volna rá affinitásom, de sajnos ez nem jutott eszembe. A bírálatokra adott válaszaiban ezért próbálom ezt kicsit pótolni, amikor néhány érdekesebb téma esetén ismertetem az újabb fejleményeket.

### **Evolúciós vizsgálat**

*(...) Az eredmények értelmezéséhez fontos lenne tudnunk, hogy a különböző növénygenuszok kutatottsága befolyásolta-e ezeket az eredményeket, azonban erről nem esik szó az értekezésben. Ha például a jobban kutatott genuszokban gyakrabban fedezik fel a hangyaterjesztést, és ezekben a csoportokban a növényfajok elkülönítése/leírása is gyakoribb vagy teljesebb, akkor ez a vizsgálatban kapott terjesztési mód - diverzitás kapcsolatához vezet valódi biológiai ok, azaz a hangyaterjesztés feltételezett előnyei nélkül is.*

A kutatottság-problémát a vonatkozó cikkekben tárgyaljuk, mégha az értekezésben nem is esett szó erről. Eszerint az eredmények egy részét (myrmecochoria globális elterjedése, diverzifikációs előnyök esetleg hátrányok kevésbé ismert családoknál, genuszoknál ill. biogeográfiai régiókban) óvatosan kell értelmezni, mivel újabb felfedezések jelentősen módosíthatják ezeket. Az, hogy erre sor kerül, nem kétséges, ám a cikkek megjelenése óta eltelt időben ilyenre nem nagyon volt példa. Az egyik legnagyobb „alulkutatottsági” probléma a myrmecochoriás genuszok viszonylag alacsony száma a trópusokról.

A trópusi hangya-növény kapcsolatok rendkívül változatosak és viszonylag jól ismertek (Rico-Gray and Oliveira 2007). Számos növénycsoportban alakult ki myrmecophylia. A hangyák a növényeken alapíthatnak kolóniát, ahol üreges internodális szervekben, levélnyelben, levelekben, tövisekben és azok tövében valamint elágazások szivacsos szöveteiben, természetes mélyedésekben, gyöktörzsben stb. minden bizonnyal külön erre a funkcióra kialakult domatiumokban (*Cecropia* spp., Fabaceae család számos faja, legfontosabbak az *Acacia* genusz tagjai, Rubiaceae család pl. *Gardenia*, *Coffea* spp.). Számos növényen alakultak ki extraflórális nektáriumok és egyéb képződmények (Müller-féle testecskék, gyöngytestek, Belt testek stb.),

melyek a hangyák odavonzását és megtartását célozzák, kiaknázva az általuk a nagytestű legelő fajok ellen nyújtott védelmet. A védekezési mutualizmusok/szimbiózisok legszebb példái a trópusi *Acacia* fajok. Az együttélés kevésbé kötött formái a hangyakeretek, melyek a Bromeliaceae család fajainál, az Asclepiadaceae család *Hoya* genuszában és számos más növénynél megtalálhatóak. A hangyák itt konkrét magterjesztési tevékenységet is végeznek.

Tekintve, hogy a hangya-növény kapcsolatok ma az evolúciós ökológia egyik forrongó területe és tekintve, hogy sok trópusi vizsgálat születik ezen a téren, nehéz elképzelni, hogy a trópusokon kevésbé ismerték fel vagy jelentették volna a myrmecochoria jelenségét. Elképzelhető – alternatív hipotézisként – az is, hogy a hangya-növény kapcsolatok a trópusokon nem álltak meg a myrmecochoriánál és jóval szorosabb ill. specifikusabb mutualista kapcsolatokká fejlődtek az evolúció során. Még egy újabb hipotézis, hogy az trópusi evolúciós ökológiával foglalkozó kutatók a szorosabb, specifikusabb hangya-növény kapcsolatokat érdekesebbnek találták, mint a pusztá magterjesztési kapcsolatot, ezért keletkezhet az 'alulkutatottság' talán hamis képe. Ezen három hipotézisen túl is azonban lehetnek további magyarázatok, ám azt, hogy a lehetséges alulkutatottság pontosan hogyan befolyásolja a diverzifikációs előnyt, jelenleg nem tudjuk megmondani.

Módszerünk erősen konzervatív eljárást alkalmazott: számos, „jól kutatott” myrmecochoriás növénygenuszt (*Acalypha*, *Arenaria*, *Carduus*, *Cirsium*, *Jatropha*, *Peperomia* stb.), kizártunk az elemzésből, mert vagy a fajok jelentős részénél ismeretlen volt a magterjesztési mód vagy pedig valamelyik további változó (pl. elterjedési terület, testvércsoport stb.) nem volt ismert. Mindezek miatt adataink alapján a myrmecochoria evolúciós eredeteit és filogenetikai, taxonómiai, biogeográfiai elterjedtségét jelentősen alulbecsüljük, azaz számaink minimumbecslésként értelmezhetőek. A myrmecochoriás genuszokról szóló adatbázis összeállításakor egyébként az egyik legnagyobb problémánk az volt, hogy néhány kevésbé ismert myrmecochoriás genuszról az elaioszóma jelenlétén kívül nehéz volt más információt (elterjedés, filogenetikai helyzet stb.) találni. Mindezek alapján kevésbé tartom veszélynek, hogy a jobban kutatott genuszok miatt adatainkban felülreprezentált lenne a myrmecochoria.

*(...) érdekes lett volna többet megtudni eme szimbiózis feltételezhető evolúciós kialakulásáról is, különösen mivel a szerző szerint ez "a konvergens evolúció egyik legjobb és egyben legkülönlegesebb példája a biológiában." Például milyen lépésekben alakulhatott ki az említett 150 független esetben egy nem hangya terjesztette taxonból hangya által terjesztett, vannak-e átmeneti formái ennek terjesztési módnak?*

Az evolúciós eredetet illetően az elaioszómáknál is érdemes az egyedfejlődést figyelembe venni. Az elaioszóma anatómiailag lehet aril, arilloda, carunculus, funiculus, strophiolus vagy sarcotesta. Szövettanilag számos úton, a chalaza, a funiculus, hilum, mycropyle vagy raphe-antiraphe szövetekből vagy ezek kombinációjából jön létre vagy – ritkábban – termés-szövetekből mint az exocarpus, a receptaculum, virágcső, perigonium, style vagy spicula (Gorb and Gorb 2003). A magfüggelék kialakulása tehát változatos, sokféle szövettani eredetből és útvonalon át történik. Az evolúció során mindegyik kialakulásnál más és más tényező lehetett fontos, azaz más és más evolúciós lépések lehettek fontosak. Elképzelhető például, hogy a függelék megjelenését pusztán annak mechanikai funkciója magyarázza, azaz a magfüggelék fizikailag lehetővé tette, hogy a hangya megragadja az amúgy sima felszínű magot, majd egy ezt követő evolúciós lépésben történt

a hangyák által kedvelt olajsavak megjelenése és felhalmozódása a magfüggelékben. Más esetekben valószínűsíthető, hogy a mag külső húsos héjának vegyületei, pl. a sarcotesta anyagai vonzották a hangyákat, mely héjának aztán egy kitüntetett részébe összpontosultak a preferált vegyületek kis külön képletben, aminél fogva a hangyák nemcsak megdézsmálhatták, hanem már szállíthatták is a magvakat. Mindezen anatómiai, szövettani és fejlődéstani változatosságnak az eddigi vizsgálatok túlnyomó része szerint egyetlen funkciója, hogy kiváltsa a hangyák érdeklődését és magszállító viselkedését, azaz a mag hangyabolyba jutását. Ez alapján lehet kijelenteni, hogy az elaioszómák a konvergens evolúció egyik legérdekesebb példái.

Átmeneti formái is lehetnek a myrmecochoriának, például akkor, ha a hangyák ugyan szállítják a magot, de vagy a fészekbe nem viszik be vagy onnan egy idő után eltávolítják (Servigne and Detrain 2010). Mindezek miatt az elaioszómának megbízható szignálnak kellett lennie és viszonylag gyors evolúción átesnie, hiszen nemcsak a hangyák között, hanem más állatok (magevő madarak, kismamák stb.) között is számos magpredátor van, melyek a „nem eléggé meggyőző” elaioszómás magvakat egyszerűen elfogyasztják még azelőtt, hogy terjesztő hangyák megtalálhatnák és elszállítanák. Az elaioszómás növényeket előnyben részesítő szelekció különösen akkor gyorsulhatott fel, amikor a hangyák relatív abundanciája elérte azt a szintet, hogy néhány fajukból megbízható terjesztő ágens váljék. Az egyszikű elaioszómás leszármazási ágak kialakulásának időzítése mindenesetre konzisztens ezzel a magyarázattal. Habár mind az egyszikű zárvatermők, mind pedig a hangyák legalább 120 millió évvel ezelőtt megjelentek a Földön, az egyszikűekben az összes elaioszómás leszármazási ág 50 millió évesnél fiatalabb, mely időszakra tehető a hangyák relatív (többi rovarcsoporthoz viszonyított) abundanciájának megnövekedése a lenyomatok és borostyán leletek tanúsága szerint (Dunn et al. 2007).

*Végezetül a hangyaterjesztés hatása a növények diverzifikációjára mutat-e párhuzamokat (vagy éppen különbségeket) más állatcsoportok által végzett terjesztési módokkal, azaz pl. a madarak v. emlősök terjesztette növénycsoportok is hasonlóan diverzibbek-e pl. a passzívan vagy széllel terjedőkhöz képest?*

Több tanulmány is megjelent korábban a madár ill. emlősök által terjesztett, húsos gyümölcsöket és bogyókat mint terjesztési jutalmat evolúciósan „kifejlesztő” növények diverzifikációs előnyének kimutatása érdekében. Az empirikus vizsgálatok vagy nem találtak különbséget a gerincesek által terjesztett és más terjesztési módú növények diverzifikációjában (Herrera 1989, Eriksson and Bremer 1992, Dodd et al. 1999) vagy csak bizonyos életformatípusokra tudták ezt kimutatni, pl. a fásszárú növényekre (Tiffney and Mazer 1995, Bolmgren and Eriksson 2005) vagy a trópusi aljnövényzetben élő lágyszárúakra (Smith 2001). Ezen vizsgálatokra általában jellemző, hogy a gerincesek által terjesztett növényeknek csak egy részét lehetett bevonni a vizsgálatokba, tekintve, hogy az ilyen növényekből rendkívül sok van, jóval több, mint myrmecochoriás növényből. Az utóbbi három vizsgálatban talált különbségek mindazonáltal azt mutatták, hogy a fásszárú növények ill. a trópusi aljnövényzet lágyszárúinak gerincesek által terjesztett csoportjaiban a diverzifikáció szignifikánsan magasabb volt, mint más terjesztési módú csoportokban. A különbség azonban nem közelítette meg a myrmecochoria esetén tapasztalt értéket (ahol nagy átlagban több mint kétszer akkora volt a myrmecochoriás fajok diverzifikációs rátája, mint a más terjesztésű testvércsoportoké).

## Tiszavirág-kutatás

*(...) Meglepő, hogy milyen markáns különbségeket sikerült igazolni a rábai (n=18) és a rajnai (n=37) populációk kis mintaszámaival. Mennyire érzékenyek az alkalmazott módszerek (pl. a génáramlás irányának modellezése) a mintaszámokra?*

Egyetértek a bírálóval, minket is megleptek a markáns különbségek a rábai/rajnai és a tiszai populációk között, főként, ha a viszonylag kevés egyed (múzeumi példányok esetén mindössze 196 bp mtCOI) szekvenciákat tekintjük. Ezen elemzések szerint a tiszavirág tiszai állománya jelentős recens (valószínűleg néhány ezer éves időléptéken mérendő) növekedést mutatott, a rábai/rajnai és tiszai állomány között nincs jelenkori genetikai kapcsolat, míg a múltbeli kapcsolat legnagyobb valószínűséggel a Tisza felől a Rába irányába zajló génáramlás volt. Habár a kis mintaszám miatt több fontos paramétert nem tudtunk becsülni, például a tiszai és a nyugat-európai (rábai+rajnai) állományok szétválásának időzítését, a többféle elemzési módszerrel kapott eredmények egymás mellett meggyőzően támogatják a két állomány legutolsó jégkorszak előtti elkülönülésére vonatkozó hipotézist.

Az elemzéshez használt szoftverek a koaleszcens elmélet alapján becsülnék populációgenetikai szempontból fontos paramétereket, mint pl. az effektív populációméret, a migrációs ráta és a koaleszcens idő. A vizsgálatban a BEAST szoftverrel az effektív populációméret múltbeli változásait becsültük, az Isolation with Migration (IMa) elemzés a divergencia mértékét és a jelenkori génáramlás valószínűségét, míg a MIGRATE szoftverrel négy múltbeli génáramlási szcenárió valószínűségét becsültük a szekvencia-adatok alapján. Nagyon kevés publikált információ van arról, hogy a mintaszámok hogyan befolyásolják a fenti eljárások működését. A MIGRATE esetén például nincs vizsgálat arra vonatkozóan, hogy a mintaszám vagy akár a szekvenciák hossza/változatossága befolyásolja-e az eredményeket (Beerli 2012). Ennek egyik oka lehet, hogy a maximum likelihood-on és Bayes-i megközelítésen alapuló elemzési eljárások egy-egy futtatása akár hetekig is eltarthat (pl. IMa esetén két populáció, 15 lókus és kevés allél/haplotípus esetén is meghaladja az egy hónapot) (Hey 2011), azaz nehéz elképzelni olyan szakembert, aki a mintaszámok hatását szisztematikus módon vizsgálva rászánna egy ilyen vizsgálatra a szükséges időt.

Fontos hangsúlyozni, hogy a tiszavirágnál a haplotípusok eleve magas változatosságát tapasztaltuk; a haplotipikus diverzitás értéke hasonló nagyságú volt, mint több széles elterjedésű, akár Európa-szerte megtalálható vízi rovarnál. Ez a nagy változatosság előrevetítette, hogy a komplexebb elemzési módszerekben is várhatunk valamilyen izgalmas eredményt. Az elemzés szempontjából szerencsés körülménynek bizonyult, hogy igyekeztünk és sikerült is a Tiszáról nagy számú mintát gyűjteni, mely lehetővé tette, hogy a két kisebb populációból (Rába, Rajna) származó alacsonyabb mintaszám ellenére is alkalmazhassuk a fenti elemzési eljárásokat. Mivel az elemzés mindhárom módszerrel DNS bázisszekvenciák alapján történik, általánosan elmondható, hogy további *azonos* szekvenciák hozzáadása jelentősen növelte volna a számítási időtartamot, de – a paraméterek pontosabb becslésén túl – valószínűleg nem adott volna több plusz-információt. További, az eddiektől *eltérő* szekvencia hozzáadása pedig bonyolította volna a vizsgálandó szcenáriók számát, azaz ugyancsak megnövelte volna a számítás időigényét, de valószínű, hogy közvetlenül nem módosította volna az eredményeket. Kétségtelen, hogy több egyed ill. hosszabb szekvenciák több paraméter (pl. effektív populációméret, migrációs ráta) pontosabb becslését

tette volna lehetővé, mint kisebb mintaszámok esetén, illetve lehetővé tette volna a Rába-Tisza szétválás időbeli kalibrációját, amit így nem tudtunk becsülni. Az eredmények azonban meglehetősen egyértelmű tendenciákat és különbségeket mutattak, azaz nehéz elképzelni, hogy további, akár nagyszámú egyed bevonása a bemutatott eredményektől eltérő mintázatokhoz vezetett volna.

### **Mesterséges élőhelyek mint ökológiai csapdák**

*(...) A diszkusszióból viszont hiányolom annak említését, hogy a nagy mintaszám nem változtat a vizsgálat korrelatív természetén, azaz hogy a kapott élőhelyi különbségeket nem csak olyan ökológiai okok generálhatják, mint pl. a kétféle terület különbözősége a táplálék ellátottságban, hanem számos alternatív magyarázat is elképzelhető. A vizsgálat egyik eredménye pl. az volt, hogy az agresszió gyakoribb a mesterséges élőhelyeken. Ezt talán a nagyobb fészkelési denzitás magyarázhatja, ami viszont nagyobb elvándorlást is okozhat. Különbözött-e a fészkelő párok denzitása a kétféle élőhely között?*

A vizsgálat valóban korrelatív, hiszen nehéz lenne kísérletet végezni az élőhelyek szintjén, ezért alternatív magyarázatok is elképzelhetők, melyek egyike az eleve magasabb fészkelési denzitás a mesterséges élőhelyeken. A gulipán telepesen költő madárfaj, ezért a „fészkelési denzitás” könnyű és nehézkes fogalom is egyben. Egyrészt a telepen költő párok száma alapján, a telep területének ismeretében jól értelmezhető. Másrészt azonban az élőhelyre kevésbé jellemző, mert mind mesterséges, mind természetes élőhelyeken is alakulhatnak ki fészkelőtelepek, melyek nagysága elsősorban a fészkekrákásra rendelkezésre álló területtől függ, azaz néhány négyzetméteren néhány pár, több száz négyzetméteren jóval több pár fészkelhet. Habár a fészkekről sok mindent tudunk (pl. koordináták, legközelebbi szomszédok, kezdés dátuma, tojásszám stb.), a fészkelésre rendelkezésre álló területet – néhány állandó sziget kivételével – nem ismerjük pontosan. Ennek alapján nehéz pontos számot mondani a fészkelési denzitásra.

A telepek méretében (fészkek számában) a nagy szórás miatt nem volt különbség a mesterséges és természetes élőhelyek között, annyi azonban bizonyos, hogy megfelelő körülmények (nagyobb kiterjedésű csupasz szárazulat, lehetőleg sziget, mellette sekély, táplálkozásra alkalmas víz stb.) esetén extrém nagy kolóniák alakulhatnak ki. Egy ilyen nagyobb telepen belül is azonban az agresszív viselkedés általában a szomszédos párokra korlátozódik, ahogy a néhány zsebkendőnyi területű fészkekterritóriumukat védik. Az élőhelyválasztásban véleményem szerint a fészkelési denzitásnál jóval fontosabb a fiókás családok denzitása a fiókák kelését követő néhány napban, amikor a családmozgások történnek. Ezen periódusban ugyanis a fiókavezető párok rengeteg agresszív viselkedésben vesznek részt. A már táplálkozóterülettel rendelkező párok megpróbálják az újonnan érkező családokat elűzni, míg azok próbálnak megtelepedni és új territóriumot alakítani. Ahol egyszerre több családnak keltek ki fiókái egyszerre, ott általában jelentős agressziót figyeltünk meg, a mesterséges és természetes helyeken egyaránt. A legnagyobb különbség a két élőhelytípus között abban volt, hogy a mesterséges élőhelyeken kevés, a természetes élőhelyeken sok alkalmas fiókanevelő terület volt.

Két megfigyelés alátámasztja, hogy a természetes élőhelyek jobb táplálékellátottságúak lehettek. 1999-ben például kvalitatív mintavétel (fajlista összeállítása) céljából folytatott kézhálós gyűjtéssel jóval több (akár kétmaréknyi) táplálékstruktúrát (makroszkopikus gerinctelent) lehetett gyűjteni a természetes Bába-székből ill. a Kelemen-székből, mint a mesterséges Akasztói-halastóban vagy a

Fehér-széken, ahol általában eseményszámba ment egy-két vízipoloska, kevésértéjű gyűrűsféreg vagy tócsarák megfogása kb. ugyanannyi mintavételi erőfeszítéssel. Ugyancsak 1999-ben két esetben is megfigyeltük az Akasztói-halastón, hogy egy színes gyűrűs tojó a kotlásváltást követően átrepült a néhány km-re levő a Bába-szék nevű természetes szikes tóra, ahol intenzív táplálkozásba kezdett. A fiókák kelését követően ezt a tojót megfigyeltük az 53-as közút mellett, ahogy fiókáit a Bába-szék irányába vezette. A mesterséges élőhelyen fészkelő párok kotlásváltás után nem kotló tagja több esetben szintén nem a telep melletti vízbe ment táplálkozni a Fehér-széken, hanem átrepült a szomszédos Kelemen-székre. Habár ezen megfigyelések esetleges jellegüknél fogva nem perdöntőek, azt mindenképpen mutatják, hogy a természetes élőhelyek fontos táplálkozóterületek lehettek a mesterséges helyeken fészkelő párok számára is.

*Egy másik lényeges tényező, amiről nem esik szó, a fészkelő madarak kora és kondíciója: előfordulhat, hogy a mesterséges élőhelyek nem ökológiai csapdák, hanem a gyengébb kompetitorok (pl. fiatal madarak) gyűjtőhelyei, amik a jobb területekről kiszorultak. Ebben az esetben sem a családok nagymértékű elvándorlása sem az alacsony túlélés nem lenne meglepő. Van-e esetleg olyan adat a vizsgálatból ami ezt alátámasztja vagy éppen cáfolja?*

Elképzelhető alternatív magyarázat lehet a kor- és kondíciókülönbség is az élőhelyek között. Ha a mesterséges élőhelyek a gyengébb kompetitorok gyűjtőhelyei, akkor azt várnánk, hogy a az erősebb kompetitorok fészkelnek a jobb (természetes) élőhelyeken, ezért tavasszal a természetes élőhelyeken indul meg a fészkelés, majd az ott rendelkezésre álló fészkelőhelyek telítődésével indul meg a mesterséges élőhelyeken. Adataink ellentmondanak ennek a várakozásnak, mivel mindkét részletesen vizsgált évben a mesterséges élőhelyeken jóval korábban, majdnem három héttel hamarabb (március végén, április elején) indultak a telepek, mint a természetes élőhelyeken (április vége). A vizsgált gulipánállományban inkább az valószínű, hogy a korábban érkező, valószínűleg idősebb, erősebb kompetitor példányok a mesterséges élőhelyeken csoportosulnak és a fiatalok „töltik fel” a később, természetes élőhelyeken induló telepeket. Ez utóbira öt (három kiskunsági, kettő spanyolországi), az előző években (1996-1998) fiókaként jelölt és 1999-ben a szezon derekán a természetes élőhelyeken (Kelemen-széken) költő egyed szolgál példával. Ezek közül az egyik, a Fehér-széken kelt madár fióka korábban került a Kelemen-szék északi részére, ahol szülei territóriumot foglaltak egy félsziget középső részén. Valószínűleg a szép gyerekkori emlékeknek köszönhető, hogy egy évvel később ugyanez a madár ugyanezen a territóriumon, annak kb. pont a közepén kezdett fészkelésbe (sajnos a fészket egy róka elpusztította). Mivel azonban az egyedileg jelölt, ismert korú madarak száma igen kevés, a madarak kondíciójáról pedig semmit sem tudunk, véglegesen nem tudunk mondani, azaz nem lehet kizárni a hipotézist, hogy kor- illetve kondícióban különbség lehet a természetes és mesterséges élőhelyeken költő madarak között.

*Végül az értekezés összegzése ennél a vizsgálatnál is jó lehetőséget kínált volna más kutatásokkal való összevetésre, pl. hogy a világszerte gyakori mesterséges vizes élőhelyek más madárfajok esetében hogyan befolyásolják a szaporodási sikert vagy a túlélést. Vannak-e ilyen kutatások?*

A mesterséges vizes élőhelyek valóban igen gyakoriak világszerte. A tengerpartokon számos mesterséges élőhely van, a teljesség igénye nélkül: sólepárlóhelyek („salina”), kotort iszapból és egyéb anyagból épült szigetek („dredge island”), helyreállított sós mocsarak és tavak, hal- és

kagylófarmok. Ezen élőhelyeket a természetes sós síkságokkal, iszapos felszínekkel („mudflat”), sós mocsarakkal és tavakkal összehasonlítva általában az a kép rajzolódik ki, hogy a mesterséges élőhelyek igen fontosak a partokhoz kötődő vízimadarak költő és telelő állományainak fenntartásában. A mesterséges és természetes élőhelyek együttese például számos fajnak adhatnak otthont, például a sólepárlóhelyeknek és a sós mocsaraknak nagymértékben eltérő fajkészlete lehet (Birtas et al. 2011). A kotrási hulladékból épített szigetek rendkívül jelentősek, például Észak-Karolina partjainál a sirályok, csérek, gémek és kócsagok fészkelőtelepeinek már az 1970-es években közel 50%-a ilyen mesterséges alzáton indult (Parnell et al. 1997). A Velence környéki lagúnákban a kotrási hulladékból épült szigeteket különösen preferálja a széki lile (*Charadrius alexandrinus*), de számos más faj (pl. kis csér *Sterna minima*) is (Scarton et al. 2013a, Scarton et al. 2013b). A helyreállított sós mocsarak különösen alkalmasak az északon költő partimadarak telelésére (Armitage et al. 2007). A folyótorkolatokban telelő partimadarak számára létesített sós tavak pótolhatják az iszapos üledék-felszíneket („mudflat”-eket), melyek területe több helyen a folyón fentebb épülő vízlépcsők hordalékviszatartó hatása miatt csökken (Dias et al. 2014). Ez elsősorban a nagyobb testű madárfajok számára jelent lehetőséget, mivel a kisebb termetűek továbbra is inkább az iszapfelszínekhez kötődnek (Dias et al. 2014).

A szárazföldek belsejében ugyancsak számos mesterséges vizes élőhely található. A legnagyobb kiterjedésűek talán a rizsföldek, melyek a világ 114 országában, mintegy 156 millió hektáron találhatóak meg (Elphick 2010), azaz több mint 16 magyarországi területet foglalnak el Földünk felszínéből. Ugyancsak fontos szerepe van a halastavaknak illetve vízlépcsők által duzzasztott víztározóknak.

Habár pusztán a madarak fajgazdagsága ill. diverzitása alapján a mesterséges wetland-ek megközelíthetik a természetes wetland-eket (pl. Gucel et al. 2012), a szaporodási siker és túlélés összehasonlításával mesterséges és természetes élőhelyek között viszonylag kevés vizsgálat foglalkozott részletesen. Ramirez és munkatársai (2012) például a vékonycsőrű sirály (*Chroicocephalus genei*) élőhelyválasztását és táplálkozását vizsgálták az elérhető táplálékforrások függvényében a Doñana Nemzeti Parkban stabil izotópos módszerrel. Habár a fészkelés jellemzően a sós mocsárban (természetes élőhelyen) történt, a fő táplálkozóhelyek a sólepárlótelepek voltak, melyek jelentősége különösen azokban az években nőtt meg, amikor a mocsár nagy részét elárasztották. Egyéb szomszédos antropogén élőhelyeken ugyancsak gyakran táplálkoztak a sirályok, az antropogén táplálékforrások használata azonban negatívan érintette a szaporodási sikert, ami felhívta a figyelmet arra, hogy a mesterséges élőhelyek nem feltétlenül pozitívan járulnak hozzá a túléléshez/szaporodáshoz (Ramirez et al. 2012). Egy másik, lengyelországi vizsgálat (Skorka et al. 2006) szerint a viharsirály (*Larus canus*) a jóval gyakoribb, ezért könnyen elérhető féltermészetes halastavakkal és víztározókkal szemben preferálja az ipari víztesteket (mesterséges kavicságyak, üledéklerakó tavak) a rajtuk kialakuló kicsiny, fészkelésre alkalmas szigetek miatt. A fészkeléskészítés, fészkelésméret, kelési és költési siker azonban nem különbözött a mesterséges és a féltermészetes élőhelyek között, ezért ezen fajnál az élőhelyválasztás látszólag nem jár szaporodási és túlélési következményekkel (Skorka et al. 2006). A partimadaraknál azt találták, hogy az emberi létesítményeket próbálják elkerülni, melynek egyik oka lehet, hogy az emberi létesítményeket előszeretettel használják a ragadozók (pl. dolmányos varjú) is (Burton et al. 2002, Wallander et al. 2006).

Ökológiai csapdák azok az élőhelyek, melyek valamilyen kulcsinger révén vonzó hatást gyakorolnak az egyedekre, ahol azoknak azonban zéró vagy rendkívül alacsony szaporodási sikere vagy túlélése lesz. Az ökológiai csapdák valószínűleg jóval gyakoribbak, mint azt gondoljuk, ámde azonosításuk nehéz. Pusztán az állomány nagyság ismerete nem elégséges ehhez, mivel nem biztos, hogy az a jó élőhely az állomány fennmaradása szempontjából, ahol sok egyed van, mert ezek lehetnek ökológiai csapdák vagy populációs nyelők/süllyesztők („sink”) is. Konzervációs szempontból az az élőhely jó, ahol magas a szaporodási siker és az egyedek túlélése, azaz populációs forrás („source”) lehet. Mindezek miatt természetvédelmi szempontból elsődleges a populációs szerkezet és a forrás-nyelő dinamika azonosítása, a szaporodási siker és túlélés megfelelő becslése és a térbeli kapcsolatok (konnektivitás) feltérképezése, mely mindegyike részletes és hosszú távú vizsgálatot igényel (Erwin 2002).

Ennek ismeretében érthető, hogy miért is van viszonylag kevés, a természetes és a mesterséges élőhelyeket összehasonlító vizsgálat. A partimadarak azért különösen alkalmasak ilyen vizsgálatokra, mert fészekhagyó, hamar önállóan mozgó fiókáikkal képesek arra, hogy a fészkelési és fiókanevelési periódus között ismét hozzanak egy második élőhelyválasztási „döntést”, azaz, hogy hol nevelik fel a fiókáikat. A széki lilék például egyértelműen a jobb táplálékellátottságú, a fiókák gyorsabb növekedését lehetővé tevő területekre vezetik a fiókáikat (Kosztolányi et al. 2007), ámde ez a mozgás jelentős veszélyekkel járhat, mivel a fiókák túlélése igen alacsony lehet a fiókavezetés idején pl. az észak-amerikai széki lilénél (Wilson and Colwell 2010), a hegyi lilénél *Charadrius montanus* (Dreitz 2009) vagy az általunk tanulmányozott gulipánnál.

### **Hidak mint ökológiai barrierek**

*(...) Mi a nőstények kompenzációs repülésének a funkciója ennél a fajnál (ezt a viselkedést befolyásolja leginkább a hidak jelenléte)? Érdekes a híd alatti szakaszon talált erősen a nőstények irányában eltoltt ivararány - még a hidak feletti kiegyensúlyozott ivararányval együtt is nőstény túlsúly látszik a teljes populációra nézve. Más (pl. hidaktól távoli) állományokra is jellemző a nőstények nagyobb aránya? Ha igen, mi lehet ennek az oka?*

A kompenzációs repülés célja a legtöbb szerző véleménye alapján az, hogy kompenzálja a folyó sodrását, azaz a nőstények néhány km-t folyásiránnyal szemben repülés után rakják le tojásaikat, melyek így a folyó sodrásával üledve többé-kevésbé azon a szakaszon fogják elérni az alzatot, ahol a nőstények kikeltek. A viselkedés központi jelentőségű az állományok ill. a faj terjedése szempontjából. Példa lehet erre a Keleti-főcsatorna első néhány kilométerén vagy a Tisza-tavon az 1970-es években létesült öblítő csatornákon megjelent és megtelepedő tiszavirág-állomány.

A nőstény-túlsúly mintázatairól és magyarázatáról keveset tudunk. Mivel a folyásiránnyal szembeni diszperzió ennél a fajnál a nőstények által történik, elképzelhető, hogy az elterjedési terület periferiáján természetes a nőstény túlsúly. Ennek mechanizmusa az lehet, hogy mivel az újonnan kolonizált szakaszokon az ivaros és partenogenetikusan szaporodó nőstények rakják le petéiket, és mivel a partenogenetikus nőstényekből csak nőstény utód származhat, lehet, hogy nagyobb számú nőstény utód kel ki az egész nagyobb szakaszon. Mivel korábbi vizsgálataink szerint a dolgozatban részletesebben tanulmányozott, Tivadar és Kisar térségébe eső szakasz az elterjedési terület szélére esik (mindössze egyetlen kisebb lakott partszakasz található a néhány km-rel fentebb levő kanyarokban), elképzelhető, hogy az itteni állományokban általában enyhe

nőstény túlsúly van, ahogy a bíráló arra rámutatott. További vizsgálatokban tisztázható lenne ez a kérdés is, pl. a néhány km-re fentebb levő, hidaktól távol eső állomány vizsgálatával.

### **Élőhelyek helyreállítása, a gyeprekonstrukció**

*A növényzet változásával kapcsolatban a 7. és 8. vizsgálat látszólag ellentmondó eredményeket hozott: az előbbiben 4 év alatt nem közeledett a rekonstruált gyepek összetétele a célállapothoz (azaz a természetes gyepek összetételéhez, 17. ábra), míg a másodikban igen (20. ábra). Mi ennek a különbségnek a magyarázata?*

[Ez a kérdés szerepelt Samu Ferenc bírálatában is, ezért a választ mindkét válaszban szerepeltetem:]

Löszös gyepesítést csak 2005-ben és 2006-ban végeztünk, amikor tudtunk megfelelő mennyiségben *Festuca rupicola* magot aratni. 2007-ben nem volt löszgyep-telepítésre alkalmas szántónk, míg a 2008-ban kivitelezett két löszgyep-telepítésen szénaráhordásos kísérletet végeztünk, melyek bevonása a két vizsgálatba csak még jobban összekavarta volna az eredményeket. A 3.7. vizsgálatban, mely csak a 2009-es adatokon alapult (*tér-idő helyettesítéses mintavétel*), ezért csak négy- és hároméves löszgyepesítések adatai szerepelnek (öt db 2005-ös és két db 2006-os löszgyepesítésen összesen 14 db 2\*2 m-es kvadrát adatai). A 3.8. vizsgálat, ezzel szemben, hat db (öt ugyanaz és plusz egy) 2005-ben kivitelezett és jobban sikerült (ld. alább) löszgyepesítésen zajlott a gyepesítést követő első, második és harmadik évben (*ismételt méréses mintavétel*) és részletesebb, kisebb léptéken (hat hely, 24 db 1\*1 m-es kiskvadrát).

A megfigyelt eltérés legfőbb oka valószínűleg az, hogy a 3.7. vizsgálatban végzett ordinációs összehasonlítás (értekezés 17. ábra) nem tartalmaz(hat)ta a gyepesítés utáni első ill. második évre jellemző fajkészletet, míg a 3.8. vizsgálatban a legjobban sikerült 2005-ös gyepesítések első, második és harmadik éves fajkészletei szerepelnek (20. ábra). Az eltérő eredmények együttes értelmezése azt mutatja, hogy a közbenső évek adatainak bevonásával viszonylag jól látszik a haladás a természetes löszgyepek felé.

További fontos különbséget okozhat az, hogy míg a 2005-ös gyepesítéseket lucernaföldeken, a 2006-ban végzett löszgyep-telepítést napraforgó és gabonaföldeken végeztük, mely utóbbiakon kevésbé volt sikeres a telepítés. A 3.7. vizsgálatban mindkét kiindulási szántótípus képviselve volt, míg a 3.8. vizsgálatban csak lucernaföldekből kiinduló gyepesítések szerepeltek. Mivel a lucernaföldeket csak három-négyévente szántják, otthont adhat olyan növényeknek és állatoknak, melyek az évenkénti szántást nem bírják, ezért a lucernaföldekből kiinduló gyepesítések általában sikeresebbek, mint a más terményekből kiinduló telepítések.

Metodikailag fontos megjegyzés, hogy az eltérés egyébként alátámasztja azt, hogy az ismételt méréses megközelítés érzékenyebb, jobban visszaadja a bekövetkező változásokat, mint a tér-idő helyettesítéses megközelítés. Ugyanerre a következtetésre jutottunk az egyenesszárnnyúak gyeprekonstrukciót követő öt éves változásainak kétféle megközelítéssel végzett elemzésében, melyből az értekezés beadása után jelent meg cikk (Rácz et al. 2013).

*A különböző állatcsoportok vizsgálata esetében az első megmagyarázatlanul maradt pont az, hogy kiindulási hipotézisként mindegyik taxonnál feltételezték a szántók és a természetes gyepek fajszámának és abundanciájának különbözőségét, és utána a kísérleti területeken bekövetkező változásokat ennek tükrében*

*tárgyalták. Azonban a 21. ábráról látszik, hogy ez több esetben nem igazolható (pl. pókok fajszáma). Érdekes-e egyáltalán az ilyen csoportok változásait vizsgálni (legalábbis egyszerű fajszám és abundancia adatokkal) a kísérleti parcellákon?*

A 9. vizsgálat célja az volt, hogy áttekintést adjon több állatcsoport gyeprekonstrukciót követő numerikus válaszáiról, pontosabban a fajszám és az abundancia (egyedszám) változásairól. A szántók és természetes gyepek között nem feltételeztünk eleve különbséget, hanem inkább csak a restaurációs folyamat két végpontjaként használtuk őket, azaz hogy viszonyítási alapot szolgáltatassanak a gyeprekonstrukció hatásainak értelmezéséhez a kiindulási állapot (szántó) és a cél-állapot (természetes gyepek) ismeretében. Egyes csoportok esetén a szántók és a természetes gyepek között valóban nem volt különbség fajszámban és abundanciában. A fajszám és abundancia azonban csak két, gyakran használt változó a csoportok numerikus válaszáinak vizsgálatára, melyek vagy jól jelzik az ökológiai folyamatokat vagy nem. Ezen kívül még számos más érdekes változót lehet vizsgálni, melyek a numerikus válaszon túlmenően a minőségi válaszokat tükrözik, ilyen lehet például a fajösszetétel, a funkcionális csoportok gyakorisága és diverzitása, az együttesek „természetessége” (azaz a természetes élőhelyekhez kötődő fajok relatív gyakorisága az együttesen belül) stb. Az érdekes kérdés ezen csoportoknál az, hogy vajon a numerikus válasz (változások a fajszámban, abundanciában és diverzitásban) hiányában van-e bármilyen fajkészlet-átrendeződés, mely a természetes gyepek irányába mutat? A 10. vizsgálat pont arra mutat rá, hogy ez utóbbi változók tanulmányozása éppen olyan fontos, mint a numerikus változások vizsgálata. A 7. ill. 10. vizsgálat, egyéb eredmények (Nagy and Lengyel 2008, Szabó 2012, Rácz et al. 2013) valamint még publikálatlan elemzéseink szerint a virágos növények, a futóbogarak és pókok, de akár a méhek és a madarak válasza is elsősorban abban érthetők tetten, hogy a természetes élőhelyekhez kötődő fajok megjelenésével és arányának lassú növekedésével történik minőségbeli változás, mégha a numerikus válaszok nem is mutatnak változást (mint pl. a pókok fajszáma esetén) vagy akár csökkenést mutatnak (mint pl. a méhek faj- és egyedszáma vagy a pókok egyedszáma esetén). Mindezek miatt a kérdésre az a válaszom, hogy az ilyen csoportok változásainak vizsgálata is igen fontos, hiszen a fajegyüttesek változásait és végső soron a rekonstrukció sikerességét csak a mennyiségi és minőségi változások együttes megértésével ítéldhetjük meg.

*(...) a habitat affinitási index jól mutatta ezen állatcsoportok fajainak a természetes gyepek fajösszetétele irányába történő elmozdulását. Számomra ez a vizsgálat még meggyőzőbb lenne, ha fajok affinitási értékeit független adatokból számolták volna. Például ha a fajokra vonatkozó affinitási érték számításához csak a szántók és gyepek adatait használnák, akkor a kísérleti területek affinitási indexei független adatokon alapulnának.*

[Ez a kérdés ugyancsak szerepelt Samu Ferenc bírálatában is, ezért a választ mindkét válaszban szerepeltetem:]

Előre kell bocsátanom, hogy a tautológia valamilyen szinten valóban benne van a vizsgálatban alkalmazott gondolatmenetben. Társszerzőinkkel sokat vitatkoztunk a tautológia fontosságán és csökkentési lehetőségein, de mivel az indexet javasló szerzők (Allegro and Sciacky 2002) is így használták, mi is ezt a gondolatmenetet követtük. Ideális esetben valóban az lenne javasolható, hogy a rekonstrukciók és kezelések által nem érintett, de a szántóktól a természetes gyepek felé irányuló gradiens mentén minél több élőhelytípusból származó független adatok alapján történjen a fajok fidelitásának és specifititásának megállapítása.

Megjegyzendő, hogy a tautológia teljes kiiktatása független adatok (más területek, élőhelyfoltok bevonása) gyűjtésével annak plusz munkaigénye mellett további problémákat vethet fel. Egyrészt, nincs jó becslése a rekonstrukciónak (ha csak nem állnak rendelkezésre más rekonstruált területről vagy például természetes úton, spontán regenerálódó gyepekben gyűjtött adatok). Másrészt, a más területekről származó adatok esetén más lehet a fajkészlet, mások lehetnek a fajok mennyiségi viszonyai, illetve az egyes fajok előfordulását más tényezők (pl. kezelés: legeltetés, kaszálás; más tájszerkezet és élőhelyi sokféleség stb.) is befolyásolhatják, melyek felhígíthatják, elmoshatják az affinitási kapcsolatokat, amelyeket a minősítés alapjaként használunk. A két szélsőség (ugyanazon adatok vs. teljesen független adatok) közötti átmeneti megoldásként valóban ígéretes lenne a Liker András bíráló javaslata, mely csak a szántók és csak a természetes gyepek alapján számolná az affinitást és a rekonstruált területek összehasonlítása így független, de összevethető adatokon alapulna. Alternatív megoldás lehet még az adatok kettéosztása véletlenszerűen: egyik részéből megállapíthatjuk az affinitási értékeket, másik részével pedig tesztelhetjük az élőhelytípusok közötti különbségeket. Tekintettel arra, hogy vizsgálatunkban ezen új indexcsalád mindössze harmadik alkalommal került alkalmazásra, a gyepekre pedig első alkalommal, a továbbfejlesztésnek a fenti két gondolatmenet lehet a logikus iránya.

*Egy további módszertani észrevétel, hogy a botanikai és néhány állatcsoport mintavételét is körülkerített mintavételi helyeken végezték, míg - ha jól értem - a területek többi részét kaszálták vagy legeltették. Mennyire reprezentálták a kezelt (legeltetett vagy kaszált) részeket, tehát a kísérleti területek zömén végbement változásokat ezek a kezeletlen mintavételi helyek?*

Az elkerítést elsősorban a legelő állatok kizárása és a helyek megjelölése érdekében alkalmaztuk. Az elkerített részeket azonban a rekonstrukciót követő első és második évben is a nem elkerített részekkel megegyező módon kezeltük (évi egyszeri, júniusi kaszálással), azaz az első két éves adatokban nem lehet különbség a kezeléseknél. A különböző poszt-rekonstrukciós kezelések (legeltetés ill. különböző intenzitású kaszálás) csak a harmadik évtől indultak minden mintavételi helyen. Az értekezésben szereplő botanikai vizsgálatok harmadik évről származó adatai között csak olyan elkerítésekből származó adatok szerepelnek, melyeknél a kezelés megegyezett a gyepesített terület egészének kezelésével (évi egyszeri, júniusi kaszálás), ezért azok a nem elzárt területekre nézve reprezentatívak voltak. Az állatcsoportok esetében a felmérés minden, az értekezésben szereplő vizsgálat esetén az elkerített területen kívül történt, azaz a gyepesített terület egészére nézve reprezentatív adatokat szolgáltatott.

*(...) érdekes lett volna többet megtudni, legalább az összegző részben, ezeknek a rekonstrukcióknak a további sorsáról. Az értekezésben bemutatott legutolsó feldolgozott adat 2009-ből való, azóta újabb 4 év telt el. Lehet-e arról tudni valamit, hogy ezalatt az időszak alatt történtek-e olyan változások, amik megerősítik vagy módosítják a bemutatott, rövidtávú adatokon alapuló konklúziókat?*

2012 őszén állítottam össze az értekezést, amiben addigra már megjelent vagy közlésre elfogadott cikkek anyagát szándékoztam összegezni, melyek óhatatlanul még régebbiek voltak. Azóta pedig még másfél év eltelt az eljárással, ezért a bíráló kérdése nagyon aktuális. A rekonstrukciók sorsát természetesen követtük és követjük tovább. Több botanikai vizsgálat van, melyeket a DE Ökológiai Tanszék munkatársaival kollaborációban végeztünk és nem szerepelnek az

értekezésben (Vida et al. 2010, Deák et al. 2011, Török et al. 2012a, Török et al. 2012b, Kelemen et al. 2014). A zoológiai változásokat ugyancsak több, azóta megjelent cikk ismerteti (Mérő and Bocz 2012, Szabó 2012, Rácz et al. 2013), illetve több kéziratunk is elbírálás alatt van.

A botanikai felmérések szerint a gyepesítések jobban sikerült (főként a mocsárrendszer délnyugati) részén megfigyelt tendenciák, pl. a természetes gyepek fajainak betelepülése, a kétszikű fajok lassú gyarapodása tovább zajlanak, a gyepesített területek állapota ezért jónak mondható. A gyepesítések kevésbé sikeres, főként a keleti részen található részen azonban a nem megfelelő kezelés miatt nagymértékű gyomosodás volt megfigyelhető. Ennek alapvető oka a földhasználatához kapcsolódó támogatási rendszer. Mivel a gyepesítés révén a mezőgazdasági munkák által jelentett zavarás nagymértékben visszaesett a terület nagy részén, öröndetes módon a tűzok (*Otis tarda*) több évben (2007, 2008, 2011, 2012) is megjelent illetve költésbe kezdett a mocsárrendszer keleti részén. A terület bérlője ennek alapján 2009-ben jelentkezett tűzokvédelmi agrárkörnyezetvédelmi támogatásra, melynek öt éves (2014-ben, idén lejáró) szerződésében a bérlő vállalta, hogy kaszálást csak június 15. után végez. Ennek következtében azonban a mezei aszat (*Cirsium arvense*), mely május végére már termést érlel és magot repít rendkívül elszaporodott és helyenként egybefüggő tengert képez az amúgy biztatón indult gyepesítéseken is. Habár szakirodalmi források szerint kaszálással ez a helyzet néhány év alatt orvosolható, a Nemzeti Park Igazgatóságán múlik, hogy engedik-e ismét megkötni a bérlőnek az agrárkörnyezetvédelmi szerződést a tűzok védelme érdekében. A gyepesítések helyreállítása és megfelelő kezelése érdekében elengedhetetlen lenne a májusi kaszálás, mely szükségletet számos alkalommal jeleztünk az Igazgatóságnak. Ugyanakkor a tűzoknak sem okoznánk kárt, hiszen az aszattengerben ez a faj sem találja meg életfeltételeit - legutóbb 2012-ben költött tűzok a területen (egy tyúk természetes gyepen, sikertelenül).

A kaszálási kísérlet (Kelemen et al. 2014) eredményei szerint a kaszálás felhagyását követő egy-két éven belül a holt fitomassza felhalmozódása olyan mértékű lesz, mely ellehetetleníti a kétszikű fajok megtelepedésére alkalmas mikro-élőhelyek fennmaradását, ezért a természetes gyepek fajainak visszaszorulását, a fajkészlet homogenizálódását, a diverzitás visszaesését okozza. Az évi egyszeri kaszálás révén biztosítható, hogy a fajkészlet a természetközeli gyepek fajkészletéhez hasonló maradjon, habár ennél jelentősebb beavatkozások szükségesek ahhoz, hogy a célállapotot képviselő természetes gyepek fajkészletét továbbra is közelítse.

A zoológiai felmérések egyik legérdekesebb eredménye az volt, hogy az első éves visszaesést követően az egyenesszárnúak fajszáma az ötödik évre mintegy megduplázódott, az egyedszám pedig közel tízszeresére nőtt a gyepesített területeken a szántókhoz képest (Rácz et al. 2013). Ezt nem befolyásolta sem a kiindulási állapot, sem pedig a vetett magkeverék, sem pedig az élőhelyek táji konfigurációja (azaz a gyepesítések konnektivitása). A vizsgálat közvetlenül alátámasztotta a 7. és 8. vizsgálatban talált különbséget a felmérési megközelítések között, mivel az ugyanazon gyepesítéseken végzett ismételt mintavételen alapuló elemzés vezetett a fenti eredményhez, míg a tér-idő helyettesítéses elemzés a 2009-es adatok alapján szerényebb növekedést mutatott (Rácz et al. 2013).

A gyeprekonstrukció és a természetvédelmi kezelések hatásainak értékelése szempontjából és módszertani szempontból is fontos, hogy megértsük azt, hogy a hortobágyi élőhelyekre oly jellemző dinamikus változások hogyan érintik a rekonstruált és kezelt élőhelyeket. Erre jó lehetőséget kínált a 2010-es rendkívül csapadékos év, melynek során csak augusztusig több mint 800 mm eső esett az évi alig 500 mm-hez szokott Hortobágyon. Ezen év során az egyenesszárnyúak és több más ízeltlábú állományai a 2009-es csúcsévet követően erőteljesen visszaestek, míg más csoportok (pl. kételtűek) számára a csapadékos időjárás rendkívül jó körülményeket biztosított. 2010-ben például az egyenesszárnyúak faj- és egyedszáma is a kiindulási állapot (szántók) szintje alá csökkent, majd a 2011-es és 2012-es száraz években lassan regenerálódott, de jóval a 2009-es év előtti értékek alatt maradt. A kételtűek ezzel ellentétben olyan egyedszámban voltak jelen, amit 2003 óta addig soha sem tapasztaltunk. Érdekes módon a gőté egyedszáma a rekonstruált gyepekben volt legmagasabb és a restauráció korával nőtt, azaz a korábbi gyepesítésekben szignifikánsan több gőte volt, mint a fiatalabbakban. Az ízeltlábúak erőteljes csökkenése rámutatott arra, hogy nem mindegy, hogy a rekonstrukció ill. kezelések hatását melyik évben vizsgáljuk. Az ismételt mintavételes megközelítés ezen nagymértékű, időjárásra visszavezethető változások miatt (is) jobb, mint a tér-idő helyettesítéses megközelítés a rekonstrukciók és kezelések hatásainak nyomon követésére.

Összességében tehát válaszom, hogy a tendenciák alapján véve megerősítik a rövidtávú adatokon alapuló konklúziókat, ám a poszt-rekonstrukciós kezelés területi különbségei valamint kisebb részben az élőhelyek időjárástól függő dinamikája jelentős eltéréseket okozhatnak a másodlagos szukcesszió útvonalaiiban és alakulásában.

### **Európai élőhely-monitorozó programok vizsgálata**

*Érdekes, hogy az európai monitoring programoknak csak kis része (8%) irányul folyókra és vízes élőhelyekre, holott ezek a globálisan legveszélyeztetettebb és legnagyobb területi csökkenést elszenvedett élőhelytípusok közé tartoznak. Mi lehet ennek az oka?*

Ennek számos oka lehet, melyből csak egy triviálisat és egy általános, társadalmi-politikai jellegűt szeretnék kiemelni. Egyrészt, hidrobiológus berkekben elterjedt a nézet, hogy a vizek monitorozását nehezebb „eladni” a döntéshozók és a laikus közvélemény felé, hiszen a vizekbe nem „látunk be”, azaz nehéz a monitorozás fontosságát alátámasztani. Mind a szélesebb szakmai, mind pedig a laikus közvélemény figyelme csak akkor fordul a vizek felé, ha már baj van velük (pl. szennyezések, halpusztulás a folyóinkon, túl magas vagy alacsony vízszint vagy algavirágzás a Balatonon stb.).

Másrészt, az általános társadalmi-politikai ok az lehet, hogy a vizek fizikai és kémiai, alapvetően környezetvédelmi célú monitorozása mellett az elmúlt évtizedekben kevés figyelem, energia és pénz irányult a vizek biológiai sokféleségének rendszeres monitorozására. Ezen a helyzeten változtatni látszik a 2000-ben elfogadott Európai Unió Víz Keretirányelv, mely konkrétan előírja négy biológiai elem, a fitoplankton, makroszkopikus növények, makroszkopikus gerinctelenek és halak monitorozását.

Mindemellett általánosan elterjedt az EU minden tagországában, hogy a biodiverzitás monitorozása a Madárvédelmi és Élőhelyvédelmi Direktívák alapján ill. nemzeti természetvédelmi

jogszabályok alapján történik, míg a vizes élőhelyek, folyók-patakok, tavak monitorozása nagyrészt a Víz Keretirányelv alapján történik. Más szóval, különböző politikai eszközök fogalmazzák meg a monitorozási kötelezettségeket és irányítják a konkrét programokat. Ez a széttagoltság azért is sajnálatos, mert – ahogy a bíráló is említi – az édesvízi élőhelyekhez kötődő biológiai sokféleség fogyatkozása jóval gyorsabb, mint a szárazföldi ill. tengeri ökológiai rendszerek sokféleségének fogyatkozása (Dudgeon et al. 2006, World Wildlife Fund 2008). Mindezek miatt elengedhetetlen, hogy a kétféle monitorozási gyakorlat illetve az általuk felhalmozott információ valamilyen szinten integrálódjon. Ezt a döntéshozók, például az Európai Bizottság DG Environment szakemberei is felismerni látszanak, nem kis részben az EU FP6-os és FP7-es kutatási programok (WISER, REFRESH, BioFresh) eredményeiről folytatott „science-policy” dialógus eredményeképpen. Arra lehet tehát számítani, hogy több európai program is indul a Víz Keretirányelv égisze és a biodiverzitás-védelmi irányelvek égisze alatt zajló monitorozó programok és tudásanyag összekapcsolására, jobb integrálására. Ez a szándék már felfedezhető a Horizon 2020 stratégia jelenlegi pályázati kiírásaiban, de más, regionális programokban, pl. a Duna Stratégia tudományos megalapozottságát javító hazai projekt-javaslatok között is szerepel.

Válaszaim végén pedig még egyszer szeretném megköszönni bírálóm konstruktív kritikai észrevételeit és lényegretörő kérdéseit, egyúttal tisztelettel kérem Liker Andrást válaszaim elfogadására.

Debrecen, 2014. március 12.

dr. Lengyel Szabolcs  
tudományos főmunkatárs  
MTA Ökológiai Kutatóközpont  
Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztály

## Idézett irodalom

- 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.
- Armitage, A. R., S. M. Jensen, J. E. Yoon, and R. F. Ambrose. 2007. Wintering shorebird assemblages and behavior in restored tidal wetlands in southern California. *Restoration Ecology* **15**:139-148.
- Beerli, P. 2012. MIGRATE documentation, Version 3.2.1. Florida State University, Department of Scientific Computing, Tallahassee.
- Birtsas, P. K., C. K. Sokos, K. G. Papaspyropoulos, and Y. E. Kazoglou. 2011. Comparison of waterbird communities in a Mediterranean salina - saltmarsh complex. *Belgian Journal of Zoology* **141**:24-31.
- Bolmgren, K. and O. Eriksson. 2005. Fleshy fruits - origins, niche shifts, and diversification. *Oikos* **109**:255-272.
- Burton, N. H. K., M. J. S. Armitage, A. J. Musgrove, and M. M. Rehfish. 2002. Impacts of man-made landscape features on numbers of estuarine waterbirds at low tide. *Environmental Management* **30**:857-864.
- 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.
- Dias, M. P., M. Lecoq, F. Moniz, and J. E. Rabaca. 2014. Can Human-made Salt pans Represent an Alternative Habitat for Shorebirds? Implications for a Predictable Loss of Estuarine Sediment Flats. *Environmental Management* **53**:163-171.
- Dodd, M. E., J. Silvertown, and M. W. Chase. 1999. Phylogenetic analysis of trait evolution and species diversity variation among angiosperm families. *Evolution* **53**:732-744.
- Dreitz, V. J. 2009. Parental behaviour of a precocial species: implications for juvenile survival. *Journal of Applied Ecology* **46**:870-878.
- 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.
- 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.
- Elphick, C. S. 2010. Why study birds in rice fields? *Waterbirds* **33**:1-7.
- Eriksson, O. and B. Bremer. 1992. Pollination systems, dispersal modes, life forms, and diversification rates in angiosperm families. *Evolution* **46**:258-266.
- Erwin, R. M. 2002. Integrated management of waterbirds: beyond the conventional. *Waterbirds* **25**:5-12.
- Gorb, E. and S. Gorb. 2003. Seed Dispersal by Ants in a Deciduous Forest Ecosystem. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Gucel, S., C. Kadis, O. Ozden, I. Charalambidou, C. Linstead, W. Fuller, C. Kounnamas, and M. Ozturk. 2012. Assessment of biodiversity differences between natural and artificial wetlands in Cyprus. *Pakistan Journal of Botany* **44**:213-224.
- Herrera, C. M. 1989. Seed dispersal by animals - a role in angiosperm diversification. *American Naturalist* **133**:309-322.
- Hey, J. 2011. Documentation for IMA2. Rutgers University, Department of Genetics, New Brunswick.
- Kelemen, A., P. Török, O. Valkó, B. Deák, T. Migléc, K. Tóth, T. B. Ölvedi, and B. Tóthmérész. 2014. Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes after cessation of mowing. *Biodiversity and Conservation* **in press**.
- Kosztolányi, A., T. Székely, and I. C. Cuthill. 2007. The function of habitat change during brood-rearing in the precocial Kentish plover *Charadrius alexandrinus*. *Acta Ethologica* **10**:73-79.
- Mérő, T. O. and R. Bocz. 2012. A gyeprekonstrukció hatása a kisméltó együttesekre Egyek-Pusztakőcson (Hortobágy). *Természetvédelmi Közlemények* **18**:359-369.
- Nagy, G. G. and S. Lengyel. 2008. Egyek-Pusztakőcs (Hortobágy) madárvilága 2004 és 2006 között: a tájrehabilitáció második ütemének kezdeti hatásai. *Aquila* **114-115**:9-25.

- Parnell, J. F., W. W. Golder, M. A. Shields, T. L. Quay, and T. M. Henson. 1997. Changes in nesting populations of colonial waterbirds in coastal North Carolina 1900-1995. *Colonial Waterbirds* **20**:458-469.
- Rácz, I. A., E. Déri, M. Kisfali, Z. Batiz, K. Varga, G. Szabó, and S. Lengyel. 2013. Early changes of orthopteran assemblages after grassland restoration: a comparison of space-for-time substitution versus repeated measures monitoring. *Biodiversity and Conservation* **22**:2321-2335.
- Ramirez, F., J. Navarro, I. Afan, K. A. Hobson, A. Delgado, and M. G. Forero. 2012. Adapting to a changing world: unraveling the role of man-made habitats as alternative feeding areas for Slender-Billed Gull (*Chroicocephalus genei*). *Plos One* **7**.
- Rico-Gray, V. and P. S. Oliveira. 2007. *The Ecology and Evolution of Ant-Plant Interactions*. University of Chicago Press, Chicago.
- Scarton, F., G. Cecconi, C. Cerasuolo, and R. Valle. 2013a. The importance of dredge islands for breeding waterbirds. A three-year study in the Venice Lagoon (Italy). *Ecological Engineering* **54**:39-48.
- Scarton, F., G. Cecconi, and R. Valle. 2013b. Use of dredge islands by a declining European shorebird, the Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*. *Wetlands Ecology and Management* **21**:15-27.
- Servigne, P. and C. Detrain. 2010. Opening myrmecochory's black box: what happens inside the ant nest? *Ecological Research* **25**:663-372.
- Skorka, P., R. Martyka, J. D. Wojcik, T. Babiarz, and J. Skorka. 2006. Habitat and nest site selection in the Common Gull *Larus canus* in southern Poland: significance of man-made habitats for conservation of an endangered species. *Acta Ornithologica* **41**:137-144.
- Smith, J. F. 2001. High species diversity in fleshy-fruited tropical understory plants. *American Naturalist* **157**:646-653.
- Szabó, G. 2012. Az egyik-pusztakócsi gyeprekonstrukció hatása vadméhekre (Hymenoptera: Apoidea). *Természetvédelmi Közlemények* **18**:456-466.
- Tiffney, B. H. and S. J. Mazer. 1995. Angiosperm growth habit, dispersal and diversification reconsidered. *Evolutionary Ecology* **9**:93-117.
- Török, P., T. Migléc, O. Valkó, A. Kelemen, B. Deák, S. Lengyel, and B. Tóthmérész. 2012a. Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation* **20**:41-48.
- Török, P., T. Migléc, O. Valkó, A. Kelemen, K. Tóth, S. Lengyel, and B. Tóthmérész. 2012b. Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. *Ecological Engineering* **44**:133-138.
- 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.
- Wallander, J., D. Isaksson, and T. Lenberg. 2006. Wader nest distribution and predation in relation to man-made structures on coastal pastures. *Biological Conservation* **132**:343-350.
- Wilson, C. A. and M. A. Colwell. 2010. Movements and fledging success of Snowy Plover (*Charadrius alexandrinus*) chicks. *Waterbirds* **33**:331-340.
- World Wildlife Fund. 2008. *Living Planet Report*. Gland.