

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

21. ÉVFOLYAM

A IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai
Konferencia kötete
(Szeged, 2014. november 20-23.)

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 2015

A kötet megjelenését támogatta:



A kötetet szerkesztette:

Bereczki Krisztina

Török Péter

Szerkesztőbizottság:

Báldi András (elnök)

Bereczki Krisztina (szerkesztő)

Horváth Ferenc

Horváth Győző

Liker András

Margóczy Katalin

Török Péter (szerkesztő)

Technikai szerkesztés, tördelés:

Soltész Zoltán

Szerkesztőség címe:

Bereczki Krisztina

Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai Kutatóközpont,

2163 Vácrátót Alkotmány u. 2-4.

E-mail: termeszetvedelmi.kozlomenyek@gmail.com

ISSN 1216-4585

© Magyar Biológiai Társaság

1088 Budapest, Bródy Sándor u. 16.

A fokozottan védett keleti lópibagoly (*Arytrura musculus*) jelölés-visszafogásos populációvizsgálata egy természetkárosítási ügy kapcsán

Ambrus András¹, Szabadfalvi András², Kőrösi Ádám³ és Patalenszki Adrienn⁴

¹Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság,
9435 Sarród, Rév-Kócsagvár

²Tűzlepke Bt,
2310 Szigetszentmiklós, Égerfa u. 2/B

³MTA–ELTE–MTM Ökológiai Kutatócsoport,
1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/C

⁴Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és
Környezetgazdálkodási Kar,
4032 Debrecen, Böszörményi u. 138.
e-mail: ambrus.andras@gmail.com

Összefoglaló: Kutatásunk elsődleges célkitűzése annak megállapítása volt, mekkora kárt okozott a diapauzában lévő hernyók megsemmisítésével járó, elhíresült kokadi rekettyefűz-cserjeirtás a helyi lópibagoly populációban. A kérdést az indokolta, hogy a közvéleményre és a szakmai fórumokra egyaránt sokkolóan hatott az első közelítésben megállapított másfél milliárd forint összegű kártétel. A populációméret becsléséhez, több mintavételi helyen, különböző fényforrások alkalmazásával, szimultán lámpázásos mintavételezéssel (lepedő és élvefogó csapdák), jelölés-visszafogást végeztünk a rajzási csúcs idején. Összesen 94 fogási esemény történt (78 jelölés és 16 visszafogás), melyekből a statisztikai kiértékelésnél 80-at vettünk figyelembe. A napi populációméretre 11–117 egyed körüli értékeket, a vizsgált időszak teljes népességére (szuperpopuláció) 226 példányt kaptunk. A jelölt állatok egyenes vonalú maximális elmozdulásai, és az ehhez mért puffterületek alapján, a hatáskörzetet 38 hektárra becsültük. Ebben az élőhelymozaik-komplexumban a becsült denzitás a vizsgálat ideje alatt 6 pld/ha volt, ami egy konzervatív becslés, hiszen a szuperpopuláció a rajzás teljes időszaka alatt ennél mindenképpen nagyobb lehetett. Ez az egyedsűrűség jóval alacsonyabb a korábbi becslések által szolgáltatott 1200 egyed/ha értéknél, ami a túlzott mértékű kárérték megállapításához vezetett.

Kulcsszavak: cserjeirtás, fűzláp, jelölés-visszafogás, MARK, tájhasználat, denzitásbecslés

Bevezetés

A keleti lópibagoly (*Arytrura musculus*, Lepidoptera: Noctuidae) hazánkban fokozottan védett, rendkívül lokális elterjedésű, kevéssé ismert életmenetű bagolylepke. Szerepel az Élőhelyvédelmi Irányelv II. és IV. Függelékében, vagyis Natura

2000 terület kijelölésére hivatott faj, illetve populációinak védelmét Natura 2000 területeken kívül is meg kell oldanunk. A faj EU-szintű megőrzésében Magyarország jelentős szerepet tölt be. Hazai népségének súlypontja a Tiszántúl északkeleti felén található, de a Dunántúlról is ismert előfordulása. A lepke ökológiájával, eurázsiai elterjedésével, és hazai helyzetével kapcsolatos információkat, valamint a Kék-Kálló-völgyi népség leírását Baranyi *et al.* (2006) és Sum (2014) ismer-teti.

Az eddigi megfigyelések alapján, az állat rekettyefűz-lápokban él; hernyója, mesterséges körülmények közt tartva, fűzön nevelhető. Lárva stádiumban telel át. Élőhelyei esetenként veszélyben vannak, mivel az agrártámogatási rendszer bizonyos előírásai gyepterületen a fásszárú növényzet eltávolítását követelik meg a gazdálkodótól. Pedig e növények számos közösségi jelentőségű, védett fajnak szolgálnak táplálékkul [sárga gyapjasszövő (*Eriogaster catax*), keleti lápibagoly] vagy pihenő helyül [sötét hangyaboglárka (*Maculinea nausithous*)]. Az előírások be nem tartása miatti szankcióktól, illetve a művelési ágak nem megfelelő földhasználat miatti birságtól való félelem országsszerte kiterjedt cserjeirtásokhoz vezetett. E pusztítás bizonyos fajok, így a keleti lápibagoly esetében is érzékeny károkat okozott. Jelen vizsgálattal célunk az volt, hogy egy konkrét természetkárosítási ügy kapcsán, korrekt becslést adjunk a területen élő lápibagoly-népségről, mivel a korábbi szakértői becslésben szereplő, hernyókra vonatkozó népséget túlzottnak véltük. Kutatásunk során a szaporodóképes imágó-népségre fókuszáltunk, az ismeretlen mortalitási faktorú és nehezen mintavételezhető hernyók helyett.

Módszerek

A vizsgálati terület a Nyírségben, a Kék-Kálló völgyében, Kokad település köze-lében került kijelölésre, érintve a korábban cserjeirtással sújtott területet is. Első megközelítésben egy kb. 5 km-es völgyszakaszt választottunk ki, amelyet a harmadik mintavételi naptól kezdve a felére redukáltunk, feladva az élőhely egy be-ékelődő szántófölddel határos, elágazódó részét (1. ábra).

A vizsgálatra a repülési időszak kezdetét (a faj első észlelése a területen) követő kb.10 napon belül, 2014.06.28–07.08. között, valószínűsíthetően a rajzási csúcs körül került sor. E feltevést alátámasztja, hogy a faj repülési időszaka nagyjából egy hónapra tehető, és a felmérés befejeztekor körülbelül egy hetes, viharos rossz idő érte el a területet. A rossz idő elvonultával, július második felében, a referen-ciahelyen végzett újbóli próbálampázás során már csak egyetlen példány jött be a lepedőre.

A vizsgálat teljes időtartama alatt 94 fogási esemény történt (78 jelölés és 16 visszafogás), melyekből a statisztikai kiértékelésnél, a célterület leszűkítése miatt, végül 80-at vettünk figyelembe.

A mintavételhez kis teljesítményű (8W) fénycsőekkel ellátott élvefogó csapdákat; közepes teljesítményű (35–60W) kis- és nagynyomású kisülősöves



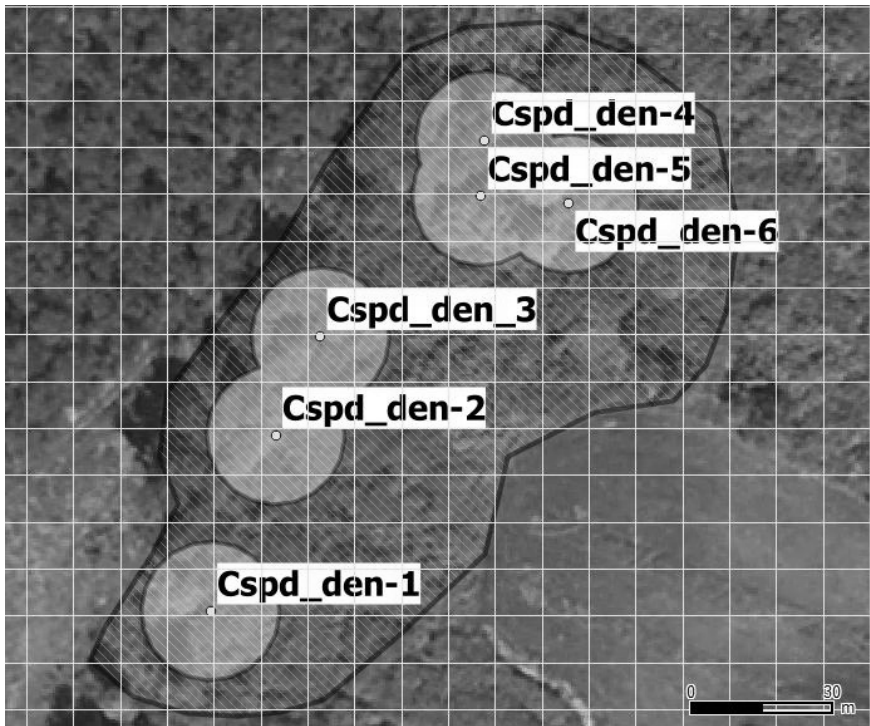
1. ábra. Mintavételi elrendezés (világos pontok [kör és háromszög]: mintavételi helyek, „X”: a statisztikai kiértékelésből kihagyott terület).

lámpákat (lepedővel vagy hálósapdával); valamint standard 125W HGLI égőt (lepedővel, személyes gyűjtéssel) használtunk. Esetenként 150W MH izzó is alkalmazásra került, de a 125W HGLI égő minden alkalommal, ugyanazon a helyen működött. A jelöléshez a hátulsó szárnyak fonákjára, alkoholos filctollal írt egyedi kódolást (sorszámot) alkalmaztunk. Minden egyes fogási esemény rögzítésre került az Epicollect Androidos alkalmazás segítségével; GPS-koordináták, lepke állapota, sorszám, fénykép formájában. A befogott és megjelölt lepkéket a napi lepedős gyűjtés és csapdázás befejeztével, egyszerre engedték szabadon; egyenként szétszórva élőhelyükön, befogási helyük környezetében. Ez a módszer megakadályozta, hogy ugyanazt az állatot ugyanannál a lámpánál vagy csapdánál

esetlegesen többször is befogjuk egyetlen éjszaka során, hiszen ez károsíthatna volna az egyedeket, illetve irreális adatokat szolgáltathatott volna, megzavarva az állat természetes viselkedését.

A jelölés-visszafogásos mintavétel mellett, egy alternatív denzitásbecslési vizsgálat is zajlott, amelynek adatai beszámításra kerültek a hatáskörzet/mozgáskörzet beclésbe, de önmagukban is elemezhetők. Ehhez 6 db kis teljesítményű (8W) fénycsöves vödör csapda került telepítésre, egymástól 10–20 m-es távolságban, a lepkék számára különösen kedveltnek számító, sűrű cserjés, facsoportokkal és gyepfoltokkal mozaikoló (nem cserjeirtott) élőhelyfolt öblözeteit követve (2. ábra).

A jelölés-visszafogás adatokhoz Cormack-Jolly-Seber (CJS) és Jolly-Seber (JS) modelleket illesztettünk. A CJS modell illeszkedésvizsgálata (GOF teszt) után, AICc alapú modellszelekciót végeztünk, és a leginkább támogatott modell becléseit fogadtuk el, amelyben a túlélés (Φ) konstans, a befogási valószínűség



2. ábra. A denzitásvizsgálathoz használt vödör csapdák elhelyezése 10×10 m-es grid-hálón; a feltételezett hatáskörzet lehatárolásával, légifotón.

(p) pedig időben változó volt. Az elemzésekhez a MARK programot használtuk (White & Burnham 1999).

A populáció denzitásának becsléséhez fontos meghatározni, hogy a jelölés-visszafogásból kapott egyedszámok mekkora területre vonatkoznak (effektív hatáskörzet). Ehhez a lepkék mozgáskörzetének és a lámpák hatáskörzetének méretét a terület alapos bejárása, a légifelvelelek áttanulmányozása, valamint a lámpázások (beleértve a mintavételi időszak előtti 3 nap) eredményei alapján becsültük meg.

Eredmények

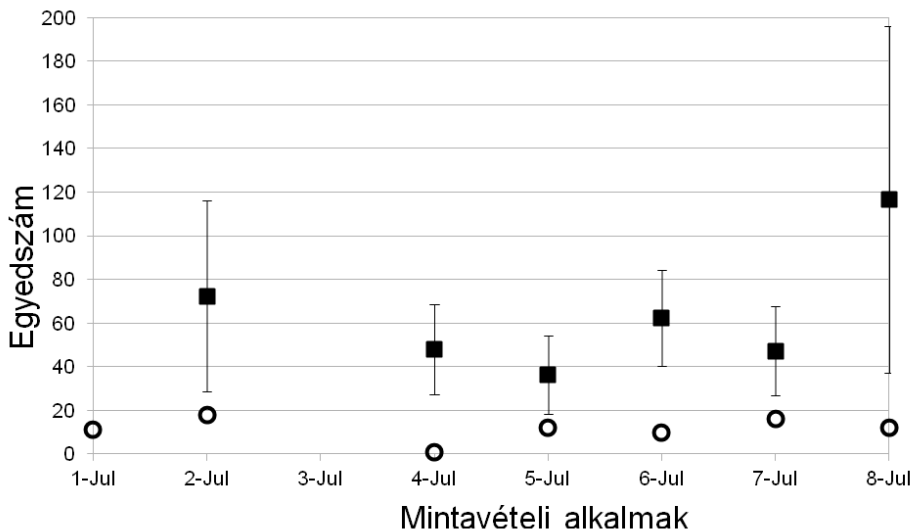
Összesen 78 egyedet jelöltünk meg, ebből 12 példány a mintavételt megelőző három lámpázás alkalmával, további 2 példány pedig a leredukált vizsgálati területen kívül került befogásra – közülük egy példányt sem fogtunk vissza. Az egyedszámbecsléshez a mintavételi időszak alatt megjelölt 64 állat adatait használtuk, melyek közül 12 példányt fogtunk vissza (néhányukat többször is). A Jolly-Seber modell alapján a napi populációméret 11–117 egyedre tehető (3. ábra). A vizsgált időszak mintavételezéssel töltött napjaira becsült ún. szuperpopuláció mérete 198 egyednek (SE = 78,5; 95% CI: 110–453), az ezen időszak alatti teljes népesség pedig 226 példánynak (SE = 86,7; 95% CI: 110–468) adódott. Mivel a mintavételt a rajzás kezdetétől számított 7–10 nap elteltével, a rajzási csúcstól indítottuk, ezért – a teljes repülési időszakra – az adott terület össznépessége ennél mindenképpen nagyobb lehetett.

A mintavételi időszak előtti három napban végzett lámpázások során befogott 14 példány két, egymástól alig 400 m-re fekvő, szántófölddel elválasztott területen került megjelölésre. E területek közt nem regisztráltunk átmozgást. Mindebből arra következtethetünk, hogy a lepke nem szívesen hagyja el a számára alkalmas, facsoport–bokorfüzes–láprét mozaikkomplexumot. Ennek ellenére, a mintavételi időszak alatt azt tapasztaltuk, hogy a lepkék, megfelelő fényforrással, akár kedvezőtlen időjárási körülmények közt is, kicsalogathatóak voltak a nyíltabb, frissen szárazúzott részekre, ami legalább 200 m-es lámpa-hatáskörzetre utalt. A mintavétel során regisztrált maximális egyenes vonalú elmozdulás 2,5 km, a második legnagyobb pedig 400 m volt. Ezek alapján, illetve a légifotón a növényzeti foltok határát követve, a lehatárolt effektív hatáskörzetet 38 hektárra becsültük, így a vizsgálat teljes időtartamára mintegy 6 egyed/ha denzitás jött ki.

A kifejezetten denzitásbecslésre beállított vödörscapdák által fogott napi egyedszámból (0+1+1+4+0+0 = 6 pld/ 6 vödörscapda) és a közvetlen fogási körzetként, a légifotó alapján lehatárolt 1 hektárnyi területből 6 pld/ha napi denzitási érték adódott.

Értékelés

A jelölés-visszafogásos felmérés eredményeként megállapítható, hogy a korábban becsült 1200 egyed/ha értéknél jóval alacsonyabb az itt élő keleti lápigoly-populáció egyedsűrűsége. Ennek egyik nyilvánvaló oka, hogy mi a szaporodóképes imágók egyedszámát becsültük, míg a korábbi vizsgálat a hernyók egyedszámára vonatkozott. A jelöléses vizsgálattal párhuzamosan végzett, élvefogó vödörtrapás denzitásbecslés nagyságrendileg hasonló adatokat szolgáltatott. Természetesen, a két érték jelentése eltérő: az első egy teljes vizsgálati időszakra vonatkozó átlagdenzitás-becslés egy nagyobb (38 ha), ámde heterogén mozaik-komplexumra; míg a második egy napi becslés egy, ismereteink szerint, a faj számára optimális adottságú élőhelyfoltra. A vizsgált kérdés szempontjából a nagy területre kapott átlagos denzitás a mérvadó, hiszen ebből lehet következtetni a cserjeirtás által okozott kártételre. Ez alapján, a cserjéltlenítéssel érintett 5 ha viszonylatában, legalább 30–40 példány eshetett ki a szaporodó közösségből. Valószínűleg, egy ekkora összefüggő területen, mint a Kék-Kálló-völgy, ahol a keleti lápigoly teljes népessége feltehetően jóval meghaladja az általunk becsült értéket, 30–40 példány kiesése nem pótolhatatlan veszteség. Ám okatlan elvesztésük káros, még ha a szomszédos területekről a regenerálódó élőhelyre betelepülő egyedek utódai pótolhatják is a kiesést. Ráadásul e veszteség, megfelelő kommunikációval és együttműködéssel, csökkenthető vagy kiküszöbölhető lett volna.



3. ábra. A naponkénti fogási adatok (kör) és becsült egyedszámok (négyzet) \pm SE.

Fenti eredményeinkkel szeretnénk hozzájárulni az úgy szilárd ökológiai alapon történő megítéléséhez, demonstrálva, hogy léteznek megfelelő eszközök és módszerek akár egy mozgékony éjszakai bagolylepke népességének egzakt becslésére is.

A hasonló ügyek feloldását nagyban segíthetné, ha a lepkeállományban okozott kár ellentételeként, a terület ökológiai állapotának javítása, vízgazdálkodási rehabilitáció, beékelődő szántók gyepesítése, elegyes rekettyefüzes állomány telepítése kerülne előírásra kompenzációként, természetesen megfelelő irányítással. Mindemellett, a Natura 2000 támogatási rendszerben és az agrártámogatásban meg kell találni a lehető legkedvezőbb földhasználati módokat, melyek biztosítják a természetes életközösségek számára az ökológiai hozadékot, a gazdálkodó számára pedig a jövedelmezőséget.

És végül egy záró gondolat. A terület eredendően egy vízellátottságtól, domborzattól és földhasználati módtól függő növényzeti borítású, láprétek, mocsárrétek, magaskórósok, bokorfüzesek és puhafás ligeterdő alkotta mozaik-komplexum lehetett, amit a vízfolyás rendszeresen elárasztott. A dinamikusan változó élőhely nyilvánvalóan megfelelt a keleti lápibagoly mellett, sok más veszélyeztetett és ritka fajunknak is, ám természetvédelmi kezelési-fenntartási szempontból nem vitatható, hogy itt mindenképp az *A. musculus* népesség megőrzése az elsődleges feladat. E lepke számára valószínűleg az volna a legkedvezőbb, ha a teljes terület homogén, puhafás ligeterdő foltokkal tarkított rekettyefüzes állományként lenne fenntartva, ám ez a biodiverzitás csökkenésével, a lápréti, mocsárréti fajok kiszorulásával járna. A rendszerben meghatározó ökológiai tényező a Kék-Kálló medrének szintje, fenntartottságának mértéke. Ez a szint jelenleg túlzottan mélyen helyezkedik el, nyári időszakban a vízfolyás helyenként ki is szárad. Márpedig az egész terület kritikus problémája – a cserjeirtástól függetlenül – a kiszáradás, amit a víz visszatartásával, a lecsapolás mértékének jelentős csökkentésével lehet orvosolni. A vízellátottság javításával hosszabb távon elérhető, hogy a bokorfüzes állományban helyenként tartósan fátlan mocsári és lápi jellegű foltok alakuljanak ki, benépesülve a még fellelhető, megfelelő lágyszárú növényzettel. Erre a folyamatra a lápibagoly állomány maximális kíméletével rá is lehet segíteni. A beékelődő gyepeket kaszálással akár takarmánytermelésre is lehetne hasznosítani, de a jogi státuszból fakadó természetvédelmi követelményeket a gazdálkodási cél semmi esetre sem írhatja fölül. Amennyiben a terület élőhelyi változatosságának növelése is fontos prioritás, akkor a kezeléseket kizárólag a természetvédelmi szakemberek javaslatai alapján, az általuk meghatározott időszakban és mértékben lehet elvégezni. A kialakított gyepfoltokon, váltakozó időszakokban végzett mozaikos kaszálással a gyep jelleg fenntartható, a rajta kialakuló értékes közösség megőrizhető, a lekerülő széna pedig hasznosítható. Így minden szereplő számára előnyös helyzet alakítható ki, s a lápibagoly-népesség is hosszútávon megőrizhető.

Köszönetnyilvánítás – Ezúton szeretnénk köszönetet mondani a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság vezetőinek és szakembereinek a munkánkhoz nyújtott hathatós segítségért, valamint, hogy a nemzeti park saját kutatásaként végezhattük el vizsgálatainkat.

Irodalomjegyzék

- Ambrus, A., Szabadfalvi, A. & Patalenszki, A. (2014): Mennyi az annyi? (Gondolatok a keleti lápi-bagolylepke ügyében a kár nagyságáról). – *Erdészeti Lapok* **149**(10): 332–335.
- Baranyi, T., Józsa, Á. Cs. & Bertalan, L. (2006): *Arytrura musculus* (Ménétriés 1859) – In: Varga, Z. (szerk.): *Natura 2000 fajok kutatásai I. – Natura 2000 species studies I.*, Dél-Nyírség-Bihari Tájvédelmi és Kulturális Értéktörző Egyesület, Debrecen, pp. 71–87.
- Sum, Sz., (2014): Keleti lápi bagoly *Arytrura musculus* (Ménétriés, 1859). – In: Haraszthy, L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*, Pro Vértes Közalapítvány, pp. 338–343.
- White, G. C. & Burnham, K. P. (1999): Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* **46**(1): S120–S139.

Mark-recapture population estimation of the highly endangered noctuid moth *Arytrura musculus*

András Ambrus¹, András Szabadfalvi², Ádám Körösi³
and Adrienn Patalenszki⁴

¹ Fertő-Hanság National Park Directorate,
H-9435, Sarród, Rév-Kócsagvár, Hungary

² Tűzlepke Bt,
H-2310 Szigetszentmiklós, Égerfa u. 2/B, Hungary

³ MTA–ELTE–MTM Ecology Research Group,
H-1117, Budapest, Pázmány Péter s. 1/C, Hungary

⁴ University of Debrecen, Faculty of Agricultural and
Food Sciences and Environmental Management,
H-4032, Debrecen, Böszörményi u. 138, Hungary

e-mail: ambrus.andras@gmail.com

The study was inspired by a high-profile legal case on the removal of grey willow (*Salix cinerea*) shrubs from 5 hectares of wetland in the Kék-Kálló valley, North-Eastern Hungary. This action allegedly caused a serious damage to the local population of *Arytrura musculus*, a night-flying noctuid moth strictly protected under Natura 2000 and Habitats Directive Annex II and IV, by destroying the overwintering larvae. Our aim was to estimate the population density of the species in the affected area using a Capture-Mark-Recapture (CMR) method during its peak flight period. To attract the moths, we used various types of lamps, including a standard 125W MV bulb, in front of white sheets, and live capture light traps with 8W fluorescent tubes. These were operated simultaneously at multiple locations. Each specimen was marked with a unique serial number on the hindwing, using fineliner marker pens. A total of 94 captures occurred (78 first captures and 16 recaptures), of which 80 were used for our statistical analysis. The longest recorded movement of any one individual was 2.5 km. Daily population size ranged from 11 to 117, and the estimated total population for the entire survey period was 226 individuals. Based on the recorded movements, the location of collecting lights, and the vegetation coverage patterns identified from aerial photos, the effective survey area was calculated as 38 hectares. It gives a minimal density of 6 adults (imagos) per hectare, which, although a cautious underestimate, is much less than the previously claimed value of 1200 individuals (larvae) per hectare, deduced from a single light trapping occasion.

Keywords: shrub removal, willow shrub swamp, Mark-Release-Recapture, MARK, land-use, density estimation

Lisztbogár fejlődési stádiumain alapuló tesztrendszer kidolgozása környezeti terhelés jellemzésére

Arany József

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék,
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

e-mail: aranyjozsef1990@gmail.com

Összefoglaló: Munkám során lisztbogár egyedek elemösszetételének változását vizsgáltam az egyedfejlődési stádiumokban. Valamennyi egyedat azonos minőségű és mennyiségű táplálékon neveltem. ICP – OES módszerrel 10 egyed esetében a következő esszenciális, makro és mikroelemek koncentrációját mértem: Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Sr és Zn. Kanonikus diszkriminancia analízissel a fejlődési stádiumok jelentős mértékben (99,2%) elkülönültek egymástól az elemösszetételük alapján. Az első, második és harmadik lárvastádium esetében kisebb átfedést tapasztaltam. Valamennyi általam vizsgált elem tekintetében szignifikáns különbséget (GLM ANOVA) tapasztaltam a stádiumok között. Vizsgálataim azt mutatják, hogy az egyedfejlődési stádiumokban jelentős mértékben különbözik az egyedek elemösszetétele, ezért a szárazföldi környezetet érintő szervesetlen szennyezések hatásának vizsgálatára alkalmasak lehetnek az egyes stádiumok.

Kulcsszavak: biológiai indikátor, makro- és mikroelemek, monitorozás, ICP-OES

Bevezetés

A városiasodás és a különböző emberi tevékenységek negatív hatással lehetnek a szárazföldi ökoszisztéma egészére (Simon *et al.* 2011, 2013, 2014). Az abiotikus környezeti tényezők megváltozásával a városiasodás és az antropogén tevékenységek a talajfauna fajaira is jelentős hatást gyakorolnak (Magura *et al.* 2006, 2010, Bogyó *et al.* 2015). A szárazföldi gerincteleneket sokféleségük, valamint nagy egyedszámuk miatt széles körben alkalmazzák bioindikátor szervezetekként (Lindqvist & Block 1997, Zödl & Wittmann 2003). Populációik egy-egy környezeti tényező változására érzékenyen reagálnak, ezért jelenlétükkel, hiányukkal vagy életmódjukban, szervezetükben bekövetkező változásokkal jelzik az adott környezeti tényező hatását. Ugyanakkor a talajjal, mint élőhellyel való szoros kapcsolatban vannak, melynek következtében akumulálhatják a környezetükben fellelhető toxikus szerves, illetve szervesetlen komponenseket (Nakamura & Taira 2005).

Vizsgálataimhoz lisztbogár egyedeket (*Tenebrio molitor* L.) használtam. A lisztbogár egyedek kiválóan alkalmasak laboratóriumi vizsgálatokra, mivel rövid az életciklusuk, egyértelműen elkülönülnek a fejlődési stádiumaik és gyors rep-

rodukciónak tekintve jól alkalmazhatóak bioindikátor szervezetekként a környezetterhelések vizsgálatára (Castilla *et al.* 2010). Számos korábbi tanulmányban alkalmazták a lisztbogarakat és lárváikat indikátor szervezetként (Pedersen *et al.* 2008, Castilla *et al.* 2010). Vizsgálatomban az elemösszetétel változását tanulmányoztam az egyedfejlődés különböző stádiumaiban. Annak a megállapítása volt a célom, hogy mely elemek milyen stádiumokban játszanak fontos szerepet.

Módszerek

Lisztbogár tenyésztés

Laboratóriumban tenyésztett populációból 60 első stádiumú lárva egyedet választottam ki, melyeket műanyag tenyészedényben neveltem tovább. Az egyedfejlődés stádiumait három különböző műanyag tenyészedényben tanulmányoztam, azaz három ismétléssel dolgoztam. Minden tenyészedényt azonos környezeti feltételek mellett tartottam. A bábokat a tenyészedényben belül kisebb edényben neveltem tovább, mivel a kannibalizmus szintje magas (25–35%) a lisztbogár populációkban (Sonleitner & Guthrie 1991). Az átlagos hőmérséklet 27 °C és a páratartalom 80% volt. A megfelelő páratartalom biztosításához desztillált vizes permetet alkalmaztam kétnaponta. A lárvákat és a kifejlett bogarakat azonos típusú és mennyiségű táplálékkal ettem kétszer egy héten (Simon *et al.* 2013). A táplálékot burgonya porból állítottam elő. Minden esetben 5,00 g burgonyaport mértem be és összekevertem 20 ml desztillált vízzel.

Minta feldolgozás és elemzés

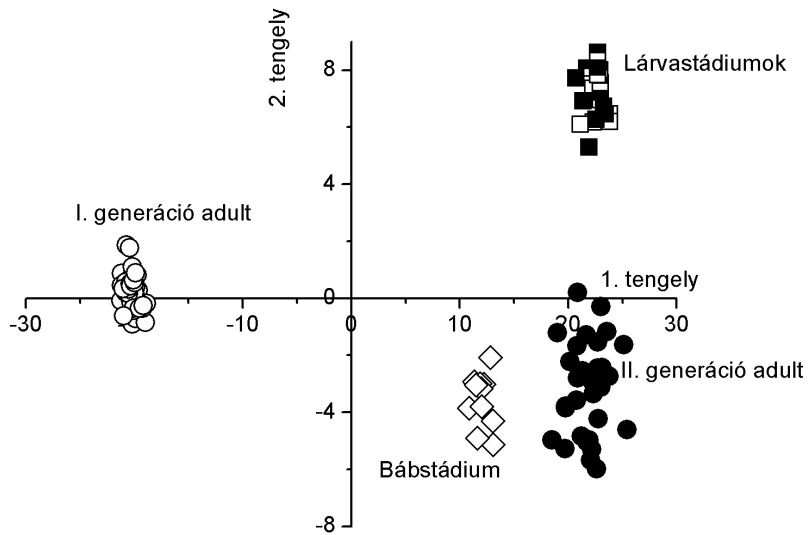
A három lárvastádiumból, a bábokból és kifejlett egyedekből 10–10 egyedet véletlenszerűen választottam ki az elemzéshez. A feldolgozásig a mintákat fagyasztoóban -15°C-on tároltam. A mintákat egyenként műanyag szitára helyezve 100 ml kettős ionmentes vízzel öblítettem át. A lárvák első, második és harmadik stádiumú mintáinál az egyedenkénti kis tömeg miatt átlagmintával dolgoztam. A mintákat 25 ml-es főzőpoharakba helyeztem és a bábok és a bogarak nedves testtömegét azonnal lemértem. A mintákat egy éjszakán át 105 °C-on szárítottam majd a bábok és bogarak tömegét visszamértem a száraz tömegük meghatározásához. A lárvák száraz tömegét SARTORIUS LE 26P mikro-analitikai mérleggel mértem. Ezután a mintákat főzőpoharakban 2 ml 65% (m/m)-os salétromsavval (Scharlau) tártam fel. A lárvák második és harmadik stádiumú egyedeinél 0,5 ml 30% (m/m)-os hidrogén-peroxidot is alkalmaztam. A feltárást 80 °C-on 4 órán keresztül végeztem majd a roncsolt mintákat 1% (m/m)-os salétromsav hozzáadásá-

val 5 ml-re hígítottam az első és második stádiumú lárvák esetében, míg 10 ml-re a harmadik lárvastádium, bábok és bogarak esetében (Braun *et al.* 2009, 2012).

Az elemanalízist CETAC 45 000 AT + ultrahangos porlasztóval ellátott ICP-OES IRIS Intrepid II XSP készülékkel végeztem. Hét pontos kalibrációt végeztem (0,001; 0,005; 0,01; 0,05; 0,1; 0,5 és 1,0 mg^l⁻¹) több-elemes kalibráló oldattal (Merck ICP többelemes standardoldat IV). A megfelelő elemek analízisét két, illetve három atomos / ionos vonallal végeztem. Alkálifémek (például Li, Na és K) esetében egyvonalas analízist használtam. A kiválasztott színképvonalak esetében spektrális zavarást nem tapasztaltam.

Statisztikai elemzés

A varianciák homogenitását Levene próbával ellenőriztem. A különböző egyedfejlődési stádiumok elemösszetételét kanonikus diszkriminancia analízissel (CDA) és varianciaanalízis (ANOVA) alkalmazásával vizsgáltam. Azokban az esetekben, ahol szignifikáns különbséget tapasztaltam Tukey-tesztet végeztem a különbség szignifikanciájának vizsgálatához.

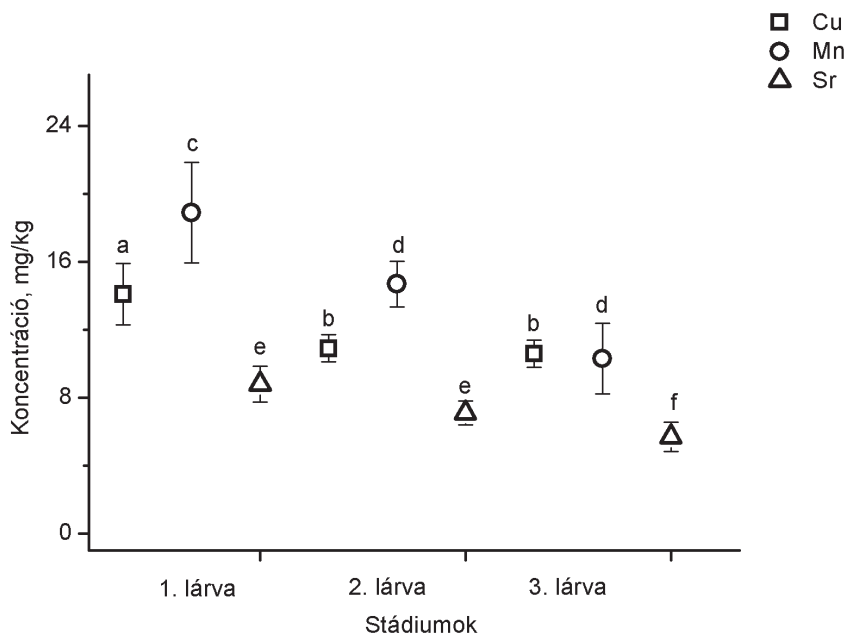


1. ábra. Lisztbogarak egyedfejlődési stádiumainak diszkriminancia-analízise a stádiumokban mért elemösszetétel (mg/kg) alapján.

Eredmények

Az egyes fejlődési stádiumok elemösszetételük alapján 99,2%-ban elkülönülnek egymástól kanonikus diszkriminancia analízissel (1. ábra). A különböző fejlődési stádiumok szignifikánsan különböznek egymástól a vizsgált elemek koncentrációjában ($p < 0,001$).

A vizsgált makro és mikroelemek közül a kálium, a nátrium és a kalcium koncentráció pozitívan korrelált az első diszkriminancia tengellyel (K: $r = 0,754$; Na: $r = 0,510$; Ca: $r = 0,268$), míg a réz ($r = -0,450$) negatívan korrelált a második diszkriminancia tengellyel. A magnézium esetében negatív korrelációt ($r = -0,506$), míg a vas ($r = 0,616$), cink ($r = 0,569$), mangán ($r = 0,494$) és stroncium ($r = 0,381$) esetében pozitív korrelációt tapasztaltam a harmadik és negyedik diszkriminancia tengellyel. A kén ($r = 0,630$) és foszfor ($r = 0,616$) koncentrációk az ötödik diszkriminancia tengellyel korreláltak pozitívan.

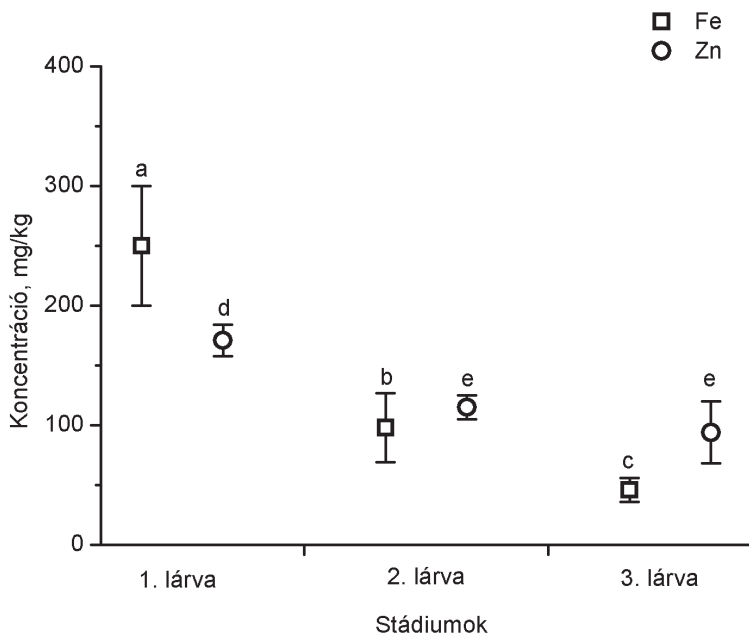


2. ábra. A lárvastádiumokban mért Cu, Mn és Sr koncentráció (átlag \pm SD).

Szignifikáns különbséget tapasztaltam valamennyi elem esetében az egyes egyedfejlődési stádiumok között varianciaanalízist alkalmazva (Ca: $F_{5,18} = 677,440$; $p < 0,001$; Cu: $F_{5,18} = 375,792$; $p < 0,001$; Fe: $F_{5,18} = 61,281$; $p < 0,001$; K: $F_{5,18} = 3393,101$; $p < 0,001$; Mg: $F_{5,18} = 670,138$; $p < 0,001$;

Mn: $F_{5,18} = 179,905$; $p < 0,001$; Na: $F_{5,18} = 1609,121$; $p < 0,001$; P: $F_{5,18} = 324,606$; $p < 0,001$; S: $F_{5,18} = 214,162$; $p < 0,001$; Sr: $F_{5,18} = 214,162$; $p < 0,001$; Zn: $F_{5,18} = 324,606$; $p < 0,001$). Tukey-teszt alapján megállapítható, hogy az első lárvastádiumtól a harmadik stádium kifejlődéséig szignifikánsan csökkent a vas és a cink, a mangán és a réz, valamint a stroncium koncentrációja ($p < 0,05$) (2. ábra és 3. ábra). A kalcium esetében ez a csökkenés a bábálig tart. A többi elem (kálium, magnézium, nátrium, foszfor) esetében szignifikáns különbséget nem tapasztaltam a lárvastádiumok között ($p > 0,05$). Szignifikánsan csökkent a kálium, a nátrium, a kén és a stroncium, valamint a foszfor koncentrációja a lárvastádiumhoz képest a bábálig kialakulásáig ($p < 0,05$). A cink és a mangán esetében a harmadik lárvastádiumban mért koncentráció megegyezett a bábáligban mért koncentrációval ($p > 0,05$), míg a vas és cink koncentráció szignifikánsan magasabb volt az első stádiumban, mint a bábáligban ($p < 0,05$). Valamennyi elem koncentrációja szignifikánsan különbözött a lárvastádium és az első generációjú adult egyedek között ($p > 0,05$).

A bábáligban mért elemek koncentrációja szignifikánsan különbözött mind az első, mind a második generációjú egyedekben mért elemkoncentrációktól ($p > 0,001$), kivéve a vas és cink koncentrációját. A vas esetében szignifikánsan



3. ábra. A lárvastádiumokban mért Fe és Zn koncentráció (átlag \pm SD).

nagyobb koncentrációt tapasztaltam az első generációjú adult egyedekben, mint a bábokban, illetve a második generációjú egyedekben ($p < 0,001$). Ezzel szemben a cink koncentráció a bábállapotban és a második generációjú egyedekben szignifikánsan nagyobb volt, mint az első generációjú egyedekben ($p < 0,001$).

Összehasonlítva az első és második generációjú adult egyedek elemösszetételét, megállapítható, hogy szignifikánsan csökkent a második generációban a kalcium, a vas és magnézium koncentráció ($p < 0,001$). Ezzel szemben a többi elem esetében szignifikáns koncentráció növekedést tapasztaltam összevetve az első és második generációjú egyedek elemösszetételét.

Értékelés

Lisztbogarak egyedfejlődése során az egyes egyedfejlődési stádiumokban bekövetkező elemösszetétel változásokat tanulmányoztam. Céлом annak megállapítása volt, hogy az egyes stádiumokon alapuló tesztrendszer alkalmas-e a toxikus szervesetlen környezeti terhelések monitorozására.

Korábbi vizsgálatokból megállapítható, hogy a cink és a kálium hatással lehet a lisztbogár egyedek növekedésére és túlélésére. Kálium hatására az első vedlési periódusig normál növekedés, majd utána csökkent növekedés figyelhető meg. Mindkét elem (cink és kálium) a növekedés ütemére lárva stádiumban van hatással (Fraenkel 1958). Lindqvist & Block (1997) kutatásaik során azt állapították meg, hogy a cink koncentrációja nem változott az egyedfejlődés során. A többi elem esetében az adult és lárvastádiumok között megváltozik az elemkoncentráció (Lindqvist & Block 1997).

Összességében vizsgálataim azt mutatják, hogy a rovarok egyedfejlődési stádiumaiban jelentős mértékben megváltozik az egyedek elemösszetétele. Eredményeim bizonyítják, hogy a fejlődési stádiumok erősen hatnak a makro- és mikroelem felvételre. Vizsgálatom eredményei felhasználhatók környezeti terhelések becslésére szolgáló eljárások kidolgozásához és a környezeti terhelések monitorozásához.

Köszönetnyilvánítás – a kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 Nemzeti Kiválóság Program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

Irodalomjegyzék

- Bogyó, D., Magura, T., Simon, E. & Tóthmérész, B. (2015): Millipede (Diplopoda) assemblages alter drastically by urbanisation. – *Landscape. Urban Plan.* **133**: 118–126.
- Braun, M., Simon, E., Fábrián, I. & Tóthmérész, B. (2009): The effects of ethylene glycol and ethanol on the body mass and elemental composition of insects collected with pitfall traps. – *Chemosphere* **77**: 1447–1452.
- Braun, M., Simon, E., Fábrián, I. & Tóthmérész, B. (2012): Elemental analysis of pitfall-trapped insect samples: effects of ethylene glycol grades. – *Entomol. Exp. Appl.* **143**: 89–94.
- Castilla, A. M., Dauwe, T., Mora, I., Malone, J. & Guitart, R. (2000): Nitrates and herbicides cause higher mortality than the traditional organic fertilizers on the Grain Beetles, *Tenebrio molitor*. – *B. Environ. Contam. Tox.* **84**: 101–105.
- Fraenkel, G. (1951): Effect of distribution of vitamin B₁₂. *Arch. Biochem. Biophys.* **34**: 457–467.
- Lindqvist, L. & Block, M. (1997): Influence of life history and sex on metal accumulation in two beetle species (Insecta: Coleoptera): – *Bull. Environ. Contam. Tox.* **58**: 518–522.
- Magura, T., Lövei, G. & Tóthmérész, B. (2010): Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? – *Global Ecol. Biogeogr.* **19**: 16–26.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Lövei, G. (2006): Body size inequality of carabids along an urbanization gradient. – *Basic Appl. Ecol.* **7**: 472–482.
- Nakamura, K. & Taira, J. (2005): Distribution of elements in the millipede, *Oxidus gracilis* C. L. Koch (Polydesmida: Paradoxosomatidae) and the relation to environmental habitats. – *BioMetals* **18**: 651–658.
- Pedersen, S. A., Kristiansen, E., Andersen, R. A. & Zachariassen, K. E. (2008): Cadmium is deposited in the gut content of larvae of the beetle *Tenebrio molitor* and involves a Cd-binding protein of the low cysteine type. – *Comp. Biochem. Physiol.* **148**: 217–222.
- Simon, E., Baranyai, E., Braun, M., Cserhádi, Cs., Fábrián, I. & Tóthmérész, B. (2014): Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. – *Sci. Total Environ.* **490**: 514–520.
- Simon, E., Baranyai, E., Braun, M., Fábrián, I. & Tóthmérész, B. (2013): Elemental concentration in mealworm beetle (*Tenebrio molitor* L.) during metamorphosis. – *Biol. Trace Elem. Res.* **154**: 81–87.
- Simon, E., Braun, M., Vidic, A., Bogyó, D., Fábrián, I. & Tóthmérész, B. (2011): Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. – *Environ. Pollut.* **159**: 1229–1233.
- Simon, E., Vidic, A., Braun, M., Fábrián, I. & Tóthmérész, B. (2013): Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. – *Environ. Sci. Pollut. R.* **20**: 917–924.
- Sonleitner, F. J. & Guthrie, P. J. (1991): Factors affecting oviposition rate in the Flour Beetle *Tribolium castaneum* and the origin of the population regulating mechanism. – *Res. Popul. Ecol.* **33**: 1–12.
- Zödl, B. & Wittmann, K. J. (2003): Effects of sampling, preparation and defecation on metal concentrations in selected invertebrates at urban sites. – *Chemosphere* **52**: 1095–1110.

Elemental contents in flour beetles (*Tenebrio molitor* L.) during the life cycle

József Arany

*Department of Ecology, University of Debrecen,
H-4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary
e-mail: aranyjozsef1990@gmail.com*

The aim of my study was to investigate the macro- and microelemental contents in three larvae stages, pupae, first and second generation adult stages during the life cycle of flour beetles. The individuals of the laboratory culture were fed with mashed potato during their life cycle. From each stage 10 individuals were selected randomly to the elemental analysis; ICP-OES method was used during the analysis. The following elements were measured: Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Sr and Zn. Based on the canonical discriminant analysis of elemental content of flour beetle individuals the stages were separated from each other. In cases of the first, second and third larvae stages, high overlaps were found. The ANOVA showed significant differences between elemental content of the stages during the life cycle of flour beetles. The results of my study show that in the stages of flour beetle, there were significant changes in the micro- and macroelemental contents. My findings suggest that flour beetles stages are useful to assess the effects of environmental contamination.

Keywords: toxic elements, biological indicators, monitoring, ICP-OES

A Nagy-bugaci erdő természetvédelmi-erdészeti kezelése

Bolla Bence és Filotás Zoltán

*Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság
6000 Kecskemét, Liszt Ferenc utca 19.*

e-mail: bollab@knp.hu

Összefoglaló: Sajnálatos módon 2012 tavaszán (április 30-ától május 3-áig terjedő időszakban) a Nagy-bugaci erdő 860 ha-on leégett. A Natura 2000 jelölő élőhelyeket (91N0 Pannon homoki borókás-nyárasok, 6260 Pannon homoki gyp) 306 ha-on érintette a tűz. A borókás élőhelyek teljes egészében megsemmisültek. Vizsgálatunk során a leégett erdei élőhelyek részletes felmérését végeztük el a további természetvédelmi kezelési feladatok ellátása érdekében. A leégett élőhelyrészek területi lehatárolását, biotikai adatainak rögzítését, az erdőfelújítások és termőhely-feltárások megtervezését GPS-es felvételezés alapján végeztük, majd a terepi alapadatokat térinformatikai adatbázisba rendeztük. A terepi felmérések alapján elkészült adatbázis segítségével pontosításra került a tűzzel érintett területen kialakítandó tisztások, terméketlen kopárok, felnyíló erdők, valamint a fakitermeléssel és mesterséges erdőfelújítással érintett részterületek térbeli elhelyezkedése. Munkánk során a nagyobb egybefüggő élőhelyrészeket erdőterv módosítási kérelem révén, természetvédelmi és termőhelyi indokokra (jelölő élőhelyre, jelölő és fokozottan védett növényfajokra, további nem jelölő, de védett növényfajokra vagy termőhely-feltárásokra) hivatkozva egyéb részletként tisztásnak, terméketlen kopárnak terveztük át, összesen 102 ha-on.

Kulcsszavak: Kiskunság, erdőtűz, borókás-nyáras, természetvédelmi kezelés

Bevezetés

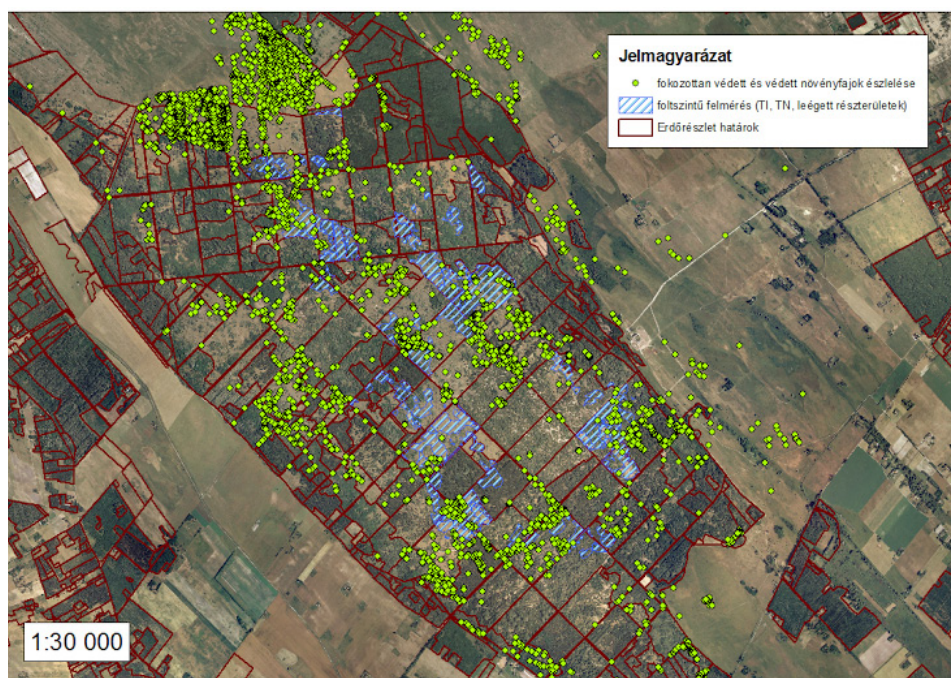
A Nagy-bugaci erdő emberi gondatlanságból eredően 2012 tavaszán (április 30-tól május 3-ig) 860 ha-on leégett. A jelölő élőhelyeket (91N0 Pannon homoki borókás-nyáras, 6260 Pannon homoki gyp) 306 ha-on érintette a tűz. A borókás élőhelyek teljes egészében megsemmisültek. A leégett területen lévő, nagy kiterjedésű (554 ha) kultúrerdők (fenyő- és akácállományok) is a tűz áldozatává váltak. A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság fő célkitűzése a leégett élőhelyek felmérése, monitorozása, valamint a természetközeli állapot visszaállítása a természetes hazai nyár újulatra és a mesterséges szerkezet-átalakításokra alapozva. Korábban több kutatás is részletesen foglalkozott a különböző élőhelyek tűzveszélyességével, valamint a keletkező tüzek természetvédelmi jelentőségével (Csontos & Cseresnyés 2007, Ónodi *et al.* 2007, Deák *et al.* 2012, Valkó *et al.* 2012, Deák *et al.* 2014, Valkó *et al.* 2014). Természetvédelmi kezelői és erdő-

gazdálkodói szempontból is egyaránt fontos figyelemmel kísérni a tűzveszélyes, vagy már tűzzel érintett élőhelyek sorsának további alakulását.

Módszerek

A tűzzel érintett erdőrészek terepi felmérése során megállapítottuk az élőhelyek károsodásának mértékét és folyamatosan monitoroztuk regenerálódási képességüket 2012. május 7-étől 2014. november 1-éig. A leégett élőhelyrészek pontos kiterjedését, a jelölő élőhelyek és növényfajok területi lehatárolását, az erdőfelújítások és termőhely-feltárások megtervezését GPS-es felvételezés alapján, pont és poligon alakzatok létrehozásával rögzítettük.

A terepi felmérések alapján térinformatikai adatbázist készítettünk ArcGis 9.3.1 térinformatikai szoftver segítségével (1. ábra). Az elkészült adatbázis alapján pontosításra került a tűzzel érintett területen kialakítandó tisztások, terméketlen kopárók, felnyíló erdők, valamint a fakitermeléssel és mesterséges erdőfelújítással érintett részterületek térbeli elhelyezkedése.



1. ábra. A terepi felmérések alapján készült térinformatikai adatbázis térképi megjelenítése.

Eredmények

Felmérésünk során a 3 ha-nál nagyobb egybefüggő jelölő 6260 Pannon homoki gyep élőhelyrészeket erdőterv módosítási kérelem révén, természetvédelmi indokokra (jelölő élőhelyre, jelölő és fokozottan védett növényfajokra, további nem jelölő, de védett növényfajokra) hivatkozva egyéb részletként tisztásnak terveztük át, összesen 60 ha-on.

Azokon a buckás élőhelyfoltokon, ahol nem található jelölő élőhely, védett növényfaj és nincs őshonos újulat, a terepi lehatárolások és termőhely-feltárási szakvélemények elkészítésével természetlen kopárokat határoltuk le, mintegy 42 ha-on. A termőhely-feltárások során összesen 17 db talajszelvény-gödör került kialakításra.

Az erdőfelújítások tervezése során előtérbe helyeztük az őshonos hazai nyárok [szürke nyár (*Populus canescens*, (Ait.) Sm. 1804) és fekete nyár (*Populus nigra*, L. 1753)] sarjainak jelentős területi arányát. A leégett bórókás-nyáras jelölő élőhelyek megújítása elsősorban természetes úton valósul meg, természetkímélő mesterséges kiegészítéssel. A tűz után megsemmisült borókás élőhelyek természetes úton nagyon lassan újulnak meg (a hatályos jogszabály alapján meghatározott két év alatt nem számíthatunk értékelhető újulatra), ezért a gödőrúfás mesterséges kiegészítés során 200 kg szkarifikált, rétegelt borókamag kézi vetését alkalmaztuk 20 ha-on, foltos elegytéssel. A vetett borókamag csírázási erélye a 2014-es évet tekintve 5% volt, az alacsony csírázó képességnek, a rendkívül gyenge termőhelynek, a hosszantartó aszályos nyári időszaknak és a magas vadlétszámnak köszönhetően. Az erdőfelújítások megtervezése során törekedtünk az erdőtervet a valós terepi adottságokhoz igazítani. Az alacsonyabb záródású erdőrészeket talajvédelmi rendeltetéssel felnyíló erdőként kezeltük, összhangban a fokozottan védett és Natura 2000 terület jelölő élőhelyeinek és jelölő fajainak természetvédelmi kezelési szempontjaival.

A leégett tájidegen erdei fenyő és fekete fenyő állományok véghasználat, szerkezet-átalakítása 82 ha-on megtörtént. A mesterséges felújítások során a buckavonulatokat nem, vagy kizárólag részleges talaj-előkészítéssel érintettük a már korábban véghasznált fenyő állományokban. A leégett fenyő állományokban lévő jelölő, fokozottan védett, vagy nem jelező, de védett növényfajok egyedei a mesterséges erdőfelújítások megtervezése és kivitelezése során minden esetben felmérésre, kijelölésre kerültek.

Értékelés

Felmérésünk során terepi alapadatokból épített térinformatikai adatbázis segítségével tudtuk megtervezni a tűzzel érintett jelölő élőhelyek és jelölő fajok megőrzését, fenntartását és megújítását. A modern természetvédelmi tervezést és kezelést a továbbiakban is érdemes terepi térinformatikai alapokra helyezni, az érvényben lévő erdőtervek jelölő élőhelyekhez való hozzáigazításával együtt.

A jelölő 6260 Pannon homoki gyepek élőhelyek esetében a természetes regenerálódás mértéke megfelelő ütemű, viszont a 91N0 Pannon homoki borókás-nyáras élőhelyek esetében kizárólag a hazai nyáras újulnak természetes úton, a közönséges boróka nem. Az előkezelt borókamag kézi vetését Igazgatóságunk tovább folytatja. A boróka-újulat kapcsán a jövőben továbbra is alacsony túlélési arányra számíthatunk a túltartott vadállomány miatt.

Az eddigi tapasztalatok alapján beláthatjuk, hogy a jogszabályban meghatározott két év alatt a tűz előtti természeti állapotot teljes egészében helyreállítani nem lehet.

A további természetvédelmi kezelés részeként az intenzíven terjedő fehér akác (*Robinia pseudoacacia*, L. 1753), mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*, (Mill.) Swingle 1916), közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca*, L. 1753) mechanikai és vegyszeres visszaszorítása a jövőben is fontos feladat lesz a jelölő fajok és élőhelyek, valamint a természetközeli erdősítések, erdőfelújítások megőrzése érdekében.

Köszönetnyilvánítás – Köszönetet mondunk Hoksza Attilának és Gaszner Mártonnak a felmérésben és az adatfeldolgozásban nyújtott segítségükért. Köszönet illeti Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságát, hogy a felméréshez megfelelő anyagi és szakmai háttérrel biztosított az Erdészeti és Tervezési Osztály részére.

Irodalomjegyzék

- Csontos, P. & Cseresnyés, I. (2007): Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése. – In: Csontos P. (szerk.): *Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása*, Scientia Kiadó, Budapest. pp. 57–79.
- Deák, B., Valkó, O., Schmotzer, A., Kapocsi, I., Tóthmérész, B. & Török, P. (2012): Gyepek égésének természetvédelmi megítélése – probléma vagy gyepekkezelési alternatíva? – *Tájékológiai Lapok* **10**(2): 287–303.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Végvári, Zs., Hartel, T., Schmotzer, A., Kapocsi, I. & Tóthmérész, B. (2014): Grassland fires in Hungary – experiences of nature conservationists on the effects of fire on biodiversity. – *Appl. Ecol. Environ. Res.* **12**(1): 267–283.
- Ónodi, G. Csatádi, K., Németh, I., Váczi, O., Botta-Dukát, Z., Kertész, M. & Altbácker, V. (2007): Birka (*Ovis aries*, L.)- és nyúllegelés (*Oryctolagus cuniculus*, L.) hatásainak vizsgálata az égésre homokpusztagyepen. – *Term. Közlem.* **14**: 117–129.

- Valkó, O., Deák, B., Kapocsi, I., Tóthmérész, B. & Török, P. (2012): Gyeppek kontrollált égetése, mint természetvédelmi kezelés – Alkalmazási lehetőségek és korlátok. – *Term. Közlem.* **18**: 517–526.
- Valkó, O., Török, P., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2014): Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. – *Basic Appl. Ecol.* **15**: 26–33.

Nature conservation and forest management of the Great Bugac Forest

Bence Bolla and Zoltán Filotás

*Kiskunsági National Park Directorate
H-6000 Kecskemét, Liszt Ferenc utca 19, Hungary
e-mail: bollab@knp.hu*

In the spring of 2012 the Great Bugac forest unfortunately burned down. The fire affected over 306 hectares of endangered habitat [such as 91N0 Pannonic inland sand thicket (*Junipero-Popletum albea*) and 6260 Pannonic sand steppes (*Festucetum vaginatae*)]. The juniper habitats have been fully destroyed. In our investigation we performed a detailed survey of the forest habitats for the sake of further tasks of nature conservation. We used GPS survey for demarcation of the burned habitats by record biological data, plan forest renewals and soil profiling. Then we built a GIS database using these data which helped us to clarify the spatial location of the planned shapes and formations in the damaged area (such as forest clearings, barren plains, open forests, logging areas and forest restoration parts). In our work we redesigned the bigger contiguous areas (total of 102 hectares) through forest plan amendment; based on nature conservation grounds. Such as endangered habitat, endangered and specially protected plants and species, not endangered but protected plants and several soil profilings.

Keywords: Kiskunság, forest fire, juniper-poplar forest, nature conservation management

Szegélyhatás vizsgálata talajfelszíni ízeltlábúak (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) esetén tölgyes erdő – erdőszegély – gyepek élőhelymozaikban

Debnár Zsuzsanna

MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport,
4010 Debrecen, Egyetem tér 1.
e-mail: dezsuzu@gmail.com

Összefoglaló: Az erdőszegélyek az erdők és a szomszédos nyílt élőhelyek közötti átmeneti zónák, amelyek sajátos abiotikus és biotikus tényezőkkel rendelkeznek. Konzervációbiológiai szerepük jelentős, mivel a szomszédos élőhelyek sérülése vagy pusztulása esetén sok faj számára rekolonizációs forrásként szolgálnak. Kutatásom során egy tölgyes erdő – erdőszegély – gyepek élőhelymozaikban vizsgáltam a futóbogarakat és a hollyvákat a Hajdúsági Tájvédelmi Körzetben. A futóbogarakat és a hollyvákat talajcsapdával gyűjtöttem (60 minta: 2 ismétlés x 3 élőhelytípus x 10 csapda). Eredményeim azt mutatják, hogy a futóbogarak fajszáma szignifikánsan magasabb volt az erdőszegélyben, mint a gyepekben és az erdőben; az egyedszámuk azonban a gyepekben volt a legmagasabb. A hollyvák faj- és egyedszáma szignifikánsan alacsonyabb volt a gyepekben, mint az erdőszegélyben és az erdőben. A klaszteranalízis mindkét taxon esetén azt mutatta, hogy a gyepek fajgyűjtései jelentős mértékben elkülönülnek a szegély és az erdő fajgyűjtéseitől. A karakterfaj elemzés (IndVal módszer) eredményei azt mutatták, hogy a futóbogaraknál 4, a hollyvákánál 8 olyan faj volt, ami a szegélyre jellemző (szignifikáns) karakterfaj. Eredményeim alapján elmondhatom, hogy a futóbogár és hollyva együttesek diverzitásának fenntartásában jelentős szerepet játszanak az erdőszegélyek.

Kulcsszavak: szegélyhatás, futóbogár, karakterfaj, erdőszegély, diverzitás, hollyva, ízeltlábú-együttesek

Bevezetés

Az emberi tevékenységek hatására (urbanizáció, erdő- és mezőgazdálkodás) módosul a tájszerkezet, homogén élőhelyek jönnek létre, amiknek hatására csökken a biológiai sokféleség (Magura 2002, Ries *et al.* 2004, László *et al.* 2014). Az erdőszegélyek átmeneti zónát képeznek az erdők és az azokat körülvevő élőhelyek között, amelyek sajátos abiotikus és biotikus tényezőkkel rendelkeznek és hatással vannak az ott előforduló talajfelszíni gerinctelen együttesek összetételére (Magura *et al.* 2001). Az erdőszegélyek konzervációbiológiai szerepe jelentős, mivel a környező élőhelyek sérülése vagy pusztulása esetén sok faj számára tartós vagy átmeneti menedéket biztosítanak és rekolonizációs forrásként szolgálhatnak (Magura *et al.* 2001). Az erdőszegélyek védelmet nyújthatnak a fajoknak a szomszédos élőhelyek kedvezőtlené válása esetén (Magura 2002, Ries & Fagan

2003). Egyes fajok alkalmazkodhatnak az erdőszegélyek speciális struktúrájához és mikroklímájához, így élőhelyspecialista karakterfajokat is fent tudnak tartani, ezáltal növelve a biológiai sokféleségét (Molnár *et al.* 2001, Horváth *et al.* 2002, Magura 2002).

A talajfelszíni ízeltlábú csoportok fontos komponensei a talajfaunának, érzékenyek az emberi zavarásra és jelzik az eredeti élőhelyek környezeti tényezőinek kedvezőtlenül válását (Magura *et al.* 2013). Számos korábbi tanulmány foglalkozott a szegélyek talajfelszíni gerinctelen együtteseket befolyásoló hatásaival (Magura *et al.* 2001, Molnár *et al.* 2001, Bogyó *et al.* 2014). Azonban ezeknek a vizsgálatoknak a többségét futóbogarak és pókok esetén végezték (Magura & Tóthmérész 1997, Horváth *et al.* 2002, Lövei *et al.* 2006). Szükség van olyan taxonok vizsgálatára is, amelyek jelentős mértékben függenek a természetes élőhelyeken megtalálható szubsztrát anyagoktól (rothadó anyagok, gombák) (Tóthmérész *et al.* 2014). Vizsgálatomban futóbogarak és holyvák esetén (Coleoptera: *Carabidae*, *Staphylinidae*) teszteltem a szegélyhatás hipotézist, miszerint a fajszám és az egyedszám várhatóan nagyobb lesz az erdőszegélyben, mint a szomszédos élőhelyeken (gyep, erdő). Feltételeztem, hogy az erdő és erdőszegély futóbogár- és holyvaegyüttese jelentősen elkülönülnek a gyep együtteseitől. Vizsgáltam a futóbogár- és holyvaegyüttesek eloszlását a gyepben, az erdőszegélyben és az erdő belsejében, továbbá karakterfaj analízissel (IndVal) azonosítottam az egyes élőhelytípusokra jellemző karakterfajokat (Magura *et al.* 2000).

Módszerek

A vizsgálati területek és a mintavételi módszer

Kutatásom során futóbogár- és holyvaegyütteseket vizsgáltam a Hajdúsági Tájvédelmi Körzetben, Északkelet-Magyarországon. Három élőhelytípust vizsgáltam: (1) zárt erdőállomány, amelynek domináns fafaja a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) volt; (2) erdőszegélyt, amit az erdőhöz képest változatos cserje és lágyszárú szint jellemezett; (3) és mezofil gyepet. Minden élőhelytípusban (két egymástól független ismétlésben) 10 talajcsapda volt (2 ismétlés x 3 élőhelytípus x 10 csapda = 60 csapda). A mintavételezést áprilistól októberig 3 hetenkénti gyakorisággal végeztem.

Adatfeldolgozás

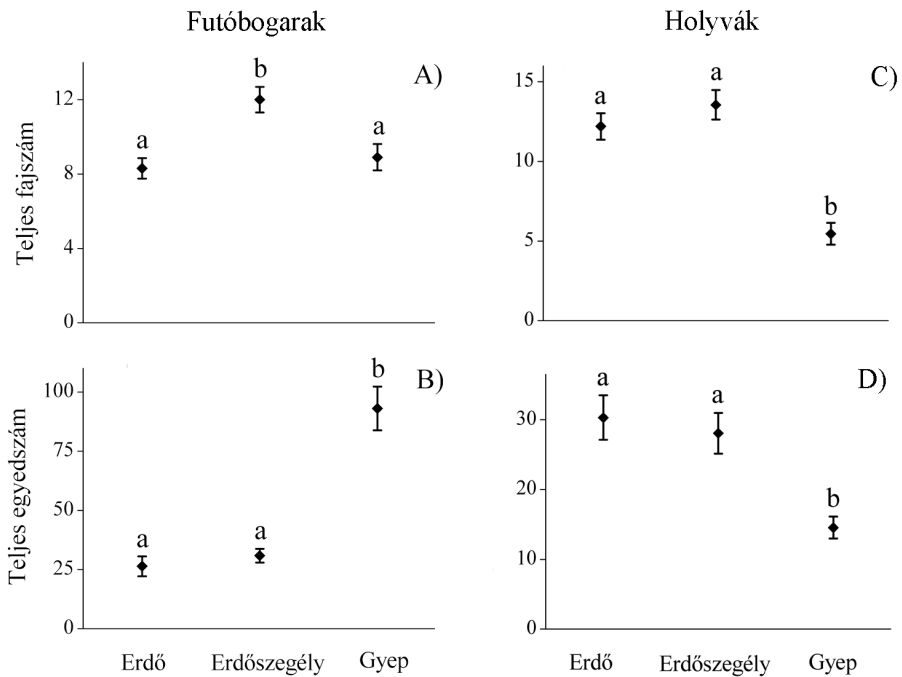
A csapdánkénti fogásokat a teljes évre összevontam, majd általánosított lineáris modellel (GZLM) elemeztem a futóbogarak és holyvák faj- és egyedszámát a három élőhelytípus (erdő – erdőszegély – gyep) között. Amikor a GZLM az átlagok

között szignifikáns eltérést mutatott, LSD teszttel elvégeztem az átlagok többszörös összehasonlítását.

A karakterfaj analízis (IndVal) felhasználásával kerestem az erdő, az erdőszegély és a gyepek élőhelytípus karakterfajait. A különböző állományok hasonlóságát a futóbogár- és hollyvafajok egyedszáma alapján Bray-Curtis távolságfüggvény-nyel és Ward-Orlói fúziós algoritmussal számítottam ki. Az IndVal módszer során Monte Carlo permutációs teszttel írtam le a fajokhoz kapcsolódó indikátor értékek statisztikai szignifikanciáját, azaz a területek véletlenszerű újrendezésével a csoportokon belül. A szignifikanciát a kiindulási érték és a véletlenszerű értékek középértéke adta (999 permutációt használtam).

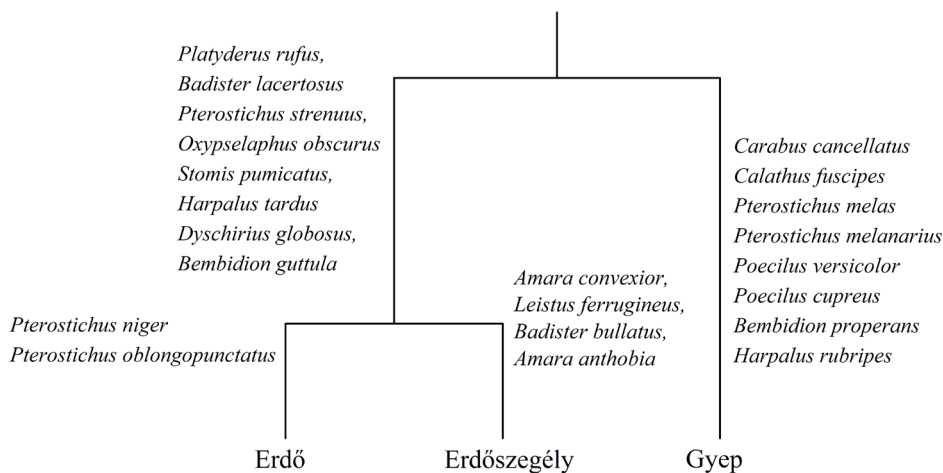
Eredmények

A vizsgálat során 57 futóbogárfajt (3006 egyed) és 87 hollyvafajt (1458 egyed) gyűjtöttem. A ragyás futrinka [*Carabus cancellatus* (futóbogarak 21%-a)] és az



1. ábra. A futóbogarak (A, B) és hollyvák (C, D) átlagos faj- (A, C) és egyedszáma (B, D) (\pm S.E.) a tölgyes erdő – erdőszegély – gyepek élőhelymozaikban. A különböző betűk a szignifikáns különbségeket jelölik ($p < 0,05$).

aransujtásos hollyva [*Staphylinus caesareus* (hollyvák 11,2%-a)] fajok kerültek elő a legnagyobb egyedszámban a vizsgált élőhelyekről. Az erdőszegélyben a lapos rőtfitó (*Platyderus rufus*) és a kis barázdáshollyva (*Omalium caesum*) fajok, míg az erdőben a komor gyászfutó (*Pterostichus niger*) és a közönséges pudvahollyva (*Oxypoda acuminata*) fajok voltak a legtömegesebbek. Szignifikáns különbségeket találtam a vizsgált élőhelyek faj- és egyedszámban. A futóbogarak fajsza ma szignifikánsan magasabb volt az erdőszegélyben, mint a gyeppen és az erdőben ($\chi^2 = 17,96$; $df = 2$; $p < 0,001$), az egyedszámuk viszont szignifikánsan magasabb volt a gyeppen, mint az erdőszegélyben és az erdőben ($\chi^2 = 79,37$; $df = 2$; $p < 0,0001$; 1. ábra). A hollyvák fajsza ma magasabb volt a szegélyben, mint a gyeppen és az erdőben ($\chi^2 = 49,89$; $df = 2$; $p < 0,0001$). A hollyvák egyedszama szignifikánsan alacsonyabb volt a gyeppen, mint az erdőszegélyben és az erdőben ($\chi^2 = 21,18$; $df = 2$; $p < 0,0001$; 1. ábra). A karakterfaj analízis (IndVal módszer) mindkét taxon esetén azt mutatta, hogy a gyepegyüttese jelentős mértékben elkülönülnek a szegély és az erdő együtteseitől. Az IndVal elemzés során négy csoportra (erdőszegély, erdőszegély és erdő, erdő, gyepe) sikerült karakterfajokat kimutatnom (2-3. ábra).

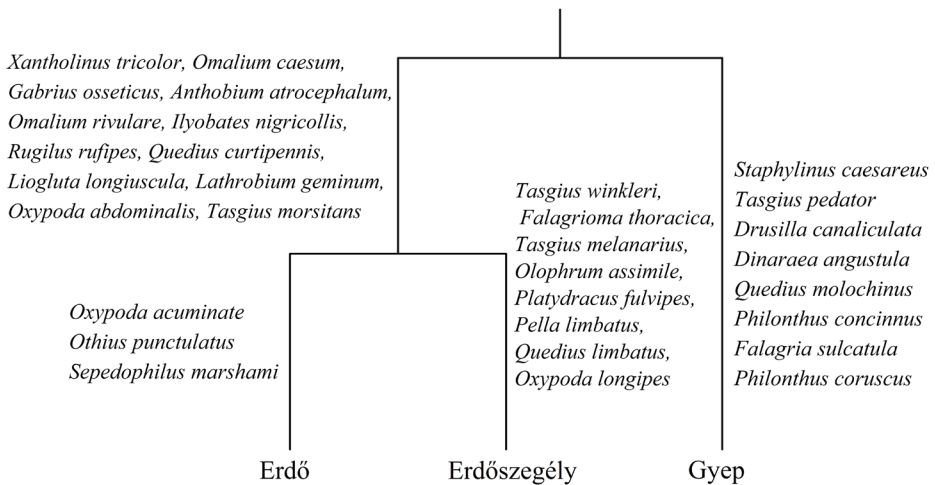


2. ábra. A vizsgált élőhelyekhez kötődő futóbogár karakterfajok. A fa-diagram a Bray-Curtis hasonlóság és a Ward-Orlóci fúziós algoritmussal készült.

Értékelés

A szegélyhatást számos korábbi kutatás igazolta a futóbogaraknál (Magura & Tóthmérész 1998, Elek & Tóthmérész 2010), azonban eddig csak néhány tanulmányban vizsgálták a hollyvákra kifejtett hatását (Pohl *et al.* 2007, Tóthmérész *et al.* 2014). Korábbi eredményekhez hasonlóan eredményeim is igazolták a szegélyhatás hipotézist a futóbogarak esetében, mivel a futóbogarak fajszáma szignifikánsan magasabb volt az erdőszegélyben, mint az erdőben és a gyepeken (Magura *et al.* 2001, Molnár *et al.* 2001). A hollyvák esetében Pohl *et al.* (2007) azt találta, hogy az erdőszegélyben élő együttesek szorosabban kötődnek a gyepekhez, mint az erdőhöz. Eredményeim ezzel ellentétesek voltak, ugyanis az erdőszegélyben előforduló hollyvaegyüttesek jobban hasonlítottak az erdő együtteseihez, mint a gyepeken élő hollyvaegyüttesek.

A klaszter- és a karakterfaj analízis eredményei azt mutatták, hogy a különböző élőhelytípusok jellegzetes futóbogár- és hollyvaegyütteseket tarthatnak fent, amelyek szorosan kötődnek az adott élőhelyek sajátos struktúrájához és mikroklímájához. Magura *et al.* (2000, 2001) szerint a *P. niger* az erdőszegélyt részesíti előnyben, míg a gödörkés gyászfutó (*Pterostichus oblongopunctatus*) az erdőszegélyben és az erdőben is jelen van. A sokpontos tarfutó (*Calathus fuscipes*), a közönséges gyászfutó (*Pterostichus melanarius*) és a rezes gyászfutó (*Poecilus cupreus*) a gyepekre jellemző karakterfajok. Hollyvák esetében az eredményeim-



3. ábra. A vizsgált élőhelyekhez kötődő hollyva karakterfajok. A fa-diagram a Bray-Curtis hasonlóság és a Ward-Orlói fúziós algoritmussal készült.

hez hasonlóan Stan (2008) is leírta, hogy az *O. acuminata* és a nagy avarholyva (*Othius punctulatus*) fajok erdei specialisták. Az egyes élőhelyekre jellemző fajok nemcsak az adott élőhelyen fordulnak elő, hanem az élőhely és a környezeti feltételek évenkénti változása folytán szezonális mozgásban vannak a szomszédos élőhelyek között (Magura *et al.* 2001). Számos nyílt, vagy erdei élőhelyet kedvelő futóbogár- és hollyvafaj vándorol be az erdőszegélybe a szomszédos gyepből és erdőből. Az élőhelystruktúra és a mikroklimatikus tényezők változása lehetővé teszi, hogy a nyílt vagy erdei élőhelyet preferáló fajok megtalálják az életfeltételeiket és sikeresen telepedjenek meg az erdőszegélyben (Butterfield *et al.* 1995, Tóthmérész *et al.* 2014). A szegélyhez kötődő [erdei közfutó (*Amara convexior*), barnás szívnyakú futó (*Leistus ferrugineus*), sarlós hollyva (*Tasgius winkleri*) és a hosszúlábú karcsúholyva (*Falagrioma thoracica*)], illetve más, a szomszédos élőhelyekről (erdő, gyep) bevándorló fajok is hozzájárultak az erdőszegélyben a futóbogarak és hollyvák megnövekedett diverzitásához. Pohl *et al.* (2007) vizsgálatai alapján az erdőszegélyek nem minden esetben bizonyultak megfelelő élőhelynek az erdei specialista hollyvafajok számára, ugyanakkor a vizsgálat során három erdei élőhelyhez kötődő karakterfajt is találtam az erdőszegélyben [*O. acuminata*, *O. punctulatus* és a közönséges pihéshollyva (*Sepedophilus marshami*)]. A hollyvák fajszerkezetében nem találtunk szignifikáns különbséget az erdő és az erdőszegély között. Ugyanakkor az IndVal elemzés alapján számos hollyvafaj bizonyult a szegélyhez szorosan kötődő karakterfajnak, igazolva a szegélyhatás fontosságát a hollyvák esetében is.

Az erdőszegélyek a szomszédos élőhelyek degradációja, sérülése vagy pusztulása után sok faj számára az átmeneti vagy tartós megtelepedés lehetőségét kínálják és rekolonizációs forrásként szolgálhatnak (Magura *et al.* 2001, Tóthmérész *et al.* 2014). Mindez azt jelzi, hogy az erdőszegélyek fontos szerepet játszanak a futóbogár- és hollyvaegyüttesek megőrzésében és diverzitásának fenntartásában, ezért védelmük elengedhetetlenül fontos.

Köszönetnyilvánítás – Köszönöm Horváth Rolandnak, Magura Tibornak, Nagy Dávidnak, Mizser Szabolcsnak és Szabó Gyulának a terepi mintavételezésben nyújtott segítségüket. Köszönetemet fejezem ki még Tóthmérész Bélának a statisztikai feldolgozás terén nyújtott segítségével. A publikáció elkészítését a TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007 számú projekt támogatta. A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 Nemzeti Kiválóság Program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

Irodalomjegyzék

- Bogyó, D., Magura, T., Nagy, D. D. & Tóthmérész, B. (2014): Distribution of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) along a forest interior - forest edge - grassland habitat complex. – *Zookeys*, in press
- Butterfield, J., Luff, M. L., Baines, M. & Eyre, M. D. (1995): Carabid beetle communities as indicator of conservation potential in upland forests. – *Forest Ecol. Manag.* **79**: 63–77.
- Elek, Z. & Tóthmérész, B. (2010): Carabid beetles among grassland- forest edge-beech forest habitats in Northern Hungary. – *Comm. Ecol.* **11**: 211–216.
- Horváth, R., Magura, T., Péter, G. & Tóthmérész, B. (2002): Edge effect on weevil and spiders. – *Web. Ecol.* **3**: 43–47.
- László, Z., Rákosy, L. & Tóthmérész, B. (2014): Landscape and local variables benefit rare species and common ones differently. – *J. Insect. Conserv.* **18**: 1203–1213.
- Lővei, G. L., Magura, T., Tóthmérész, B. & Kődöböcz, V. (2006): The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. – *Global Ecol. and Biogeogr.* **15**: 283–289.
- Magura, T. & Tóthmérész, B. (1997): Testing edge effect on carabid assemblages in an oak-hornbeam forest. – *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* **43**: 303–312.
- Magura, T. & Tóthmérész, B. (1998): Edge effect on carabids in an oak-hornbeam forest at the Aggtelek National Park (Hungary). – *Acta Phytopath. Entomol. Hung.* **33**: 379–387.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2000): Spatial distribution of carabids along grass-forest transects. – *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* **46**: 1–17.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2001): Forest edge and diversity: carabids along forest-grassland transects. – *Biodiv. Conserv.* **10**: 287–300.
- Magura, T. (2002): Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. – *Forest Ecol. Manag.* **157**: 23–37.
- Magura, T., Nagy, D. & Tóthmérész, B. (2013): Rove beetles respond heterogeneously to urbanization. – *J. Insect Conserv.* **17**: 715–724.
- Molnár, T., Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek, Z. (2001): Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam forest and grassland transects. – *Eur. J. Soil. Biol.* **37**: 297–300.
- Pohl, G. R., Langor, D. W. & Spence, J. R. (2007): Rove beetles and ground beetles (Coleoptera: Staphylinidae, Carabidae) as indicators of harvest and regeneration practices in western Canadian foothills forests. – *Biol. Conserv.* **137**: 294–307.
- Ries, L. & Fagan, W. F. (2003): Habitat edges as a potential ecological trap for an insect predator. – *Ecol. Entomol.* **28**: 567–572.
- Ries, L., Fletcher, R. J., Battin, J. & Sisk, T. D. (2004): Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. – *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **35**: 491–522.
- Stan, M. (2008): New data on the rove beetle fauna (Coleoptera: Staphylinidae) from București and its surroundings. – *Trav. Mus. Natn. Hist. Natl.* **51**: 369–386.
- Tóthmérész, B., Nagy, D. D., Mizser, Sz., Bogyó, D. & Magura, T. (2014): Edge effects on ground-dwelling beetles (Carabidae and Staphylinidae) in oak forest-forest edge-grassland habitats in Hungary. – *Eur. J. Entomol.* **111**: 686–691.

Edge effects in oak forest – forest edge – grassland complex for ground-dwelling beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae)

Zsuzsanna Debnár

*MTA-DE Biodiversity and Ecosystem Services Research Group,
H-4010, Debrecen, Egyetem tér 1., Hungary
e-mail: dezsuzsu@gmail.com*

Forest edges are transitional zones between forests and adjacent open habitats, which are characterized by specific abiotic and biotic factors. I tested the edge effects on carabids and staphylinids in the oak forest – forest edge – grassland habitat complex in East Hungary. I collected the ground beetles and rove beetles using pitfall traps (60 traps: 2 spatial replicates \times 3 habitats \times 10 traps). I found that the number of ground beetles species was significantly higher in the edge than in the grassland and forest, but the number of ground beetle individuals was the highest in the grassland. The number of rove beetles species and individuals were significantly lower in the grassland than in the edge and forest. The indicator species analysis (IndVal) showed that there were edge-associated species in case of both taxa. We found four ground beetle and eight rove beetle species which were associated to the edge. Based on my results it seems that forest edges play an important role in the maintaining of the diversity of carabid and staphylinid assemblages.

Keywords: edge effect, ground beetle, indicator species, forest edge, diversity, rove beetle, arthropod assemblages

A fali gyík (*Podarcis muralis*) városi elterjedését és állománszerkezetét befolyásoló tényezők vizsgálata

Dékány Bulcsú¹, Kövér Szilvia¹ és Babocsay Gergely²

¹*Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Biológia Intézet,
1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.*

²*Magyar Természettudományi Múzeum Mátra Múzeuma,
3200 Gyöngyös, Kossuth Lajos u. 40.*

e-mail: dekanybulcsu@gmail.com

Összefoglaló: A természetes élőhelyek elvesztésével egyre nagyobb jelentősége van a biodiverzitás települési környezetben történő megőrzésének. Ehhez azonban ismernünk kell az egyes fajok városi elterjedését befolyásoló tényezőket. Vizsgálatunkban arra kerestük a választ, hogy melyek azok a környezeti tényezők, amelyek a fali gyík (*Podarcis muralis*) budapesti elterjedését befolyásolják. A www.herpiterkep.mme.hu segítségével 18 mintavételi helyet jelöltünk ki. Az adatgyűjtés 2013-ban történt, mintavételi területenként 5 alkalommal. Az alábbiakat rögzítettük: ivar, kor (juvenilis, szabadult, adult), a búvóhelyek relatív sűrűsége, az emberi zavarás mértéke, környezeti szerkezeti diverzitás, ragadozók jelenléte. Összesen 539 egyedet észleltünk. Lineáris modellel vizsgáltuk az egy méterre eső észlelések és a környezeti változók kapcsolatát. A ragadozók jelenléte negatív, míg a búvóhelyeken belül a bazaltköves vasúti töltések és az avar jelenléte pozitív hatást gyakorolt az egyedsűrűsége. A környezeti szerkezeti diverzitás az adult egyedekre és a nőstények egyedszámára hatott pozitívan. Az élőhelytípusok közül a vasútvonalak környezete bizonyult a legjobbnak. A bazaltköves vasúti töltések búvóhelyként szolgálnak a fali gyíkoknak, és helioterm életmódjukhoz is ideális környezetet nyújtanak. A töltések széle többnyire fás, bokros, lágyszárú- és avarborítással, ideális táplálkozó és szaporodó helyek a fali gyíkok számára. Urbanizálódó hajlama ellenére azonban a fali gyík is igényli a változatos szerkezetű, természetes elemekkel jellemezhető városi élőhelyeket.

Kulcsszavak: élőhelyszerkezeti változatosság, hullók városi elterjedése, környezeti tényezők, ragadozók, transzekt, zavarás

Bevezetés

Az emberiség 60%-a 2025-re város-konglomerátumokban fog élni (Mitchell & Brown 2008). A városiasodás egyre nagyobb hatással van a fajok eloszlására és dinamikájára (Clarck *et al.* 2008), leginkább a specialista fajok kerülnek veszélybe (Magura *et al.* 2006). A városok peremén található élőhelyeken szabadidős tevékenységével az ember az ott élő állatok pusztulását okozhatja (pl. kerékpározás közben) (Vandeman 2008), vagy egyszerűen csak zavarja azokat (Fernández-Juricic 2000, Burger 2001, Mikula 2014). Az ún. ember által támogatott ragadozók (subsidized predators) is veszélyt jelenthetnek a városi faunára

(Gompper & Vanak 2008, Loss *et al.* 2013). A városok azonban főleg generalista, opportunistá fajoknak kedvezhetnek (Bruke *et al.* 2008, Fletcher *et al.* 2008, Mitchell & Brown 2008, Zapparolti & Mitchell 2008). Ahhoz, hogy városi környezetben is meg tudjunk őrizni fajokat, meg kell értenünk, hogy az urbanizálódás milyen hatással van a fajok élőhelyére és elterjedésére. E szempontból környezeti igényeik és kutathatóságuk miatt kiváló modellszervezetek a kétéltűek és a hüllők (Lind 2008, Banville & Bateman 2012). Vizsgálatunk célja, a fali gyík – *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768) volt, amely Európában (Gruschwitz & Böhme 1986) és hazánkban is (Bády & Vági 2012) széles körben elterjedt. Egyes szerzők szerint kerüli az emberi környezetet (hemerofób) (Mollov 2005), mások szerint jól alkalmazkodik (Burke & Deichsel 2008), és stabil városi populációi léteznek (Strijbosch *et al.* 1980). A fali gyík Budapesten is megtalálható (Bády & Vági 2012), városi élőhelyhasználatáról azonban keveset tudunk. A hollandiai Maastrichtban készült tanulmány szerint az ott élő fali gyíkok otthonterülete 15-25 m² (Strijbosch *et al.* 1980). Egy cincinnati (USA) tanulmány szerint az oda telepített fali gyíkok előszeretettel tartózkodnak parkokban és kertekben (Brown *et al.* 1995). Smith & Ballinger (2001) kimutatta, hogy az élőhely szerkezete, a predációs veszély és a táplálék mennyisége korlátozó tényezők a populációk számára, bár a hollandiai vizsgálatban ez utóbbit nem találták korlátozó tényezőnek (Strijbosch *et al.* 1980).

Vizsgálatunkban arra kerestünk választ, hogy melyek azok az élőhelyi tényezők, amelyek a fali gyíkok városi elterjedését befolyásolják, és hogy melyek hatnak az egyedsűrűségükre, az ivararányra és a korelosztlásra városi élőhelyeken.

Módszerek

A mintavételezéseket 2013-ban, összesen 5 alkalommal végeztük: három nyáron, június 12. és augusztus 2. között, kettőt ősszel, szeptember 1. és 20. között. A mintavételezések napi időpontjai az évszakos hőmérsékleti viszonyok miatt eltérőek voltak (Bády & Vági 2012): nyáron 9:00 és 11:00, valamint 14:00 és 16:00 között, ősszel 9:00 és 12:00, illetve 14:00 és 16:00 között. A minimum hőmérséklet 23 °C, a maximum 33 °C volt.

1. táblázat. Az élőhelyek kategorizálása és pontozása az emberi zavarás mértéke alapján.

Kategória	Alig zavart területek	Enyhén zavart területek	Zavart területek	Erősen zavart területek
	(4 pont)	(3 pont)	(2 pont)	(1 pont)
Zavarás mértéke	< 2 ember/50 méter	2-5 ember/50 méter	5-10 ember/ 50 méter	>10 ember/50 méter

A mintavételi területek kiválasztásánál törekedtünk arra, hogy azok reprezentálják a budapesti fali gyík élőhelyeket. A www.herpterkep.mme.hu segítségével és saját megfigyelések alapján összesen 18 területet jelöltünk ki, melyeket 5 élőhelyi kategóriába soroltunk: a *Belvárosi területeken* a felszint főleg aszfalt borította, a növényzet emberi gondozás alatt állt. Ide tartozott az Info Park, a Duna-part, a Margitsziget nyugat, az Orczy kert, és a Villányi út mintavételi helyek. A *Magukra hagyott, erősen degradált területek* emberi gondozás alól kikerült helyek voltak. Épületromok, szemétkerakók és gyomos területek jellemezték a Mester utca és Kőbánya alsó mintavételi helyeket. A *Természetközeli, zöld felületű területeken* a növényzeti borítás dominált: parkok, gyepek, erdőszélek domináltak a Denevér u. I., a Denevér u. II., a Margitsziget, a Tájék u. és a Határ út mintavételi helyeken. A *Kertvárosi területeket* családi házak, konyha-, és hobbikertek, dísz- és fásszárú növényzet jellemezték. Ide tartozott az Egyenes u. I, az Egyenes u. II, és a Mártonhegyi út. A *Vasútvonalak környéke* kategóriába tartozó mintavételi helyeket, bazaltköves töltés és magas növényzeti borítás jellemezte. Ilyen volt a Ferihegy, a Népliget és a Veres Péter u. mintavételi hely.

A gyíkok állománybecslését változó sávszélességű transzektmódszerrel végeztük (Williams *et al.* 2002, Faragó & Náhlik 2007, Babocsay 2011). A transztektek hossza minimum 50 méter, maximum 200 méter volt. Koordinátáikat GPS-készülékkel rögzítettük.

Feljegyeztük az észlelt egyedek ivarát és korát (juvenilis, szubadult, adult), valamint az élőhelyi tényezőket: emberi zavarás mértéke, búvóhelyek száma, környezeti szerkezeti diverzitás és a ragadozók jelenléte (házi macska, dolmányos varjú, vetési varjú, szarka). Az emberi zavarás mértékét négy kategóriába soroltuk az alapján, hogy a mintavételezések során 50 méterenként hány emberrel találkoz-

2. táblázat. Az élőhelyek pontozása a búvóhelyek száma alapján. A „falak” búvóhelytípust további három kategóriába soroltuk a repedések egymáshoz viszonyított távolsága alapján.

Bazaltköves vasúti töltés	Szemét- és törmelék halom	Cserjék, bokrok	Ágrakások	Avar	Falak repedéseinek egymástól való távolsága		
(6 pont)	(4 pont)	(4pont)	(3pont)	(2pont)	(3 pont)	(4 pont)	(5 pont)
Gyakorlatilag végtelen számú búvóhelyet biztosít	Erőteljes struktúráltság, a ragadozó nem fér a zsákmányhoz	Strukturáltsága akadályozza a ragadozót; érvényesülhet a rejtő szín	Gyengébb struktúráltság; érvényesülhet a rejtő szín	Csak rejtő szín; minimum 1 méter átmérőjű avarborítás	100-50 cm	50-30 cm	<30 cm

tunk (1. táblázat). Tíz méterenként feljegyeztük a transzekt két oldalán található bűvőhelyek számát. Bűvőhelynek tekintettünk minden olyan üreget és tereptárgyat, amely alkalmasnak látszott gyíkbűvőhelynek. A bűvőhelytípusokhoz rendelt pontértéket (2. táblázat) transzektenként összeadtuk, majd az összeget elosztottuk a transzekt hosszával, és a kapott érték alapján összehasonlítottuk a mintavételi területeket. Az élőhelyeket a környezeti szerkezeti diverzitásuk alapján is pontoztuk, a szerkezeti diverzitást adó élőhelyi tényezők előfordulásának arányában (3. táblázat). A ragadozók jelenlétének mértékét az adta meg, hogy hány mintavételezés alkalmával észleltünk potenciális gyíkragadozókat.

Az állománybecsléshez feljegyeztük az észlelt gyíkok mintavételezőtől való távolságát és a mintavételezőhöz viszonyított, transzektrel bezárt szögét, amelyből szinuszfüggvény segítségével kiszámítottuk a vonaltól való merőleges távolságukat.

Az élőhelyek összehasonlítására összevethető denzitásbecslésekre volt szükségünk. A transzekttek mentén észlelt gyíkszám akkor használható relatív denzitásbecslésre és az élőhelyek összehasonlítására, ha az élőhelyenkénti észlelési valószínűségfüggvény megegyezik. Ez utóbbit az R-program Distance-csomagjának „ds” függvénye segítségével becsültük, amely a transzektől mért merőleges észlelési távolságokra illeszt félnormál eloszlást. Ezen eloszlások egyezését a MASS-csomag „fitdistr” függvény segítségével ellenőriztük. Az észlelési valószínűség-függvények egyezése esetén az adatok összevonhatók, és az összevont adatokra becsült észlelési valószínűség-függvénnyel megbízhatóbb abszolút denzitást becsülhetünk. Jelen vizsgálat céljaira elegendő ugyan a relatív denzitásbecslés, azonban az abszolút denzitásbecslés is hasznos a populációméret becslésén túl is, hogy eredményeink összevethetők legyenek mások eredményeivel.

Eredmények

Összesen 539 fali gyíkot észleltünk (99 juvenilis, 205 szubadult, 235 adult). A szubadult és adult példányokból 81 volt hím és 359 volt nőstény. A legtöbb (65) egyedet a Népligetben, a legkevesebbet (11) a Margitsziget nyugati mintavételi helyen figyeltük meg. Az 1 méterre eső észlelések száma is a Népligetben volt a legmagasabb (0,63/m). A legkevesebb egyedet (0,06/m) az Orczy-kertnél láttuk.

Az észlelési távolságok eloszlásának szórásai nem mutattak szignifikáns különbséget az élőhelyi kategóriák között. A denzitásértékek tehát összehasonlíthatók voltak. Csupán a Határ út mintavételi helyen tapasztaltunk kiugró értéket. A legjobban illeszkedő észlelési valószínűség-függvényt akkor kaptuk, ha a modell-

ben hagytuk a Határ út mintavételi helyet, 5%-os szélsőérték-levágást eszközöltünk, és gyenge monotonicitást állítottunk be, AIC: 686,0556 érték mellett.

A legmagasabb méterenkénti egyedszámot a *Vasútvonalak környékén* észleltük (0,084/m²), majd ezt követte a *Magukra hagyott, degradálódott területek* (0,073/m²), a *Természetközeli, zöld felületű területek* (0,052/m²), a *Kertvárosi területek* (0,036/m²), és végül a *Belvárosi területek* (0,033/m²). A lineáris modellben az 1 méterre eső gyíkészlelések vizsgálatakor is ugyanezt a sorrendet kaptuk. A vasútvonalak környékén szignifikánsan ($p = 0,03$) több gyíkot észleltünk méterenként, mint a többi élőhelyen.

3. táblázat. A környezeti szerkezeti diverzitást befolyásoló tényezők pontozása borítási értékeik alapján.

Előfordulás a transzekt mentén	Avar	Cserjék, bokrok	Napozóhelyek
< 40 %	1 pont	1 pont	1 pont
40-70 % között	2 pont	2 pont	2 pont
70 % <	3 pont	3 pont	3 pont

Az élőhelyi tényezők közül a ragadozók jelenléte negatív ($p = 0,008$), a búvóhelyek száma pozitív ($p = 0,052$) összefüggést mutatott az 1 méterre eső fali gyík észlelésekkel. A hímekre ($p = 0,008$) és a nőstényekre ($p = 0,001$) egyaránt pozitívan hatott a búvóhelyek magasabb száma. A nőstények 1 méterre eső észlelési számát a környezeti szerkezeti diverzitás is pozitívan ($p = 0,03$) befolyásolta. Az adult gyíkok észlelését a búvóhelyek ($p = 0,000$) és a környezeti szerkezeti diverzitás egyaránt ($p = 0,05$) növelte. A szubadult egyedek egyedsűrűségével csak a búvóhelyek száma mutatott pozitív összefüggést ($p = 0,05$). A juvenilis egyedek észlelési gyakoriságára a ragadozók jelenléte gyakorolt negatív hatást ($p = 0,03$).

4. táblázat. A jelentősebb vizsgált élőhelyi tényezők és az észlelt fali gyíkok száma közötti összefüggések (p -értékben kifejezve). Szignifikáns értékek ($p \leq 0,05$) vastagon kiemelve.

Észlelések/ 1 méter	Összesen	Adult	Szubadult	Juvenilis	Hím	Nőstény
Ragadozók jelenléte	0,008	0,068	0,43	0,03	0,302	0,127
Búvóhelyek	0,057	0	0,05	0,506	0,008	0,001
Környezeti- szerkezeti diverzitás	0,559	0,03	0,921	0,416	0,578	0,03
Bazaltkő	0,068	0	0,002	0,106	0,001	0
Avar	0,02	0,167	0,941	0,271	0,54	0,423

Az élőhelyi tényezőkön belül az avar pozitív ($p = 0,02$) összefüggést mutatott az 1 méterenként észlelt gyíkok számával. A nemek bontásában a bazaltkő jelenléte pozitív összefüggést mutatott hímeknél ($p = 0,001$) és nőstényeknél ($p = 0,000$) egyaránt. A korosztályok közül a bazaltkő jelenléte az adult ($p = 0,000$) és szubadult ($p = 0,002$) egyedek észlelésével mutatott pozitív összefüggést. A többi élőhelyi tényező egyik kontextusban sem mutatott összefüggést az észlelt gyíkszámokkal (4. táblázat).

Értékelés

Az 5 mintavételezésünk során összesen 539 fali gyíkot (359 nőstényt és 81 hím) észleltünk. A vizsgált populációk stabilnak voltak tekinthetők. Eredményeink alapján a fali gyíkok jól alkalmazkodnak a városi környezethez (Gruschwitz & Böhme 1986, Burke & Deichsel 2008).

Az észlelt ivararány okára vizsgálatunkban nem kerestük a választ, de a fali gyík hímjeinek territoriális viselkedése és a nemek otthonterületének szinte teljes átfedése (Strijbosch *et al.* 1980) adhat rá magyarázatot.

A *Vasútvonalak környékén* észleltük a legmagasabb egyedsűrűséget. A környezeti szerkezeti diverzitást adó tényezők ennél az élőhelytípusnál magas pontszámot értek el (napozóhelyek, avar- és cserjeborítottság szintje). A búvóhelyek és a magasabb környezeti szerkezeti diverzitás tehát pozitív hatást gyakorolnak a populációkra. A bazaltkő például végtelen mennyiségű búvóhelyet nyújt a gyíkok számára, ugyanakkor a termoregulációban betöltött szerepe is jelentős (Kühnel 2008). Az avar jelenléte is pozitív hatást gyakorolt az egyedsűrűségekre. Hasonló megfigyelést tett Clark *et al.* (2008) is kétéltű-populációknál. Az avar, mint szubsztrát valószínűleg nem csak a ragadozóelkerülést segíti, hanem a szaporodást (tojásrakás) és a táplálkozást (ízeltlábúakban gazdag) is (Gruschwitz & Böhme 1986). A ragadozók jelenléte negatív összefüggést mutatott a fali gyíkok észlelési gyakoriságával. Mintavételezéseink során házi macskákat (Tóth 2002, Loss *et al.* 2013), dolmányos varjakat és szarkákat is észleltünk, amelyek más-más mértékben, de fogyasztanak hullóket (Farágó 2007). A „félelem vidéke” (landscape of fear), amelyet a ragadozók jelenléte alakít ki, megváltoztathatja a préda viselkedését (Brown & Alkon 1990, Brown *et al.* 2006), ez tükröződhetett a csökkent észlelési gyakoriságban. Egy korábbi tanulmánnyal ellentétben (Mollov 2005), az emberi zavarás nem befolyásolta negatívan az észlelt gyíkszámot.

Eredményeink egyértelműen arra engednek következtetni, hogy még az olyan urbanizálódásra hajlamos fajok számára is, mint amilyen a fali gyík, fontos, hogy városi élőhelyük változatos legyen, és mutasson bizonyos mértékű természetes-

séget. A biodiverzitás megőrzéséhez urbánus környezetben tehát szükség van a természetességet növelő tényezők (növényzet, élőhelyi mikroszerkezet stb.) mesztársaság biztosítására.

Irodalomjegyzék

- Babocsay, G. (2011): *A fali gyík (Podarcis muralis) állományainak monitorozása*. – Természetvédelmi Információs Rendszer, Központi Protokoll, 5 pp.
- Bády F. & Vági B. (2012): A fali gyík (*Podarcis muralis* LAURENTI, 1768) aktivitása és termoregulációs viselkedése urbanizált és természetközeli élőhelyen. – *Állatt. Közl.* **97**: 15–29.
- Banville, M. J. & Bateman, H. L. (2012): Urban and wildland herpetofauna communities and riparian microhabitats along Salt River, Arizona. – *Urban Ecosyst.* **15**: 473–488.
- Brown, J. S. & Alkon, P. U. (1990): Testing values of crested porcupine habitats by experimental food patches. – *Oecol.* **83**: 512–518.
- Brown, R. M., Gist, D. H. & Taylor, D. H. (1995): Home range ecology of an introduced population of the European Wall Lizard *Podarcis muralis* (Lacertilia; Lacertidae) in Cincinnati, Ohio. – *Am. Midl. Nat.* **133**: 344–359.
- Brown, J. S., Laundré, J. W. & Gurung, M. (2006): The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. – *J. Mammal.* **80**: 385–399.
- Burger, J. (2001): The behavioral response of basking Northern water (*Nerodia sipedon*) and Eastern garter (*Thamnophis sirtalis*) snakes to pedestrians in a New Jersey park. – *Urban Ecosyst.* **5**: 119–129.
- Burke, L. R. & Deichsel, G. (2008): Lacertid lizards introduced into North America: history and future. – In: Mitchell, J. C., Brown, R. E & Bartholomew, B. (szerk.): *Urban Herpetology*. Salt Lake City: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, pp. 347–353.
- Clark, P. J., Reed, J. M., Tavernia, G. B., Windmiller, S. B. & Regosin, J. V. (2008): Urbanization effects on spotted salamander and wood frog presence and abundance. – In: Mitchell, J. C., Brown, R. E. & Bartholomew, B. (szerk.): *Urban Herpetology*. Salt Lake City: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, pp. 67–75.
- Faragó, S. (2007): *Vadászati állattan*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 496 pp.
- Faragó, S. & Náhlik, A. (2007): *A vadállomány szabályozása*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 315 pp.
- Fernández-Juricic, E. (2000): Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. – *The Condor* **102**: 247–255.
- Fletcher, E. D., Hopkins, W. A., Standova, M. M., Arribas, C., Parikh-Baiouno, J. A., Saldana, T. & Delgado-Fernandez, C. (2008): Geckos as indicators of urban pollution. – In: Mitchell, J. C. & Brown, R. E & Bartholomew, B. (szerk.): *Urban Herpetology*. Salt Lake City: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, pp. 225–237.
- Gompper, M. E. & Vanak, A. T. (2008): Subsidised predators, landscapes of fear and disarticulated carnivore communities. – *Anim. Conserv.* **11**: 13–14.
- Gruschwitz, M. & Böhme, W. (1986): *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768) – Mauereidichse. – In: W. Böhme (szerk.): *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Wiesbaden, AULA, pp. 155–208.
- Kühnel, K. D. (2008): Railway tracks as habitats for the sand lizard, *Lacerta agilis*, in urban Berlin, Germany. – In: Mitchell, J. C., Brown, R. E & Bartholomew, B. (szerk.): *Urban Herpetology*. Salt Lake City: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, pp. 171–174.

- Lind, A. J. (2008): Herpetofauna in the urban streams of Arcata, California, USA: The role of city planning and adjacent land uses. – In: Mitchell, J. C., Brown, R. E & Bartholomew, B. (szerk.): *Urban Herpetology*. Salt Lake City: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, pp. 505–507.
- Loss, S. R., Will, T. & Marra, P. P. (2013): The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. – *Nat. Commun.* **4**: A.n.: 1396
- Mikula, P. (2014): Pedestrian density influences flight distances of urban birds. – *Ardea* **102**: 53–60.
- Mollov, I. (2005): A study on the amphibians (Amphibia) and reptiles (Reptilia) from three urban protected areas in the town of Plovdiv (South Bulgaria). – *Animalia* **41**: 79–94.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Hornung, E. (2006): Az urbanizáció hatása a talajfelszíni ízeltlábúakra. – *Magy. tud.* **6**:705.
- Mitchell, J. C. & Brown, R. E. (2008): Global overview, synthesis, and future directions. – In: Mitchell, J. C., Brown, R. E & Bartholomew, B. (szerk.): *Urban Herpetology*. Salt Lake City: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, pp. 1–30.
- Smith, G. R. & Ballinger R. E. (2001): The ecological consequences of habitat and microhabitat use in Lizards. – *Contemp. Herp.* **3**: 1–37.
- Strijbosch, H., Bonnemayer, J. J. A. M. & Dietvorst, P. J. M. (1980): The northernmost population of *Podarcis muralis* (Lacertilia, Lacertidae). – *Amphibia-Reptilia*. **1**: 161–172.
- Vandeman, M. J. (2008): The impacts of mountain biking on amphibians and reptiles. – In: Mitchell, J. C., Brown, R. E & Bartholomew, B. (szerk.): *Urban Herpetology*. Salt Lake City: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, pp. 155–156.
- Zappalorti, R. T. & Mitchell, J. C. (2008): Snake use of urban habitats in the New Jersey pine barrens. – In: Mitchell, J. C., Brown, R. E & Bartholomew, B. (szerk.): *Urban Herpetology*. Salt Lake City: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, pp. 355–359.

Environmental factors influencing distribution and demographic structures of populations of the wall lizard (*Podarcis muralis*) in an urban environment

Bulcsú Dékány¹, Szilvia Kövér¹ and Gergely Babocsay²

¹*Institution for Biology, Faculty of Veterinary Science, Szent István University, H-1077 Budapest, Rottenbiller u. 50, Hungary*

²*Mátra Museum of the Hungarian Natural History Museum, H-3200 Gyöngyös, Kossuth Lajos u. 40, Hungary
e-mail: dekanybulcsu@gmail.com*

Loss of natural habitats renders conservation of species in urban environments important. For successful conservation, however, we need to understand which factors influence the urban distribution of a particular species. The aim of our study was to reveal the most important factors that influence the distribution of *Podarcis muralis* in Budapest. Using maps on www.herpterkep.hu we designated 18 study sites that we assigned to five habitat categories. Our methodology followed the protocol of the National Biodiversity Monitoring System of Hungary. Observations were made at five occasions in the summer and autumn of 2013. We recorded sex, age (juvenile, subadult, adult) of the lizards, structural diversity of the habitats, number of hideouts, the extent of human disturbance and the presence of predators along transects. We observed altogether 539 lizards. Linear model was used to uncover the relationship between environmental factors and the observed number of lizards. The presence of predators had a negative while basaltic track bed and leaf litter had a positive effect on the population density of lizards. The structural diversity of the habitats correlated positively with the number of adults and females. We observed the largest density of lizards along railways. The basaltic ballast shoulders of railroads serve as intricate networks of hideouts, while provide ideal plots for basking. They usually covered with leaf litter and a wide diversity of vegetation that provides superior sites for egg laying and hunting. Our results show that even *Podarcis muralis* that is prone to live in highly urban environments needs diverse, semi-natural elements in its habitat to maintain viable populations.

Keywords: disturbance, environmental factors, habitat structure diversity, predators, urban distribution of reptiles, transect

Alternatív javaslatok a hazai halfauna sokféleségét megfelelően reprezentáló természetvédelmi területhálózat létrehozására

Dolezsai Anna, Sály Péter, Takács Péter és Erős Tibor

MTA Ökológiai Kutatóközpont,
Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany, Klebelsberg K. u. 3.
dolezsai.anna@okologia.mta.hu

Összefoglaló: Az édesvizek biológiai sokféleségének jelentős csökkenése miatt megalapozott, tervszerű védelmükre egyre nagyobb szükség van, amelyhez az objektív, rendszerszintű természetvédelmi tervezés módszerköre nagy segítséget nyújt. Munkánk célja egy olyan védett természeti területhálózat kijelölése volt, amivel kis területen és az országhatáron túlról érkező emberi hatásoktól viszonylag függetlenül biztosítható a halegyüttesek védelme Magyarországon. A védett területhálózat tervezése során egy optimalizációs algoritmusokon alapuló program (Marxan) használatával a legnagyobb biodiverzitással rendelkező, és egyben legkisebb összterületű vízgyűjtőket jelöltük ki. Figyelembe vettük a folyószakaszok hosszirányú összeköttetésének biztosítását és egyúttal a területhálózat minél kisebb mértékű széttagoltságát. Emellett értékeltük a nagyméretű folyók (Duna, Tisza), és a határfolyók (Dráva, Ipoly) fontosságát a területtervezés során. A hazai országos jelentőségű védett területek és az általunk védeni javasolt területhálózat együttes kiterjedése a nagyméretű folyók nélkül is mintegy 13710 km², s véleményünk szerint ez már alkalmas lehet a biológiai sokféleség fenntartására. Számos védett folyóvízi halfaj hatékony megőrzéséhez azonban a határfolyók védelmére is kiemelt figyelmet kell fordítani.

Kulcsszavak: édesvízi védett területhálózatok, szisztematikus természetvédelmi területtervezés, Marxan, folyóvíz, vízgyűjtő

Bevezetés

Méretükhöz képest a Föld legdiverzebb ökoszisztémái az édesvizek (Dudgeon *et al.* 2006), biodiverzitásuk azonban a megnövekedett antropogén hatások következményeként jelentősen lecsökkent. Az itt tapasztalható kihalási ráták meghaladják a tengeri és a szárazföldi területekre becsült veszteségeket, ezért a megalapozott, tervszerű védelmükre egyre nagyobb szükség van (Ricciardi & Rasmussen 1999).

Az eddigi természetvédelmi területtervezési gyakorlat során leginkább szárazföldi és tengeri területek védelmére jelöltek ki területhálózatokat (Abell *et al.* 2007, Strecker *et al.* 2011), ezek alapjául leginkább a fajgazdagság, a ritka fajok jelenléte, és a fajok természetvédelmi értékei szolgáltak (Filipe *et al.* 2004).

Manapság egyre gyakrabban alkalmaznak matematikai célfüggvények optimalizálásán alapuló algoritmusokat a természetvédelmi tervezés módszereként az édesvizek védelmét szolgáló területhálózatok kijelölésére is (Hermoso *et al.* 2011, Margules & Pressey 2000). Ezeknek a módszereknek a segítségével a területi tervezési egységekből a tervezők által előre kikötött feltételek (pl. a teljes hálózat területi kiterjedésének minimalizálása) figyelembevételével mellett optimális terület-hálózat alakítható ki, amely megfelelően képviseli a lehető legnagyobb védendő biodiverzitást (Pressey & Nicholls 1989). A vízfolyások hatékony megőrzéséhez azonban nem elegendő kizárólag a víztestet védelem alá helyezni, hanem szükséges az adott folyószakaszhoz tartozó vízgyűjtő terület kijelölése is. A vízgyűjtő egységek kijelölésén alapuló területtervezés segíti a természetes ökológiai folyamatok biztosítását (pl. populációk közötti vándorlás, anyag- és energiaforgalom) (Linke *et al.* 2012, Moilainen *et al.* 2008).

A szisztematikus természetvédelmi területtervezés módszerei jól alkalmazhatók nagy területű, saját vízhálózattal rendelkező országok esetében (Egyesült Államok, Ausztrália), azonban a határon túl eredő, nemzetközi folyók esetében további lépések szükségesek. A határfolyók hatékony védelméhez nemzetközi együttműködésre is szükség van, azonban ez számos nehézségbe (politikai, gazdasági) ütközhet. A magyarországi folyóvizek 96%-a az országhatárainkon túlról ered (Martonné Erdős 2004). Ezért kiemelt figyelmet kell fordítanunk a védelmük során olyan alternatívák kidolgozására, amelyek lehetővé teszik, hogy a határon túlról érkező hatásoktól függetlenül is megfelelően biztosítva legyen az élővilág védelme. Dolgozatunk célja alternatív javaslatok bemutatása a hazai halfauna sokféleségét megfelelően reprezentáló természetvédelmi területhálózatokra, különös tekintettel a nemzetközi vízfolyásaink védelmi nehézségeiből adódó bizonytalanságokra.

Módszerek

Tervezési egységek és biodiverzitás-adatok

Magyarország területét az EU Víz Keretirányelv (2000/60/EC) szempontjai alapján 868 vízfolyás szegmensre, és a hozzájuk tartozó 953 alvízgyűjtő területre osztották. Ezek az alvízgyűjtők képezték a területi tervezési egységeinket, amelyek átlagos területe (\pm SD) 97,7 (\pm 117,6) km² volt.

Az egyes alvízgyűjtő területek környezeti állapotának pontos leírásához 18 ökológiailag releváns abiotikus változót vettünk figyelembe, amelyek alkalmasak a vízgyűjtő területek domborzati, klimatikus, geológiai, vízhálózat-topográfiai mutatóinak leírására, a tájhasználat és az antropogén hatás mértékének meghatá-

rozására (Linke *et al.* 2012, Hermoso *et al.* 2011). Az adatsorok térinformatikai elemzéséhez Quantum GIS (QGIS Development Team 2012) programot használtunk.

Az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet adatbázisa és szakirodalmi adatok felhasználásával az ország 385 alvízgyűjtő területéről 2350 közvetlen halelőfordulási adatponttal rendelkezünk. Az egyes gyűjtések a Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Program módszertanát követve történtek, amelynek előírásai megfelelnek a FAME nemzetközi protokollnak (Erős 2007, Sály *et al.* 2011). Az elemzésekből kizártuk az idegenhonos halfajokat.

Fajelőfordulás modellezése

Azokon a területi egységeken (alvízgyűjtőkön), ahonnan nem rendelkezünk közvetlen halelőfordulási adatokkal, a halfajok előfordulási valószínűségét a rendelkezésre álló irodalmi és saját gyűjtési adatok alapján Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) algoritmussal jósoltuk meg. Ez a módszer alkalmas a függő (halállomány-összetétel) és a magyarázó (abiotikus) változók közötti komplex, nem lineáris kapcsolatok leírására és prediktálására (Elith *et al.* 2006, Leathwick *et al.* 2006). A vízgyűjtők táji szemléletű abiotikus jellemzéséhez a következő GIS adatbázisokat használtuk fel: a klimatikus, és domborzati viszonyok leírásához a WorldClim adatbázist (Hijmans *et al.* 2014), a tájhasználati mutatók jellemzéséhez a CORINE 2006 adatokat (Steenmans *et al.* 2006) és a Global Human Footprint version 2 adatbázist (Sanderson *et al.* 2002).

Az adatok leválogatásához a QGIS (QGIS Development Team 2012), valamint az R (R Core Team 2013) statisztikai programcsomag 'mapproj' (Bivand & Lewin-Koh 2014), 'sp' (Pebesma & Bivand 2005), 'rgeos' (Bivand & Rundel 2014) és 'raster' (Hijmans 2014) csomagjait használtuk. A MARS modellt illesztettük az R 'earth' csomagjával végeztük (Milborrow *et al.* 2014).

Területtervezés

A legmagasabb természetvédelmi értékkel rendelkező területi tervezési egységeket a Marxan (Ball *et al.* 2009) nevű, szimulált szelekciós algoritmusokon alapuló program segítségével jelöltük ki. A program optimalizációs algoritmus segítségével képes a maximális vagy az általunk meghatározott természetvédelmi cél (target) teljesítésére az ezzel járó költségek (cost) minimalizálása mellett. Elemzésünkben a költség a vízgyűjtő egységek (tervezési egységek) területe volt, míg a természetvédelmi cél az, hogy minden halfaj minimum 30 vízgyűjtő egységben legyen képviselve a végső területhálózatban. Ez a célkitűzés előzetes elemzéseink alapján 3807 km²-en teljesíthető, amely érték megfelel annak a megállapodásunknak, hogy a védett területhálózat az ország területének legfeljebb 20%-át fog-

lalhatja el. 30-nál magasabb értéket nem tűzhattünk ki célul, mert ezt már egyes fajok nem tudták volna teljesíteni.

A program használatakor a költségek és a cél optimalizálásához az ún. boundary length modifier (BLM) értéket alkalmaztuk. Ez a mutató a területhálózat összkörületét a területhálózat egységnyi összterületéhez viszonyítja, és a területhálózat térbeli kompaktságára utal (egységnyi terület mellett a rövidebb kerület térben kompakt, a hosszabb kerület szétagoltabb elrendezésre utal). Ezt az értéket munkánk során kapcsoltsági büntetőpont (connectivity penalty – CP) néven alkalmaztuk a célkitűzésünk megvalósítása és a terület minimalizálása mellett az egyes tervezési egységek kapcsoltságának biztosítására. A CP alkalmazásához meghatároztuk az összes hazai vízfolyásszegmens közötti szomszédsági viszonyt: a közvetlen szomszédok hét, a hetedik, ill. ennél távolabbi szegmensek egy pontot kaptak. Az így nyert vízgyűjtő egységekre vonatkozó távolságmátrixot alkalmaztuk a hálózat kijelölésekor. Az, hogy a program mennyire tartja fontosnak, hogy a minél közelebbi szakaszok bekerüljenek a végső hálózatba, a connectivity penalty (CP) értékének változtatásával súlyozhatjuk. Munkánk során a következő CP értékeket alkalmaztuk: 0, 0.001, 0.005, 0.01, 0.05, 0.1, 0.5, 1, 1.5. Minél magasabb az érték, annál súlyozottabban fontos a szomszédos területek bekerülése a végső területhálózatba, tehát a hálózat egyre kevésbé szétagolt. Ez azonban az összterület növekedését eredményezi (Hermoso *et al.* 2011). CP 0.1 értéktől kezdve a szétagoltság értéke már nem változott, azonban a területigény jelentősen emelkedett, így a további elemzések során az optimálisnak vélt CP 0.1 értéket alkalmaztuk a konnektivitás biztosításának súlyozására.

A területhálózatok kijelöléséhez és az alternatívák bemutatásához négy, hierarchikusan felépülő vizsgálati szintet állítottunk fel. Az első szinten az összes hazai vízfolyáshoz tartozó alvízgyűjtő terület szerepelhetett a végső területhálózatban. A második szinten a nagy méretük, és nehéz védhetőségük miatt kizártuk a Balatont, és a Duna közvetlen szegmenseit (dunai víztestek) az elemzésből. A harmadik szinten az előzőeken kívül a másik, szintén nagyméretű folyónkat, a Tiszát vontuk ki a hálózatból, a negyedik szinten pedig két nagyobb határfolyónk, a Dráva és az Ipoly szegmenseit is kizártuk az elemzésből.

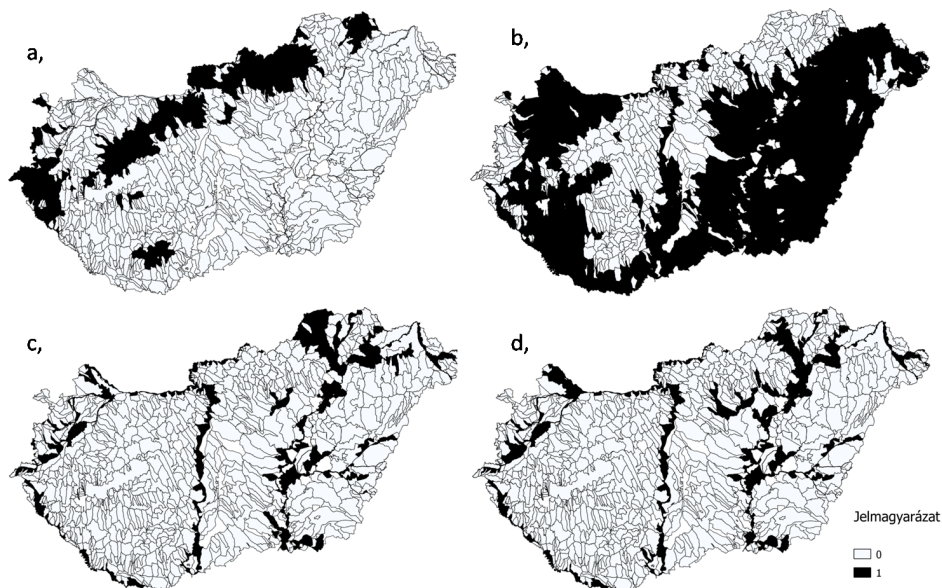
A kapott területhálózatot összevetettük a jelenleg érvényben lévő országos jelentőségű védett területek hálózatával, hogy képet kapjunk, mekkora változtatások lennének szükségesek egy mind a szárazföldi, mind a vízi értékeinket megfelelően képviselő hálózat létrehozásához.

Eredmények

Fajelőfordulás modellezése

A MARS modell predikciós teljesítményét jellemző AUC (Area Under a receiver operating Curve) érték 42 halfaj közötti átlaga és szórása $0,76 \pm 0,07$ -nek, a modell adatokra való illeszkedését mutató R2 érték átlaga és szórása pedig $0,21 \pm 0,09$ -nek adódott.

A prediktált előfordulások térképes ábrázolása jól szemlélteti az eltérő környezeti igényű fajok térbeli eloszlásának különbségeit. Példaként az 1. ábrán a szubmontán és dombvidéki vízfolyásokat kedvelő fűrges cselle (*Phoxinus phoxinus*) (1. ábra a), a síkvidéki, lassú folyású vizekben élő veresszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) (1. ábra b), a sóderes és homokos aljzatú vízfolyásokat kedvelő törpecsík fajok (*Sabanejewia balcanica* és *S. bulgarica aurata*) (1. ábra c), valamint a magyar bucó (*Zingel zingel*) (1. ábra d) látható.

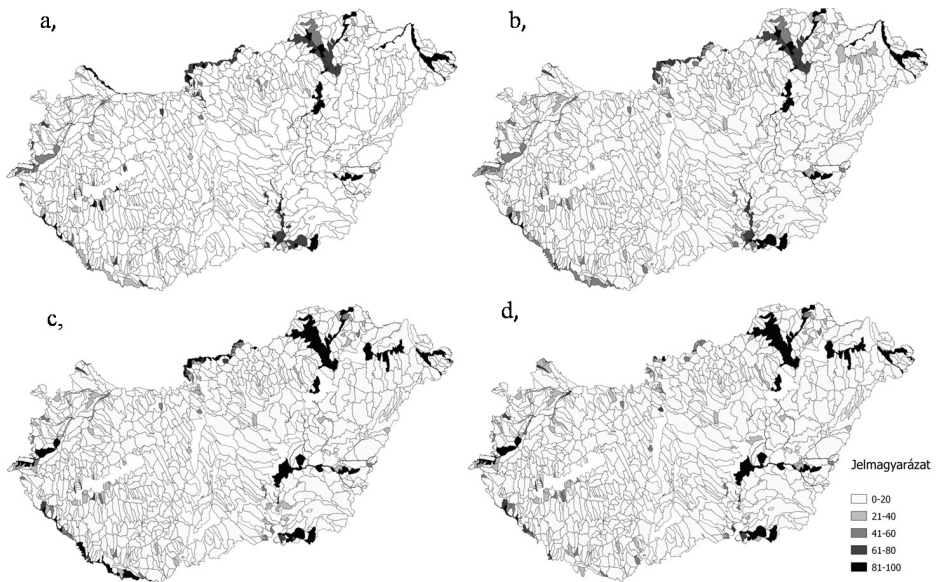


1. ábra. A MARS predikciós modell által nyert fajelőfordulási térképek: a, fűrges cselle (*Phoxinus phoxinus*), b, veresszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*), c, törpecsík fajok (*Sabanejewia balcanica* és *S. bulgarica aurata*), d, magyar bucó (*Zingel zingel*)

Területtervezés

A területtervezési eljárás során a négy tervezési szinten az alábbi területhálózatokat kaptuk (2. ábra). Az első szinten, amelynél az összes hazai vízfolyás és a Balaton is szerepelt az elemzésben, azt tapasztaltuk, hogy sem a Balaton és egy

szegmens kivételével a Duna vízteste sem kerültek a kiválasztott területhálózatba (2. ábra a). Ennek oka, hogy nagy méretükhöz képest kevés faj fordul elő a területükön. Ez alól kivétel a Duna szigetközi szakasza volt, ahol 39 faj fordul elő viszonylag kis területen. Így az első tervezési szinten kiválasztott területhálózat összterülete 3680 km²-nak adódott, és minden fajra érvényesült az a célkitűzésünk, hogy legalább 30 alvízgyűjtőn jelen legyen. A Balaton és a Duna-szakaszok kizárása utáni második tervezési szinten – amelyben a vízfolyáshálózat megfelelően kapcsolt (CP 0.1), és minden faj legalább 30 alvízgyűjtőn jelen van – 4430 km²-en valósítható meg a halfajok védelme (2. ábra b). A harmadik szinten, a Tisza kizárásával már jelentősebb területnövekedést tapasztaltunk, azonban a célkitűzéseinket ez a területhálózat is teljesítette. Eszerint a szükséges méret 5693 km², amely az ország területének még mindig csupán 6,12%-a (2. ábra c). A negyedik tervezési szakaszban, amelyben két határfolyónkat, a Drávát és az Ipolyt is kivontuk az elemzésből, CP 0.1 értéknél 5225 km²-es területhálózat került kijelölésre. A fajokra vonatkozó 30-as előfordulási célkitűzésünk azonban egy fontos fajra, a homoki küllőre (*Romanogobio kessleri*) már nem teljesült (2. ábra d), mert csupán 28 vízgyűjtő egységben volt jelen a területhálózatban.



2. ábra. A területtervezés során kapott védendő területhálózatok a hierarchikusan felépülő négy vizsgálati szinten: a, az összes hazai vízfolyás figyelembevételével, b, a Duna és a Balaton kizárásával, c, a Duna, a Balaton és a Tisza kizárásával, d, a Duna, a Balaton, a Tisza, a Dráva és az Ipoly kizárásával. A szürke árnyalatok az egyes vízgyűjtők kijelölési gyakoriságát jelentik a Marxan program futtatásának 100 ismétléséből.

Végül a jelenlegi országos jelentőségű védett területhálózat és az általunk kapott területhálózatok fedvényeit összevetve meghatároztuk az átfedést, valamint az összevonás után kapott terület nagyságát. Az átfedés mértéke alacsony volt, a négy tervezési szint sorrendjében 5,56%, 0,17%, 7,06%, és 0,17%, az összevont hálózatok területigénye pedig 11550 km², 12913 km², 13265 km² és 13709 km².

Értékelés

Bár a természetvédelmi tervezés során egyre gyakrabban alkalmazzák a Marxan nevű programot, még kevesen használták a program által nyújtott lehetőségeket vízfolyáshálózatok kijelölésére (Hermoso *et al.* 2011). A folyóvízhálózatok védelmekor azonban kiemelt figyelmet kell fordítani a hosszirányú hidrológiai átjárhatóságra, aminek alapfeltétele a hidrológiai kapcsoltság, hogy a szükséges ökológiai folyamatok végbemehessenek, valamint hogy az esetleges zavarás a felsőbb vagy alsóbb szakaszokon ne veszélyeztesse közvetlenül a védeni kívánt területet. Így kissé megnövekedett területigényű, de hatékonyabb védelmi funkcióval rendelkező hálózatokat jelöltünk ki a kapcsoltság biztosításával. A területhálózati térképek árnyalatai alapján (2. ábra) megfelelő képet kapunk azokról a kisebb méretű hazai vízfolyásokról, amelyek a vízi biodiverzitás védelmének szempontjából kiemelten jelentősek. Ezek a Duna szigetközi szakasza, a Rába, a Dráva és az Ipoly folyók, illetve a Sajó, a Zagyva, a Felső-Tisza-vidék, a Körösök és a Maros számos alvízgyűjtője.

Eredményeink alapján elmondhatjuk, hogy a négy tervezési szinten kapott területhálózataink megfelelő alternatívákat jelentenek a nemzetközi védelmi együttműködés zavarainak kiküszöbölésére. Véleményünk szerint a harmadik tervezési szintünk jelenti a legkedvezőbb megoldást, ezért elsősorban ennek megvalósítását javasoljuk. Igaz ugyan, hogy magasabb a területigénye, de a határainkon túlról érkező hatásoknak erősen kitett nagyobb méretű és nemzetközi folyókat (Duna, Tisza) kizárva, a határainkon belül megvédhető kisebb vízfolyásokra alapozva kínál megoldást halaink védelmére. Ez jelentős előny azokkal a Duna menti kelet- és közép-európai országokkal szemben, amelyek számára a különböző igények és költségvetési keretek egymással történő egyeztetése komoly nehézségekbe ütközik. A kisebb méretű, kevesebb országot érintő határfolyók (Dráva, Ipoly) védelmére azonban kiemelt figyelmet kell fordítani, hiszen számos endemikus dunai halfajnak (*Romanogobio kessleri*, *Sabanejewia balcanica* és *S. bulgarica*, *Zingel streber*, *Zingel zingel*) jelentenek élőhelyet. Teljes hosszuk védelme jelentősen növelné a magas biodiverzitású dombvidéki vízfolyások, így a hazai halfauna hatékony védelmét.

Az általunk javasolt területet és a jelenleg érvényben lévő országos jelentőségű védett területhálózatot összevetve elmondhatjuk, hogy az átfedés köztük aránylag kicsi, de az egyes részterületek egymáshoz közel helyezkednek el. Ennek köszönhetően az a terület, amely a szárazföldi és vízi ökoszisztémáink számára egyaránt megfelelő védelmet nyújthat, nem több 13709 km²-nél. Ez az ország területének csupán 14,74%-át teszi ki.

Köszönetnyilvánítás – Munkánkat az OTKA K104279 pályázat és a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János Kutatási Ösztöndíja (Erős Tibor) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Abell, R., Allan, J. D. & Lehner, B. (2007): Unlocking the potencial of protected areas for freshwaters. – *Biol. Conserv.* **134**: 48–63.
- Ball, I. R., Possingham, H. P. & Watts, M. (2009): Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. Chapter 14 – In: Moilanen, A., Wilson, K. A. & Possingham, H. P. (Eds.): *Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 185–195.
- Bivand, R. S. & Lewin-Koh, N. (2014): Maptools: Tools for reading and handling spatial objects. R package version 0.8-29. <http://CRAN.R-project.org/package=maptools>
- Bivand, R. S. & Rundel, C. (2014): Rgeos: Interface to Geometry Engine – Open Source (GEOS). R package version 0.3-3. <http://CRAN.R-project.org/package=rgeos>
- Dolezsai, A., Sály, P., Takács, P., Hermoso, V. & Erős, T. (2015): Restricted by borders: trade-offs in transboundary conservation planning for large river systems. – *Biodiv. Cons.* in press
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J. & Sullivan, C. A. (2006): Freshwater Biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. – *Biol. Rev.* **81**: 163–182.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. – *Ecography* **29**: 129–151.
- Erős, T. (2007): Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. – *Freshwater Biol.* **52**: 1400–1415.
- Filipe, A. F., Marques, T. A., Seabra, S., Tiago, P., Riberio, F., Moreira, da Cost, L., Cowx, I. G. & Collares-Pereira, M. J. (2004): Selection of priority areas for fish conservation in Guadiana river basin, Iberian Peninsula. – *Conserv. Biol.* **18**(1): 189–200.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E. & Parra, J. L. (2014): WorldClim version 1.4. Museum of Vertebrate Zoology, University of California, Berkeley. Available at: <http://www.worldclim.org/> (last accessed 6 April 2014).
- Hermoso, V., Linke, S., Prenda, J. & Possingham, H. P. (2011): Addressing longitudinal connectivity in the systematic conservation planning for freshwaters. – *Freshwater Biol.* **56**: 57–70.

- Leathwick, J. R., Elith, J. & Hastie, T. (2006): Comparative performance of generalized additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. – *Ecol. Model.* **199**: 188–196.
- Linke, S., Kennard, M. J., Hermoso, V., Olden, J. D., Stein, J. & Pusey, B. J. (2012): Merging connectivity rules and large-scale condition assessment improves conservation adequacy in river systems. – *J. Appl. Ecol.* **49**: 1036–1045.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. (2000): Systematic conservation planning, Insight review articles. – *Nature* **405**: 243–253.
- Martonné Erdős, K. (2004): Magyarország természeti földrajza I., Debreceni Egyetem Kossuth Egyetemi Kiadója, Debrecen, 245 p.
- Milborrow, S., Hastie, T. & Tibshirani, R. (2014): Earth: Multivariate Adaptive Regression Spline Models. R package version 3.2-7. <http://CRAN.R-project.org/package=earth>
- Moilanen, A., Leathwick, J. & Elith, J. (2008): A method for spatial freshwater conservation prioritization. – *Freshwater Biol.* **53**: 577–592.
- Pebesma, E. J. & Bivand, R. S. (2005): Classes and methods for spatial data in R. R News 5 (2), <http://cran.r-project.org/doc/Rnews/>.
- Pressey, R. L. & Nicholls, A. O. (1989): Efficiency in Conservation Evaluation: Scoring versus Iterative Approaches. – *Biol. Conserv.* **50**: 199–218.
- QGIS Development Team (2012): QGIS User Guide. Online available: <http://docs.qgis.org/1.8/pdf/QGIS-1.8-UserGuide-en.pdf>.
- R Core Team (2013): R: *A language and environment for statistical computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL, <http://www.R-project.org/>.
- Ricciardi, A. & Rasmussen, J. B. (1999): Extinction rates of North American freshwater fauna. – *Conserv Biol.* **13**: 1220–1222.
- Sanderson, E. W., Malanding, J., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. W. & Woolmer, W. (2002): The human footprint and the last of the wild. – *BioScience* **52**: 891–904. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THEATL\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THEATL]2.0.CO;2)
- Sály, P., Takács, P., Kiss, I., Bíró, P. & Erős, T. (2011): The relative influence of spatial context and catchment- and site-scale environmental factors on stream fish assemblages in a human modified landscape. – *Ecol. Freshw. Fish* **20**: 251–262.
- Steenmans, C. & Büttner, G. (2006): Mapping land cover of Europe for 2006 under GMES. Proceedings of the 2nd workshop of the EARSeL SIG on land use and land cover, Bonn, Germany, 28-30 September, 2006: 202–207. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/clc-2006-vector-data-version-2>
- Strecker, A. L., Olden, J. D., Whittier, J. B. & Paukert, C. P. (2011): Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. – *Ecol. Appl.* **21**(8): 3002–3013.

A proposition to establish a conservation area network for protecting fish assemblages in Hungary

Anna Dolezsai, Péter Sály, Péter Takács and Tibor Erős

*Balaton Limnological Institute, MTA Centre for Ecological Research
H-8237 Tihany, Klebelsberg K. u. 3, Hungary
dolezsai.anna@okologia.mta.hu*

Biodiversity of freshwaters is declining at an alarming rate. For their protection a careful selection of conservation areas is urgently needed. Systematic conservation planning (SCP) approaches optimise the selection of planning units (the basic units of the conservation selection procedure, e.g. subcatchments in freshwater systems) by minimising area and maximizing biodiversity representation. Recent applications of SCP to riverine systems give special attention to connectivity among river segments, subcatchments or catchments to select priority areas for conservation. We evaluated the importance of transboundary rivers to achieve conservation goals by systematically deleting some rivers from the prioritization procedure in Marxan and assessing the trade-offs between complexity of conservation recommendations and cost. To combine our solution for protecting freshwater ecosystems and the currently valid nature protection area network we found that 13710 km² is enough to protect terrestrial and riverine (fish) biodiversity in Hungary. Special attention is needed for the protection of some boundary rivers (Dráva, Ipoly) because these rivers contain many strictly riverine fishes of conservation concern.

Keywords: freshwater conservation areas, systematic conservation planning, Marxan, rivers, catchment

A tőzegeper (*Comarum palustre* L.) ex-situ védelme

Dudás János¹, Endrédi Anett¹, Veres Anikó², Nagy János¹

¹Szent István Egyetem, Növényteni és Ökofiziológiai Intézet
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1. e-mail: dudass.janoss@gmail.com

²Szent István Egyetem, Genetika és Biotechnológiai Intézet
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

e-mail: dudass.janoss@gmail.com

Összefoglaló: Kutatásunk egy Magyarországon erősen megfogyatkozott, fokozottan védett és szőcei állományának ex-situ szaporítására javasolt növény, a tőzegeper (*Comarum palustre* L.) szaporítását tűzte ki célul. A terület bejárása, az irodalmi adatok és saját cönológiai felvételeink alapján megállapítottuk, hogy a faj a szőcei lápréten számára előnytelen, inváziós és más konkurens fajokkal erősen benőtt, mintegy 15 m²-es területen található csak meg. A szaporítási kísérleteket a szőcei láprétről begyűjtött 4 db legyökeresedett- és egy gyökértelen indarészből kiinduló dugványozással, valamint a SZIE Botanikus kertjében régóta fellelhető egyedekről begyűjtött rügyekből és leveles hajtásrészekből kiinduló mikroszaporítással végeztük 2014 folyamán. A begyűjtött indarészekből 18 db, két rüggyel rendelkező dugványt állítottunk elő. Ezeket INCIT-5 porral kezeltük és perlit gyökereztető közegbe helyeztük. Végül 6 db (33,3 %) került kiültetésre: a négy gyökeres szátag mindegyike (100%), az öt hajtáscsúcsi szátagból pedig kettő (40%). A középső szátagokból készített dugványok mindegyike elpusztult. A mikroszaporítási kísérleteket MS táptalajon, három különböző sterilizációs eljárás tesztelésével végeztük. A felhasznált 24 rügy közül négy fejlődésnek indult, de fertőzés következtében mind elpusztult. A leveles hajtásrészek egyike sem indult fejlődésnek. A faj dugványozással való szaporítása könnyen megoldható, mikroszaporítása eddig sikertelen, az ehhez használható rügyek sterilizálása megoldandó feladat. Az in-situ állomány megmaradásának és az ex-situ állományból való visszatelepítés sikerének alapvető követelménye az élőhely restaurálása, konkurens fajokban szegény, nyíltvízfelületek kialakítása és fenntartása.

Kulcsszavak: ex-situ, Rosaceae, fokozottan védett, szaporítás, veszélyeztetett, Őrség, Szőce

Bevezetés

Kutatásunk, egy Magyarországon erősen megfogyatkozott állományú növény, a tőzegeper (*Comarum palustre* L.) ex-situ szaporítására koncentrálnak.

Mivel a fajnak jelenleg mindössze négy, peremi helyzetű populációja él hazánkban és ezek közül a szőcei olyannyira veszélyeztetett, hogy a nemzeti park igazgatóságok által ez idáig ex-situ védelemre javasolt növényfajok mindkét listáján szerepel (Házi & Lesku 2006, 2014 www.termeszetvedelem.hu), ezért ex-situ védelme elengedhetetlenül szükséges.

Anyag és módszer

A vizsgált faj

Magyarországon a tőzegeper (*Comarum palustre* L.) 2012-ig védett-, azóta fokozottan védett fajként szerepel (Magyar Közlöny, 2012/128. szám). A hazai Vörös Listákon aktuálisan veszélyeztetett (Németh 1989), illetve veszélyeztetett besorolást kapott (Király 2007).

A tőzegeper a zárvatermők (Angiospermatophyta) törzsébe, a kétszikűek (Dicotyledonopsida) osztályába, a rózsafélék családjába (Rosaceae) a rózsafélék (Rosoideae) alcsaládba, a pimpófélék tribuszába (Potentilleae) és a tőzegeperfélék nemzettségébe (*Comarum*) tartozik (APweb 2014). Cikkünkben a Linnean Society által elfogadott *Comarum palustre* L. nevet használjuk (The Plant List 2013).

A faj alaktani jellemzése Farkas (1999), Simon (2004), Molnár V. (2004) és Anonymous (in Király 2009) nyomán: tarackoló növény, gyökerei a tarackok nóduszaiból indulnak. Fás gyöktörzsű, szára hosszan kúszik, fél (–egy) méter magasra is felemelkedik. Erőtéljes, gyakran vöröses szára elszórtan szőrös. A levelek páratlanul szárnyasan összetettek, (3–)5–7 egymáshoz közel eredő levélkéből állnak, ezek hosszúkás-lándzsásak, durván fogas szélűek, fonákuk szőrös, molyhosodó, a levélké színénél világosabb. A virágok sátorozó virágzatban fejlődnek. A szirmok 3–8 mm hosszúak, a csészénél keskenyebbek és rövidebbek, sötét bíborszínűek, hosszúkásak, puhaszálkás hegyűek. A csésze barnásvörös, 10 csészelevélből áll, az 5 külső kisebb, keskeny-szálas. A csésze termésérésig maradó. Minden virágban számos termő található. Az apró bibeszálak lehullók. A termés aszmagcsoport, a természetes vacok kissé húsos-szivacsos. A vacok éréskor is kicsiny marad, a csészétől nem válik el. Megjegyezzük, hogy járulékos gyökerek a vízben vagy talajban található internódiumokon is nagyszámban találhatók.

A faj Észak-Amerika és Eurázsia északi területein elterjedt. Hazánkban fűzlápok, láprétek, zombékosok faja (Anonymous in Király 2009), mely különböző magasságos (*Caricenion rostratae*, *Caricenion pseudocyperii*) társulásokban található meg leggyakrabban (Borhidi 2007, Lájér 1998). Rendszerint keskenylevelű gyékényes ingólápokban (*Thelypteridi-Typhetum angustifoliae*), zombéksásosban (*Caricetumelatae*) (Borhidi 2007), valamint széleslevelű gyékényes ingólápokban (*Thelypteridi-Typhetum latifoliae*) és a róla elnevezett tőzegepres-széleslevelű gyékényes ingólápokban (*Comaro-Typhetum latifoliae*) fordul elő (Nagy 2006).

Magyarországon ritka növény, amelynek előfordulása Belső-Somogyban (Baláta-tó), a Nyírségben (Bátorliget), a Beregi-síkon (Nyíres-tó, Zsidó-tó, Bábtava), és az Őrségben (Szőce) ismert (Farkas 1999).

A szőcei élőhely

A 19. század közepén a Szőce-patak völgyét a patakra merőlegesen, keskeny sávokra felparcellázva teljes hosszában évente egyszer vagy kétszer kaszálták, a szárazabb réteket pedig szarvasmarhával legeltették (Szakály 2010), számukra itató gödröket tartottak fenn (Szépligeti Mátyás ex. verb.). Az 1960-as évektől a terület népessége és ezzel párhuzamosan a jószágállomány jelentősen lecsökkent, így a kaszálás és a legeltetés mértéke, intenzitása is csökkent, az itatók pedig gyorsan feltöltődtek. 1978-ban a Szőce-patak völgyét és a környező erdőket (127 hektár) fokozottan védetté nyilvánították, ebből a völgytalpi lápok láncolata mindössze 14 hektárt tett ki. A hivatalos természetvédelem csak a rét egy kis részét kaszálta, évente egy alkalommal, a szénát is a területen hagyva. Napjainkra a Szőce-patak két ágának felső szakaszait égerliget foglalta el. A falu alatti völgyben egy szakaszon magassásos-magaskórós, máshol égerliget alakult ki. Jelenleg az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság évente kaszáltatja a láprétet, egyes réteket egyszeri, másokat kétszeri alkalommal (Szakály 2013).

A legújabb botanikai felmérés (Szakály 2013) szerint a tözegeper az Ingóvanyos-réten tenyészik.

Termőhely leírása

A termőhely jellemzése céljából, az állomány megóvása érdekében mindössze egy cönológiai felvételt készítettünk illetve a termőhely mellett még egyet. A cönológiai felvételeket Braun-Blanquet (1964) szerint, 4 m²-es kvadrátokban készítettük, melyekben a hajtásos növényfajok borítását %-os skálán becsültük (1. táblázat).

Dugványozás

A szaporítás helyszíne a Szent István Egyetem Növénytani és Ökofiziológiai Intézetének (SZIE NÖFI) gödöllői Botanikus kertje volt. Az ex-situ szaporításhoz szükséges dugványozáshoz használt 5 db hajtásrészt (4 legyökeresedett és egy gyökértelen indarészt) 2014. március 9-én, a természetvédelmi őr közreműködésével gyűjtöttük be, majd hűvös, fagymentes, sötét helyen, vízbe állítva tároltuk az elültetés idejéig.

2014. március 13-án az 5 hajtást 2 rügyet tartalmazó dugványokra daraboltuk, vigyázva, hogy a rügyek ne sérüljenek. A legfelső rügy felett a vágás 2 cm-el történt. Így összesen 18 dugványt (4 db legyökerezett szártagot, 5 db hajtáscsúcsot és 9 db köztes szártagot) kaptunk. A köztes szártagok leválasztása a szárcsomóknál történt, ahol a gyökérkezdemények találhatóak. A kissé nedves dugványtalpakat körülbelül fél centiméter mélyen, fél-fásszárúakhoz ajánlott INCIT-5 gyökerezető porba (hatóanyag-tartalma: 0,5% 1-Naftil-ecetsav) mártottuk és leráztuk. Ezt

követően a dugványokat 100% perlitet tartalmazó gyökereztető közegbe helyeztük. Az ültetéshez két nagyobb (25cm átmérőjű) és két kisebb (22cm átmérőjű) szaporító ládát, illetve cserepet használtunk. A két nagyobb ládába 6–6 db, míg a két kisebb cserepbe 2 illetve 4 db szártag került.

1. táblázat. Cönológiai felvétel a szócei termőhelyen.

Fajnév	Borítás (%)	
	1. kvadrát	2. kvadrát
<i>Caltha palustris</i>	0,2	0,5
<i>Carex elata</i>	80	75
<i>Carex rostrata</i>	0	0,2
<i>Equisetum sylvaticum</i>	0	0,5
<i>Cirsium palustre</i>	0,8	0
<i>Comarum palustre</i>	7	0
<i>Epilobium hirsutum</i>	0,5	0
<i>Filipendula ulmaria</i>	10	5
<i>Galium palustre</i>	0,1	0,5
<i>Hypericum tetrapterum</i>	0,1	0
<i>Lycopus europaeus</i>	2	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	9	10
<i>Lytrum salicaria</i>	0,2	0,1
<i>Peucedanum palustre</i>	0,1	0
<i>Scirpus sylvaticus</i>	7	5
<i>Scutellaria galericulata</i>	0,1	40
<i>Solidago gigantea</i>	35	0
<i>Typha angustifolia</i>	0,1	0
<i>Valeriana dioica</i>	0,2	0,2

A növények 2014.03.13–2014.05.29-ig voltak a botanikus kerti üvegházban, napfénytől védett, nedves helyen. Ez idő alatt az üvegházban a hőmérséklet nem csökkent 20 °C alá. Hetente több alkalommal, a kísérlet kezdetekor naponta figyelemmel kísértük a fejlődésüket. Lejegyeztük a hajtások megeredésének időpontját, levélszám-változását és a hőmérsékletet (1. ábra).

2014.05.07-én a 6 db megeredt, életképes egyedét külön cserepekbe ültettük. A talaj tőzeg és virágföld 2:5 arányú keveréke volt. A növények továbbra is az üvegházban maradtak, azonban átkerültek a felsőbb szintre, ahol már közvetlen napfény érthette őket. 2014.05.29-én saját cserepeikben hat egyed került kiültetés-

re két, egymástól légvonalban 135 m-re levő kerti tóba. Ezt követően heti legalább rendszerességgel monitoroztuk a levélszám és a hajtáshossz változását. A növényeket 2014.09.17-én nagyobb (30cm átmérőjű) cserépekbe ültettük át, talajcserét is végrehajtottunk, ezúttal tőzeg és vízínövényföld 2:5 arányú keverékével.

2014.03.13 19,7 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.03.17 21,2 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014. 3. 18. 22,4 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.03.19 21,4 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.03.20 20,9 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.03.21 22 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.03.24 20,5 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.03.25 20,2 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.03.26 - 2014.03.28-ig nincs változás.		
2014.03.31 26,4 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
Ez nem változik 2014. 04. 04.-ig		
2014.04.08 31 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.04.09 24,5 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.04.15 24,7 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
Nincs változás 04. 16-án (23,2 °C), és 04. 22-én (25,2°C).		
2014.04.24 26 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.04.28 27,5 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.04.30 25 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X
2014.05.05 28,5 C°	X X X X X X X X	X X X X X X X X

1. ábra: Az egyedek fenológiai fejlődés az üvegházban

(X: fejlődésnek nem indult példány; I?: talán fejlődésnek indult példány; I: biztosan fejlődésnek indult példány)

Mikroszaporítás

A mikroszaporítási kísérleteket a gödöllői Szent István Egyetem Genetika és Biotechnológiai Intézetében végeztük, mivel a közeli rokon *Fragaria* nemzetségbe tartozó fajok szaporításában jelentős eredményeket értek el (Koncz *et al.* 2005). A protokoll kidolgozásához 2014 áprilisában egymást követő 3 alkalommal 1–1 hajtásrészt metszettünk le a botanikus kert tavában régóta tenyésző egyedekről.

A mikroszaporítást steril fülkében végeztük. Az eszközök alkoholos és hevítéses sterilizálása után a növényről levágott rügyeket Petri-csészébe tettük, alkoholt öntöttünk rá majd egy percig rázogattuk. Ezt követően a rügyeket egy nátrium hypokloritos oldattal (Domestos-desztilált víz 1:3 arányú elegyével) teli lombikba helyeztük és húsz percig rázogattuk, majd áthelyeztük őket egy másik lombikba, ahol steril vízzel háromszor átmostuk őket. Az átmosás után csipesszel átraktuk őket steril Petri-csészékbe, amikre szintén steril szűrőpapírt helyeztünk. Ebben a környezetben eltávolítottuk a rügy védelmét szolgáló rügytakarót, rügypikkelyeket. Az így „kibontott” csupasz rügyet egy másik Petri-csészében előkészített MS

(Murashige és Skoog 1962) táptalajba óvatosan belemerítettük a rügy harmadáig, majd a Petri-csészét lefóliáztuk és felcímkéztük. A szaporítás előkészítését követően a Petri-csészék a fényszobába kerültek.

A második kísérletben a fentiekől eltérően negyven percig rázattuk a hypo-oldatban a rügyeket. A harmadik kísérletben pedig a hypo-oldatot gombaölő növényvédő oldattal helyettesítettük, a sterilizációs időt pedig ötven percre növeltük. A második és harmadik kísérletben a protokoll többi részén nem változtattunk..

Eredmények

A termőhely

A tözegeper a Szócei lápréten jelenleg egy alig 15 m² nagyságú zsombéksásos (*Caricetumelatae*) foltban található, melyben borítása 7%-körüli értéket mutat.

Élőhelyén a zsombéksás (*Carex elata*) abszolút domináns (75–80%), mellette szubdominánsként az inváziós magas aranyvessző (*Solidago gigantea* 35–40%) jelenik meg, míg a magaskórós-, lápi- és mocsári fajok közül a *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Scirpus sylvaticus*, *Lycopus europaeus* 1–10% közötti tömegben van jelen. Szálanként, 1% alatti dominanciával a láprét olyan gyakoribb fajtái jelennek meg, mint a *Cirsium palustre*, *Equisetum sylvaticum*, *Carex rostrata*, *Epilobium hirsutum*, *Lytrum salicaria*, *Valeriana dioica*, *Caltha palustris*, *Peucedanum palustre*, *Scutellaria galericulata*, *Galium palustre*, *Typa angustifolia* és a *Hypericum tetrapterum*. (1. táblázat).

Ex-situ szaporítás

Üvegházi szakasz (1. ábra)

Az üvegházban, a kísérleti periódusban a hőmérséklet 19 C° és 31 C° között változott. 2014.03.13-án 4 ládába ültettük el a 18 db szártagot. Az első változások 4 nap múlva (17-én) jelentkeztek. Megzöldült az első hajtáscsúcs vége, míg másik két példányon szintén megindulni látszott a folyamat. A rákövetkező nap (18-án) további két szártag kezdett zöldsülni, az előző napiak pedig biztosan megindultak. Az ültetést követő 8. napon (21-én) egyik hajtáscsúcson levél jelent meg.

Ebben a szakaszban a 18 szártagból 6 db indult fejlődésnek, hozott levelet, és került átültetésre, tehát 33,3 %-os sikerrel eredtek meg a szártagok. A négy gyökeres szártag közül mind (100%), míg az öt hajtáscsúcsi szártagból kettő (40%) meggyökeresedett és kiültethetővé vált. A középső szártagokból készített dugványok ugyan elkezdtek zöldsülni, a kiültetés idejére mindegyik megfeketedett és elpusztult (0%).

Kiültetés, szabadföldi eredmények (2. táblázat)

2014. 05. 29-én, a gyökereztetés után 46 nappal lett kitelepítve a 6 egyed, 4 db a botanikus kert északi részén található kerti tóba, 2 db pedig a tőle légvonalban 130 méterre délre található kerti tóba.

2014.06.02-án, (a gyökereztetést követő 59.-, illetve a kiültetést követő 4. napon) már jól látszott, hogy a növények jól viselték az átültetést, földjük átnedvesedett, leveleik feszesek, zöldek voltak. Az ezt követő hónapokban minden egyed több levelet fejlesztett.

2014. 06.17-én (a gyökereztetést követő 63.-, a kiültetést követő 15. napon) az E jelű növényen (2. táblázat) két bimbó jelent meg. A két bimbóból az egyik 8 nappal később, 2014.06.25-én már virágzott. A botanikus kertben régebben jelenlevő tőzegeprekhez képest virágzási ideje nem tért el. A másik bimbó nem nyílt ki, elpusztult.

2014.07.14-én a virág összecsukódott, termést nem hozott.

A 2. táblázatban látható, hogy az E jelű növény, amelyen az egy (végül elhalt) bimbó, és virág is volt, hajtáscsúcsról fejlődött, és ez az egyed produkálta a legtöbb levelet is.

Meg kell említeni, hogy a levelek folyamatosan cserélődtek minden növényen. Azok a levelek, amelyek a vízbe lógtak, minden esetben elpusztultak, de helyükre a felsőbb, vízbe nem érő nóduszokról új levelek fejlődtek. A növények fejlődése augusztus végén, szeptember elején megállt. Ekkor, 2014.09.17-én (a gyökereztetést követő 155.-, a kiültetést követő 107. napon) megtörtént a növények átültetése nagyobb cserepekbe annak reményében, hogy egyedeink tovább erősödhetnek, fejlődhetnek még. Változás azonban már egyik egyedben sem mutatkozott. Október végére is ugyanabban a fenológiai állapotban voltak, mint szeptember elején (2. táblázat).

Mikroszaporítás

Az első kísérletben a 8 rügyből 2 fejlődésnek indult, 1 bezöldült, de később az összes minta elpusztult valószínűleg baktérium, vagy gomba fertőzés miatt.

A második kísérletben 2 db leveles hajtást és 11 db rügycsúcsot helyeztünk táptalajra. A szaporítás az előző kísérlethez hasonlóan sikertelen lett. A leveles hajtások egyáltalán nem indultak meg, a rügycsúcsok közül csak egy zöldült meg és mindegyik minta olyan mértékben fertőződött, hogy az összes leveles hajtás és rügy elpusztult.

A harmadik kísérletben, annak ellenére, hogy erősebb vegyszert és hosszabb sterilizációs időt alkalmaztunk, az 5 rügyből egyik sem indult fejlődésnek, mindannyian befertőződtek és elpusztultak.

2. táblázat. Az egyedek fenológiai változása szabadföldi környezetben.

Dátum	Hőmérséklet	Növények, és azok levélszámai						Megjegyzés
		A	B	C	D	E	F	
2014.05.07	24 C°	4	3	3	3	3	3	Kiültetés cserepekbe.
2014.05.08	23 C°	4	3	3	3	3	3	Nincs változás, B-n egy levél halódik.
2014.05.19	25,1 C°	5	2	4	4	4	4	B: 1 elhalt, 1 levél jön ki.
2014.05.22	28,4 C°	5+1	2+1	4	4+1	4	4	
2014.05.26	29,6 C°	6+1	3+1	5	5	5	5	
2014.05.28	27,3 C°	7	4	5	5+1, 2	5	5	
2014.05.29		7	4	5+1	6, 2	5+1	5	Kiültetés a tavakba.
2014.06.02		7	4	5+1	6, 2	5+1	5	Kiültetés sikeres, földjük átázott.
2014.06.05		7+1	6	4+1	6, 2	5+1	6	C: 1 L elpusztult
2014.06.09	Meleg, napos	8, 2	6+1	5	6, 3	5+2	5	F: 2 L elszáradt, 1 új
2014.06.11	Meleg, napos	9, 2	5	5	6, 3	7+1	4	B: 2 elhalt, F: rossz állapotú
2014.06.17	Felhős, enyhe	8, 2	5	5, 1	7, 3	9, 2	4	E: két bimbó!
2014.06.19	Napos, meleg	9, 3	5	5, 1	7, 3	10, 2	3	E: két bimbó továbbra is, F: 1 elhalt
2014.06.23	Napos, meleg	10, 3	5+1	5, 2	7, 4	11, 2	4	D: 2 L halódik, E: 1 bimbó beindul
2014.06.27	Napos, meleg	10, 3	6	6, 2	7, 4	12, 3	4	D: 2 L halódik, E: 1 virág! 5 szL
2014.07.01		10, 4	7	6, 2	8, 4	12, 3	5	D: 3 L halódik, F: 2 L halódik
2014.07.05	Napos, meleg	10, 4	7+1	6, 3	8, 4	14, 3	6	D: ua. E: bimbó vége+kezd elvirágozni
2014.07.08		10, 4	8	6, 3	9, 5	13, 3	6	D: alsó levelek halódnak
2014.07.14	Felhős, meleg	6, 5	5	5, 3	6, 5	12, 3	4	Zöld, életképes levek száma innétől! Csökkenés-alsó leveleknek vége
2014.07.23	Felhős, meleg	8, 6	6	5, 3	7, 5	13, 4	5	
2014.07.29	Felhős, szeles	8, 5	6	6, 3	6, 6	13, 4	5	E: virág teljesen elvirágozott
2014.08.15	Napos, meleg	9, 5	8	6, 3	7, 4	12, 3	6	E: rossz kondícióban
2014.08.22	Felhős, meleg	9, 4	7	6, 3	6, 5	11, 3	6	
2014.08.29	Napos, meleg	8, 3	7	6, 3	6, 5	11, 3	6	
2014.09.09	Napos, meleg	8, 3	7	6, 3	6, 6	11, 3	6	Ugyanolyan állapotok
2014.09.16	Napos, meleg	8, 3	7	6, 3	6, 6	11, 3	6	Nincs növekedés-kinőtték a cserepet

2. táblázat. folytatása

Dátum	Hőmérséklet	Növények, és azok levélszámai						Megjegyzés
		A	B	C	D	E	F	
2014.09.17		8, 3	7	6, 3	6, 6	11, 3	6	Átültetés-nagyobb kör csrepekbe!
								Következő nap u.a.
2014.09.23		8, 3	7	6, 3	6, 5	11, 3	6	Földjük jó vizes, nem sérültek!
2014.09.26		8, 3	7	6, 2	6, 5	12, 3	6	Jelentős változás nincs.
2014.09.29	Napos, meleg	8, 3	7	6, 2	6, 5	12, 3	6	
2014.10.03	Felhős	8, 3	7+1	6, 2	6, 5	12, 3	6	
2014.10.06		8, 3	7+1	6, 2	6, 5	11, 3	6	Levelek kezdnek barnulni, semmi v.
2014.10.17		8, 3	7	5, 2	6, 5	11, 3	5	
2014.10.30	Felhős	8, 2	7	5, 2	6, 5	11, 3	5	Semmi változás, egy, két levél mínusz

Értékelés

Dugványozás

Mivel a vízi- és kúszónövények sok esetben természetes élőhelyeiken is előnyben részesítik a vegetatív szaporodási módokat, így mi is elsődlegesen ilyen módszert választottunk a tözegeper szaporításához. Egy holland kísérletben a vidrafű (*Menyanthes trifoliata* L.) és a gyilkos csomorika (*Cicuta virosa* L.) mellett sikeresen neveltek dugványokról tözegepret is (Hidding *et al.* 2014), így ezt teszteltük mi is.

A dugványozás sikeres szaporítási módszernek bizonyult. A tövek megerősödtek, mindegyik egyed több erős levelet fejlesztet, sőt egy virágzó egyed is akadt. Tőosztással a populáció nagyságát tovább lehetett növelni. Egy év alatt sikerült lefektetni egy későbbi stabil, életképes állomány alapját. Annak oka, hogy a virágzó egyed nem hozott termést, talán a 130 m-es izolációs távolság következtében a megporzás hiánya, illetve valamilyen fertőzés hatása lehet. A növények fejlődése szeptember legelején szinte teljesen megállt. Feltevésünk, miszerint a növények kinőtték a rendelkezésükre álló cserepeket, és ezért nem nőnek tovább, nem igazolódott. Így megállapíthatjuk, hogy a vizsgálat évében a botanikus kerti példányaink szeptember közepére biztosan befejezték növekedésüket.

Mikroszaporítás

Mivel a rügyek több esetben fejlődésnek indultak, a mikroszaporítási kísérletekről elmondhatjuk, hogy a módszer és a táptalaj összetétele megfelelő, azonban

a rügyek és hajtásrészek sterilizációját még meg kell oldani. Ennek érdekében a későbbiekben a rügyeket nem a kora tavaszi, hanem a leghidegebb téli időszakban gyűjtjük be. Ekkor ugyanis a fertőző ágensek száma alacsonyabb lehet. Emellett a sterilizáló oldatokat, azok koncentrációját és a sterilizáció idejét változtatni szükséges. Ha sikerül kiküszöbölni a sterilizációs nehézségeket, a mikroszaporítás jó módszer lehet a növény *ex-situ* szaporítására. Mikroszaporítással ugyanis rövid idő alatt, költséghatékonyan nagy mennyiségű klónt lehetne előállítani. Így nagy létszámban sikerülne visszatelepíteni a tőzegepret eredeti szőcei termőhelyére, és megerősödhetne a populáció.

Mindkét ivartalan szaporítási módszer előnye, hogy csak a területre jellemző genotípusok kerülhetnek vissza az élőhelyre, így elkerülhető a kerti tavakban megfigyelhető, ismeretlen eredetű egyetektől származó genetikai szennyezés. Az ivartalan szaporításnak ugyanakkor nyilvánvaló hátránya a mesterségesen előidézett genetikai sodródás. Sikeres mikroszaporítás esetén a genetikai sodródás csökkentésére az eredeti termőhely minél több egyedéről szükséges lesz majd a szaporítóanyag begyűjtése, illetve a tisztán onnan származó egyedek közötti ivaros szaporodás elősegítése.

Összegzésként elmondható, hogy mi is úgy látjuk, hogy a faj helyzete a Kárpát-medencében veszélyeztetett, azonban a szőcei állomány kis mérete, az erős inváziós nyomás és főként az élőhelyen tapasztalható erős konkurencia-növekedés miatt az itteni állomány kritikusan veszélyeztetett (CE) státusszal jellemezhető.

Javaslat

A szőcei populáció fennmaradásához az élőhely restaurálása elengedhetetlenül szükséges. Javasoljuk a Nemzeti Park Igazgatóságnak, hogy megfelelő (50–110 cm) mélységű, legalább 4–16 m² konkurens fajokban szegény, nyílt vízfelületet alakítsanak ki és tartsanak fenn a tőzegeper élőhelyének közvetlen közelében. Ezzel a hajdani itatókhoz hasonló élőhelyeket hozhatnak létre, amelyek jelenléte a tőzegeper fennmaradása szempontjából kulcsfontosságú. A munkákat kemény tél idején, erősen átfagyott lápfelszínen egy kisebb munkagép el tudja végezni. Az élőhely restaurálása hiányában a szaporítási és visszatelepítési kísérletek hiábavalók. Természetesen, az ideális az lenne, ha a két munka párhuzamosan folyhatna. Ezért javasoljuk továbbá, hogy a szőcei látogatóközpont mellett alakítsanak ki legalább egy, a tőzegeper életmódjának megfelelő kerti tavat, ahol stabil állományt tudnak kialakítani. Ennek több előnye is van. Egyrészt, a populáció felszaporítása így helyben kevésbé pénz és munkaigényes, másrészt a visszatelepítés is sokkal egyszerűbb, folyamatosabb lehet.

Fontos előnyt jelentene még, hogy a tőzegeperrel – és más a lápréten található nagy érdeklődésre számot tartó fajjal – beültetett tavacsát be lehet mutatni a

turistáknak, akik így könnyen, közelről, jó minőségű fényképeket tudnak készíteni a növényekről. Ennek eredményeképpen valószínűleg kevesebb taposási kárt okoznának a többi érzékeny fajnak a területen, hiszen, ahogy Szakály (2013) is említi, egy egészen jól kitaposott ösvény vezet a lápon keresztül a tőzegeper termőhelyéhez.

Köszönetnyilvánítás – Köszönetet szeretnénk mondani a SZIE NÖFI Botanikus kert, és az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak a kutatásban nyújtott segítségükért.

Irodalomjegyzék

- Anonymus (2009): Pimpó (*Potentilla*). – In: Király, G. (szerk.): *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok*. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, pp. 214–218.
- Borhidi, A. (2007): *Magyarország növénytársulásai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 p.
- Farkas, S. (szerk.) (1999): *Magyarország védett növényei*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 416 p.
- Házi, J., Lesku, B. (szerk.). A nemzeti park igazgatóságok által ex-situ védelemre javasolt növényfajok listája. – Aktuális Flóra-és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében VII. konferencia, Debrecen, 2006.02.24–26.
- Hidding, B., Sarneel, J. M. & Bakker, E. S. (2014): Flooding tolerance and horizontal expansion of wetland plants: facilitation by floatingmats? – *Aquat. Bot.* **113**: 83–89
- Király, G. (szerk.) (2007): *Vörös Lista. A magyarországi edényes flóra veszélyeztetett fajai*. – Szerzők saját kiadása, Sopron. 73 p.
- Koncz, T., Veres, A., Tisza, V., Kerti, B., Kiss, E. & Heszky, L. (2005): Szamócafajták (*Fragaria* × *ananassa* Duch.) *in vitro* hajtásregenerációja. – In: Kertész, Z. (szerk.): XI. Növénynevelési Tudományos Napok. 185 p.
- Lájer, K. (1998): Bevezetés a magyarországi lápok vegetációökológiájába. – *Tilia* **6**: 84–238.
- Molnár, V. A. (2004): Kétszikűek I. – Kossuth Kiadó, Budapest. 112 pp.
- Murashige, T. & Skoog, F. (1962): A revised medium for rapid growth and bioassays with tobacco tissue cultures. – *Physiol. Plant.* **15**: 473–497.
- Nagy, J. (2006): Az Észak-Alföld új társulásai I.: A Comaro-Typhetum latifoliae Nagy ass. Nova. – *Kitaibelia* **11**(1): 69.
- Németh, F. (1989): Száras növények. [Vascular plants]. – In: Rakonczay, Z. (ed.): *Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett állat- és növényfajok*. [Red Data Book. Extinct and threatened animal and plant species of Hungary]. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 265–325.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója. II. Kötet. Harasztok-Virágos növények*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 845 p.
- Szakály, Á. (2010): Hagyományos tájhasználat és a természetes élőhelyek alakulása Szőce környékén. Szakdolgozat. – ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 86 p.
- Szakály, Á. (2013): A szőcei tőzegmohás láprétek aktuális botanikai felmérése. – Kézirat, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 110 p.

Internetes hivatkozások

The Plant List (2013). Version 1.1. <http://www.theplantlist.org/> (Letöltés ideje: 2015.01.01.)
Apweb (2014). <http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/> (Letöltés: 2015.01.01.)
http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=menu_2169 (Letöltés ideje: 2015.01.01.)
<http://kozlon yok.hu/nkonline/MKPDF/hiteles/MK12128.pdf> (Letöltés ideje: 2015.01.01.)

Ex-situ conservation of *Comarum palustre* in Hungary

János Dudás¹, Anett Endrédi¹, Anikó Veres² and János Nagy¹

¹*Szent István University, Institute of Botany and Ecophysiology
Hungary, H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

²*Szent István University, Institute of Genetics and Biotechnology
Hungary, H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

The main aim of our research was to propagate marsh cinquefoil (*Comarum palustre* L.), a highly protected species, whose populations have declined considerably in Hungary. Based on our visit at the habitat (Szőce), literature data and our coenological recording, the species can be found on a disadvantageous, approx. 15 m² area, heavily overgrown with invasive and other competitive species. Propagation experiments were made with cuttings from four rooted and one unrooted stems collected from Szőce, as well as with muds and leaved stemunits collected from plants at SZIE Botanical garden for micropropagation in 2014. From the collected units, we made 18 pieces of cuttings with two buds. They were treated with INCIT-5 powder and placed in a rooting medium. From the initial 18 cuttings, 6 (33,3%) were successfully planted out: All of the four rooted stem units (100%) and two out of the five apical stem units (40%). The cuttings made from the middle stem units were perished. Micropropagation was tested on MS medium with various sterilization procedures. Four from the used 24 muds started to grow, but all were perished due to infection. None of the leaved stem units started to grow. The species can easily be propagated by cuttings, although micropropagation has been unsuccessful, the problem of mud sterilization has to be solved. In our opinion, a successful in-situ conservation and reintroduction require habitat restoration; creation and maintenance of open-watered, less competitive ponds.

Keywords: ex-situ conservation, Rosaceae, propagation, vulnerable, Őrség, Szőce

Érintettek percepcióinak feltárása egy védett ragadozómadarakkal kapcsolatos konfliktusban a Jászság SPA részvételi tervezési folyamata során

Fabók Veronika^{1,2}, Kovács Eszter^{1,2} és Kalóczkai Ágnes^{1,2,3}

¹Szent István Egyetem,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

²Environmental Social Science Research Group (ESSRG),
1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38.

³MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

e-mail: fabok.vera@essrg.hu

Összefoglaló: Kutásunkban a parlagi sassal (*Aquila heliaca*) és más védett ragadozómadarakkal kapcsolatos természetvédelmi konfliktusban részt vevő érintett csoportok percepcióit tártuk fel kvalitatív módszerekkel egy társadalmi részvételi folyamat során a Jászság Különleges Madárvédelmi Területen. A természetvédelmi konfliktus háttérében a mezei nyúl (*Lepus europaeus*) állomány csökkenésének problémája állt. A problémáról és annak okairól versengő értelmezéseket találtunk az érintett csoportok körében. A vadgazdálkodók és a természetvédelem képviselői egy véleményen voltak abban, hogy az apróvad állomány csökkenése jelentős mértékben élőhelyi probléma, amely emberi hatás, a jelenlegi mezőgazdasági gyakorlat miatt alakult ki. A vadgazdálkodók értelmezésében azonban ezen kívül a ragadozómadarak is jelentős szerepet játszottak a probléma kialakulásában. A gazdálkodók percepciója tért el leginkább a két másik csoportétól, ők egy külső tényezőt, az időjárást nevezték meg a probléma legfőbb okozójának. A részvételi folyamat mellett, hogy segített feltárni az eltérő percepciókat, lehetőséget adott az érintetteknek, hogy megismerjék és megértsék egymás eltérő értelmezéseit.

Kulcsszavak: ember-vadvilág konfliktus, természetvédelmi konfliktus, percepciók, társadalmi részvétel, Natura 2000 terület, védett ragadozómadarak

Bevezetés

Védett fajokkal kapcsolatos természetvédelmi konfliktusok

Egyes védett fajok és az emberek közötti interakciók gyakoribbá, s ezzel a potenciális konfliktusok is rendszeresebbé váltak az utóbbi időben. Az interakciók számának gyakoribbá válásában az emberi tevékenység szünet nélküli terjeszkedése is szerepet játszott, amely a fajok számára rendelkezésre álló élőhelyek kiterjedését csökkentette vagy degradálta. Számos védett faj populációinak növekedéséhez pedig a sikeres természetvédelmi programok, faj visszatelepítések járultak hozzá (Løe & Røskaft 2004, Barua *et al.* 2013). Ezen konfliktusok egyrészt a védett

fajokkal kapcsolatos földhasználati korlátozásokból fakadó bevételekiesés miatt alakulhatnak ki, másrészt számos védett faj egyedei közvetlenül is okozhatnak károkat mezőgazdálkodók terményeiben, állattartók állatállományában vagy vadgazdálkodók számára fontos vadállományban, sőt egyes esetekben akár a helyi lakosok életét is veszélyeztethetik (Dickman 2010, Barua *et al.* 2013). Azokat a konfliktusokat, amelyekben az ember és egyes fajok gyakorolnak hatást egymásra, gyakran ember és vadvilág (angol kifejezéssel human- wildlife) közötti konfliktusoknak nevezik (Redpath *et al.* 2013). Több tanulmány aláhúzza azonban, hogy az ember és a fajok közötti konfliktusok hátterében gyakran társadalmi csoportok közötti konfliktusok húzódnak meg (Dickman 2010). Az ember és a vadvilág közötti konfliktusok esetében is a természetvédelem céljainak és tevékenységeinek eltérő megítéléséről beszélhetünk, tehát definíció szerint ezen összeütközések is természetvédelmi konfliktusokként értelmezhetők (Redpath *et al.* 2013). Az Európában előforduló ember és vadvilág közötti konfliktusesetek között is találhatunk olyanokat, amelyek védett fajok vadállományt károsító hatása miatt kialakult konfliktusokról számolnak be. A kékes rétihéja (*Circus cyaneus*) védelme és a fogoly (*Perdix perdix*) (Bro *et al.* 2006), illetve a skót hófajd (*Lagopus lagopus scoticus*) vadászata körül kialakult konfliktusokat is ide sorolhatjuk (Thirgood & Redpath 2008).

Versengő percepciók, értelmezések a természetvédelmi konfliktusokban

A természetvédelmi konfliktusok kialakulásában gyakran az is fontos szerepet játszik, hogy a konfliktusban érintett csoportok a szóban forgó problémáról, jelenségről versengő értelmezésekkel, percepciókkal rendelkeznek. Adams *et al.* (2003) szerint a környezetpolitika érvei gyakran azért nem érik el kívánt hatásukat, mert azon a feltételezésen nyugszanak, hogy a természeti erőforrások használatával kapcsolatos problémák definíciója egyértelmű a különböző érintett csoportok számára, azokat mindenki hasonlóképpen értelmezi. A különböző érintett csoportok azonban gyakran eltérő percepciókkal rendelkeznek a szóban forgó problémáról, és ennek következményeként a megoldási lehetőségeket is különbözően képzelhetik el (Adams *et al.* 2003). Hunter (1989) egy, a Tahoe- tó medencében végzett esettanulmányában azt találta, hogy a problémáról alkotott percepciókat többek között a hiedelmek (beliefs) és az erkölcs befolyásolják. Az adott problémához kapcsolódó hiedelmeket és erkölcsi megfontolásokat pedig az korlátozza az általa kidolgozott modell szerint, hogy az emberek milyen „ontológiával” rendelkeznek, vagyis az, hogy mit tekintenek létezőnek a világban. Greider és Garkovich (1994) társadalmi konstrukcionista szemszögből a versengő értelmezések, percepciók egy más magyarázatát adják. Elméletük középpontjában a táj, mint szimbolikus környezet áll. A fizikai környezetben a különböző tájban élő csoportok saját ma-

gáról alkotott képe tükröződik vissza, több eltérő jelentést kölcsönözve annak. A csoportok meghatározott szemszögből, az értékek és a hiedelmek szűrőjén keresztül tekintenek a fizikai környezetre. A tájhoz kapcsolt jelentések társadalmi interakciók útján, folyamatos egyeztetések során jönnek létre, és meghatározzák a különböző szituációk és a környezet változásainak értelmezését is. Ez versengő értelmezésekhez vezet a természeti környezetben bekövetkező változásokról és arról, hogy ez milyen hatásokkal járhat az emberekre nézve. A környezet definíciójában, a táj értelmezésében a csoportok érdekei is megnyilvánulnak, és az a tájértelmezés válik dominánssá és határozza meg a társadalmi cselekvést, amely a legnagyobb befolyással rendelkező csoporthoz kapcsolható (Greider & Garkovich 1994). Egy másik megközelítés, amely szintén a valóságról alkotott eltérő felfogásokat magyarázza, a szociális reprezentáció elmélete. Az elmélet az individuális tudást és a hiedelmeket társadalmi eredetűnek tartja, a megközelítés szerint a valóság is társadalmi folyamatok során jön létre, azonban a pszichológiai folyamatoktól nem függetleníthető (Moscovici 1988). A szociális reprezentációk olyan a tájhasználatról alkotott társadalmi és mindennapi tudásformák, amelyek a csoport közös értékeit, hiedelmeit, fogalmait, magyarázatait, metaforáit foglalják magukba. A csoport tagjai a szociális reprezentációkat társas interakció és diskurzus során hozzák létre, úgy hogy az új fogalmat egy már létező kategóriarendszerbe illesztik be azért, hogy az ismeretlen dolognak értelmet adjanak és kezelhetővé tegyék. A reprezentációk egy meghatározott tudásfajtát igazolnak, miközben a valóság más, versengő értelmezéseit kizárják (Moscovici 1988, László 2000, Anderson *et al.* 2013).

A társadalmi részvétel szerepe a percepciók feltárásában és a társadalmi tanulásban

A társadalmi részvétel természetvédelmi döntéshozatalban való alkalmazása más normatív és pragmatikus előnyök mellett lehetőséget adhat az érintettek számára az egymás közötti kommunikációra, elősegítheti, hogy megtanulják értékelni egymás nézőpontjainak jogosságát, és hozzájárulhat ahhoz, hogy megtapasztalják az egymás iránti bizalmat. Ezen kívül alkalmat adhat a társadalmi tanulásra is (Reed 2008). Reed *et al.* (2010) úgy definiálja a társadalmi tanulást, amely akkor következik be, ha az egyéneken belül valamiféle változás indul el, amely új dolgok megértésében nyilvánul meg. Egy másik jellemzője, hogy olyan változást jelent, amely az egyéneken és a kis csoportokon túlmutat úgy, hogy a tanultakat a kis csoport tagjai továbbadják a társadalom szélesebb körének vagy azon gyakorlati közösségek (A gyakorlati közösségek (communities of practice) olyan közösségek, amelyek kölcsönösen érdekeltek abban, amit csinálnak, és rendszeres társas érintkezés útján sajátítják el, hogyan kell azt jobban csinálni (Wenger 1998)) tagjainak, ahova

tartoznak. A társadalmi tanulásra jellemző továbbá, hogy társas interakciókon keresztül valósul meg, amely megjelenhet egyszerű információátadás során, illetve deliberáció formájában is. Utóbbi során gondolatok és érvek cserélnek gazdát a résztvevők között, illetve percepciók és gondolatok formálódnak egymás meggyőzése által (Habermas 1981, Reed *et al.* 2010).

A Jászság Különleges Madárvédelmi Terület természeti, társadalmi és gazdasági viszonyai

A Jászság Különleges Madárvédelmi Terület (Jászság SPA) túlnyomórészt mezőgazdasági, kisebb részt erdőgazdálkodási hasznosítás alatt álló terület. A területen a szántók mellett található olyan szikes gyepfoltokat, amelyeket kaszálással vagy legeltetéssel hasznosítanak, illetve fellelhetünk vizes területeket is. A térség legfontosabb természeti értékei között vannak az olyan fokozottan védett ragadozómadár fajok, mint a parlagi sas (*Aquila heliaca*), a kerecsensólyom (*Falco cherrug*) vagy a kék vércse (*Falco vespertinus*) (Jászság TK TKT é.n., MME 2013). Főként ezen madárfajok védelme szolgáltatott okot arra, hogy a Jászság e területe a Natura 2000 hálózat részévé váljon. Az állami természetvédelmet a térségben a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, a civil természetvédelmet pedig a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület képviseli. A területen a legmeghatározóbb mezőgazdálkodási forma az intenzív szántóföldi gazdálkodás, mellette kisebb mértékben az állattartás is jellemző (VÁTI 2006). A mezőgazdálkodók számára fontos bevételt jelentenek a területalapú támogatások, s egy részük Natura 2000 kifizetést vagy agrár- környezetgazdálkodási támogatást is igénybe vesz. A területen több vadásztársaság is működik, az apróvad gazdálkodás a jellemző gazdálkodási mód. A legmeghatározóbb vadfajok a mezei nyúl (*Lepus europaeus*), a fácán (*Phasianus colchicus*) és az őz (*Capreolus capreolus*).

Módszerek

Az empirikus kutatás során az adatgyűjtésben és az elemzésben is kvalitatív módszereket alkalmaztunk (Heltai & Tarjáni 2004, Kvale 2005, Mason 2005). Az empirikus kutatást a Helicon LIFE + projekt (LIFE10NAT/HU/019) keretein belül végeztük a Jászság SPA fenntartási terv társadalmi egyeztetéséhez kapcsolódóan. 2012 szeptembere és decembere között 21 félig strukturált interjút készítettünk helyi érintettekkel (mezőgazdálkodókkal (9), természetvédelmi szakemberekkel (3), vadgazdálkodókkal (6), polgármesterekkel (2) és vízügyi szakértőkkel (1)). Az érintettek kiválasztása hólabda módszerrel, irányított mintavétellel történt (Patton 2002). Az interjúk a helyi érintettek természetvédelemmel, az apróvad fajokkal

illetve a ragadozómadarakkal kapcsolatos percepcióinak feltárására, valamint a csoportok között fennálló konfliktusok vizsgálatára irányultak. Az interjúk ezen túl az érintettek társadalmi részvételi folyamat iránti elkötelezését is szolgálták. A beszélgetésekről jegyzeteket készítettünk. A fenntartási terv első változatának elkészültével két moderált egyeztető fórumot tartottunk 2013 májusában és júniusában, amely során az érintettek információkat kaphattak a Helicon LIFE + programról, a Natura 2000 hálózatról és az agrár- környezetgazdálkodási programokról, illetve a tervezők ismertették a területre vonatkozó természetvédelmi előírásokat, s lehetőség volt kérdések feltevésére és vélemény formálásra is. Mindkét fórumon – több kérdésben is – párbeszéd alakult ki az érintettek és a tervezők között, az érintettek javaslatai pedig beépítésre kerültek a terv következő változatába. A két egyeztető fórum hanganyagát rögzítettük, és szó szerinti átiratot készítettünk belőle. A fórumokat követően, 2013 júliusában további 4 interjút készítettünk helyi érintettekkel (mezőgazdálkodókkal (2), vadgazdálkodókkal (2)), illetve készült egy csoportos interjú a tervezőkkel is. Az utóbb készített interjúk célja az érintettek részvételi folyamattal kapcsolatos tapasztalatainak, véleményének, egyéb visszajelzéseinek összegyűjtése volt. Ezekről az interjúkról is készítettünk jegyzeteket. Az interjúkról készített jegyzeteket és a fórumok hanganyagából készített átiratokat kvalitatív tartalomelemzésnek vetettük alá Nvivo tartalomelemző szoftver segítségével, amely során a konfliktusok mögötti percepciókat emergens (szövegből felmerülő) kódok alapján tártuk fel (Mayring 2000).

Eredmények

A társadalmi részvételi folyamat első lépéseként készített interjúk során több, az érintett csoportok között fennálló konfliktust is feltártunk, amelyek a tervezési terület tájhasználatát érintették. Az apróvad állomány csökkenésének problémájában három csoport is érintett volt. A vadgazdálkodók és a természetvédelmi szakemberek is problémaként ítélték meg a negatív trendet, az előbbieknél fontos bevételi forrásuk származott az apróvad fajok vadászatából, az utóbbiak számára pedig az apróvad fajok a területen élő fokozottan védett faj, a parlagi sas (*Aquila heliaca*) fontos táplálékát jelentették (Kovács *et al.* 2005, Horváth *et al.* 2011). A harmadik csoport a mezőgazdálkodók voltak, akik többsége szintén megemlítette problémaként az apróvad állomány csökkenését. Bár a probléma létezésében egyetértettek, a három csoport tagjai különbözőképpen értelmezték a jelenség okait, eltért a véleményük arról, hogy milyen tényezők kombinációi okozhatták a problémát. A természetvédelmi szempontból legjelentősebb konfliktus a vadgazdálkodók és a természetvédelem képviselői között alakult ki a ragadozómadarak

szerepének eltérő értelmezése miatt. A kérdésben a tudományos eredmények is megosztóak voltak.

Vadgazdálkodók percepciói az apróvad állomány csökkenése kapcsán

A vadgazdálkodók számára jelentős nehézséget okozott az, hogy meglátásuk szerint az apróvadak száma, különösképpen a mezei nyúl állománya évek óta csökkenő tendenciát mutatott. Bár számos tényezőt tartottak fontosnak, a vadgazdálkodók percepciója az volt, hogy ezt a problémát legnagyobb mértékben az élőhelyek eltűnése okozta, amelyet a gazdálkodók tevékenységének tulajdonítottak. Szerintük a tájhasználat átalakulásában nagy szerepe volt a mezőgazdasági támogatóknak, amelyek ösztönzésére a gazdálkodók megpróbálták földterületük minél nagyobb részét szántóként hasznosítani, s így átalakították az apróvad fajoknak élőhelyet biztosító füves mezsgyéket, út menti területeket, patak- és árokparkokat, fasorokat.

„gazdálkodók mindent beszántanak...már egyirányúak az utak, olyan keskenyek” (vadgazdálkodó interjú)

Az apróvad állomány egy vadbiológusok, Bíró *et al.* (2013) által készített tanulmány szerint is csökkent, és bár a kutatás szerint a jelenség oka komplex (például az időjárás szélsőségei, táplálékhiány, túlhasználat, természetes fluktuáció), a negatív trend kialakulásában az intenzív, monokultúrás, nagyméretű táblákon működő mezőgazdaság működése miatt fellépő élőhely pusztulás, a szegélyek, bokrosok, mezsgyék, fasorok eltűnése is jelentős hatótényező.

A vadgazdálkodók értelmezésében az apróvad állomány csökkenésében az élőhelyek csökkenésén túl a ragadozómadarak szerepe is jelentős volt. Azt feltételezték, hogy a parlagi sas, az egerészölyv (*Buteo buteo*) és a barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) populációi jelentősen gyérítették az apróvad állományt. Véleményük szerint a ragadozómadarak száma már meghaladta a terület eltartóképességét. Főként az egerészölyv állományt tartották túlzott mértékűnek, és úgy érzékelték, hogy az folyamatosan növekszik. A ragadozómadarak ilyen mértékű elszaporodásáért a vadgazdálkodók a természetvédelmet okolták.

„gyakran túlzásokba esnek a nemzeti parkosok...túlzott az állatvédelem” (vadgazdálkodó interjú)

Az előzőleg hivatkozott, vadgazdálkodási szakértők által készített vizsgálat kiemeli, hogy nem rendelkezünk elég tudással a ragadozómadarak apróvad állományra gyakorolt hatásáról. A tanulmány szerint ugyanis azok a természetvédelmi oldalról elhangzó vélemények, amelyek az egerészölyv és a barna ré-

tihéja apróvadra gyakorolt csekély hatását a táplálékvizsgálatokkal igyekezzenek alátámasztani, nem vesznek figyelembe minden tényezőt a kérdésben. A szerzők szerint a védett ragadozók táplálékvizsgálatai alapján nem lehet a prédefajok állománydinamikájára következtetni, vagyis ez alapján nem lehet minden kétséget kizáróan megállapítani, hogy a ragadozómadarak mekkora hatással vannak az apróvad állományra. A hatás vizsgálatára a tanulmány szelektív ragadozómentesítési kísérleteket javasol (Bíró *et al.* 2013).

Természetvédelmi szakemberek percepciói az apróvad állomány csökkenése kapcsán

A természetvédelmi szakemberek egyetértettek a vadgazdálkodókkal abban, hogy az apróvad állomány csökkenésének az élőhely pusztulás volt az egyik legfontosabb oka. A ragadozómadarak hatásával kapcsolatban azonban eltért a véleményük, meglátásuk szerint a ragadozómadarak megfelelő élőhelyi viszonyok mellett együtt tudnak élni az apróvad állománnyal, szerintük azok nem voltak akkora hatással a vadállományra, mint ahogy a vadgazdálkodók állították.

A természetvédelmi szakemberek ezen állításait tudományos eredmények is alátámasztják. Az egerészölyv és a barna rétihéja táplálkozásáról rendelkezésre álló tudományos eredmények megkérdőjelezik a két faj apróvad állományra gyakorolt jelentős hatását, a vizsgálatok szerint a két faj táplálékának jelentős részét nem az apróvad fajok teszik ki (Kalotás 1982, 1985, Tóth 2003). Az egerészölyv és a barna rétihéja állományának –a Magyar Madártani Egyesület Mindennapi Madaraink Monitoring programja keretében történt – felmérése alapján pedig a két faj országos állománya nem volt túlzott méretű és nem növekedett, számuk stabil volt 1999 és 2010 között ([http1](#), [http2](#)). A hazai parlagi sas állomány valóban növekedést mutatott az elmúlt évtizedekben főként a természetvédelmi erőfeszítéseknek köszönhetően. Az 1980-as években tapasztalt minimumhoz képest, amely 20 pár volt, állományuk 2010-re 120 párra növekedett, ebből a Jászság SPA területére 8 pár esett (MME 2010, Horváth *et al.* 2011, Kovács *et al.* 2011). A parlagi sas táplálék preferenciája ugyan nem volt vitás kérdés, és az erről készített vizsgálatok azt mutatták, hogy az apróvad fajok jelentős részét teszik ki a sas táplálékának (Horváth *et al.* 2010), ennek ellenére a természetvédelmi szakemberek a parlagi sast sem tekintik jelentős tényezőnek az apróvad állomány problémájában.

Mezőgazdálkodók percepciói az apróvad állomány csökkenése kapcsán

A mezőgazdálkodók értelmezése szerint az apróvad állomány csökkenését leginkább az utóbbi évek szélsőséges időjárása (hirtelen váltakozó aszály és belvíz) idézhette elő, illetve úgy látták lehetett benne szerepe a ragadozóknak, köztük a ragadozómadaraknak is. Meg kell említeni azonban, hogy azok a gazdálkodók,

akik vadásztak, az okokat komplexebben látták, megemlítették például az élőhely problémát is.

„...sem a sok víz, sem az aszály nem kedvez a populáció növekedésének. Egyre szélsőségesebb az időjárás.” (mezőgazdálkodó interjú)

A gazdálkodók véleménye egyébként nem volt egységes a ragadozómadarokról, míg a baromfik veszélyeztetése miatt rossz véleménnyel voltak róluk, addig amiatt hasznosnak tartották őket, hogy a terményt károsító rágcsálókat és apróvadakat is elpusztítják.

Értékelés

A társadalmi részvételi folyamat második szakaszában fórumokat szerveztünk, ahol az érintetteknek lehetősége nyílt az egymással és a tervezőkkel való kommunikációra. A tervezők a fórumok előtt megismerhették a konfliktuselemzés eredményeit és a kommunikációs tervet is (A tervezőket is a természetvédelmi szakemberek csoportjába tartozónak tekintettük, mivel percepcióikat tekintve sok hasonlóságot mutattak a helyi természetvédelmi szakemberekkel és szervezeti hovatartozásuk is részben átfedett velük.). A tervezők előadásaik során sok kérdésre reflektáltak, amelyek az interjúk tanulságai alapján vitás pontoknak bizonyultak. Kifejtették például, hogy a területen a parlagi sas állományát már nem kívánják növelni, mert az elérte a terület eltartóképességét, ezért a cél az egészséges állomány fenntartása. Kiemelték továbbá, hogy fontos céljuk az apróvad állomány helyzetének javítása, amelyet az élőhelyek javításán keresztül tartanak kivitelezhetőnek, és amelyben a vadgazdálkodók együttműködésére számítanak. A tervezők a fenntartási tervben az érintett csoportok részvételével területhasználati ajánlásokat dolgoztak ki az élőhelyek javítására, illetve pénzbeli ösztönző rendszer kidolgozására is tettek javaslatot (Jászság Magas Természeti Értékű Terület). A pénzbeli ösztönző kidolgozásától a tervezők azt remélik, hogy a gazdálkodók az apróvad fajok szempontjából kedvezőbb tájhasználati döntéseket hoznak a jövőben. A fórumok során párbeszéd alakult ki a vadgazdálkodók és a természetvédelmi szakemberek között az apróvad állomány védelmének fontosságáról, amely során a vadgazdálkodók üdvözölték a természetvédők által javasolt tájhasználati előírásokat. A folyamat ilyen módon lehetőséget adott arra, hogy a két csoport megismerje egymás percepcióit, értelmezéseit a problémáról és felismerje közös érdekét.

„Nagyon örülök annak, hogy végre eljutottunk odáig, hogy a természetvédelem felfogta, megértette azt, nem elég a ragadozót védeni, mert ha védjük a ragadozót és elfogy alóla a kaja, előbb utóbb vagy elpusztul, vagy elmegy.” (vadgazdálkodó, 1. fórum)

„Mi is nagyon örülünk, hogy a vadászok is kezdik felfogni, hogy nem elég megvédeni a nyulat a nem humán ragadozóktól, hanem az élőhelyet is meg kell védeni, amin a nyúl él, ebben dolgozzunk együtt!” (természetvédelmi szakember, 1. fórum)

Bár a ragadozómadarak kérdésében nem jutott konszenzusra a két érintett csoport, véleményünk szerint a területen elkezdődött egy társadalmi tanulási folyamat, amely során az érintettekben változás indult el, az érintettek tanultak egymás szemléletmódjáról, érdekeiről, értelmezéseiről és azonosíthatnak közös pontokat is.

Köszönetnyilvánítás – A kutatást az Európai Bizottság által támogatott HELICON LIFE + projekt (LIFE10NAT/HU/019) finanszírozta. A részvételi folyamat és a kutatás az ESSRG Kft. megbízásában valósult meg. A Szent István Egyetem kutatásban részt vevő kutatóit a Kutató Kari Kiválósági Támogatás (8526-5/2014/TUDPOL, 9878/2015/FEKUT) támogatta. Köszönetet szeretnénk mondani az ESSRG kutatócsoport tagjainak a módszertan fejlesztéséért, az MME természetvédelmi szakértőinek (Horváth Márton, Králl Attila, Tóth Péter és Nagy Dénes) és Szemethy Lászlónak együttműködésükért és szakmai véleményükért. Köszönjük a SZIE és a BCE diákjainak (Nagy Gyula és Tóth Viktória) az interjúzásban nyújtott segítséget. Végül, de nem utolsósorban köszönjük interjúalanyainknak és a fórumokon részt vevőknek, hogy megosztották velünk véleményüket.

Irodalomjegyzék

- Adams, W. M., Brockington, D., Dyson & Vira, J., B. (2003): Managing Tragedies: Understanding Conflict over Common Pool Resources. – *Science* **302**(5652): 1915–1916.
- Anderson, N. M., Williams, K. J. H. & Ford, R. M. (2013): Community perceptions of plantation forestry: The association between place meanings and social representations of a contentious rural land use. – *J. Environ. Psychol.* **34**: 121–36.
- Barua, M., Bhagwat, S. A. & Jadhav, S. (2013): The hidden dimensions of human–wildlife conflict: Health impacts, opportunity and transaction costs. – *Biol. Conserv.* **157**: 309–316.
- Bíró, Zs., Szemethy, L., Heltai M., Csányi, S., Szabó, L., Patkó, L. & Ujhegyi, N. (2013): *Az apróvad állomány és a ragadozógazdálkodás helyzete Magyarországon*. – Kézirat. Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő
- Bro, E., Arroyo, B. & Migot, P. (2006): Conflict between grey partridge *Perdix perdix* hunting and hen harrier *Circus cyaneus* protection in France: a review. – *Wildlife Biol.* **12**: 233–247.
- Dickman, A. J. (2010): Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human–wildlife conflict. – *Anim. Conserv.* **13**: 458–466.

- Greider, T. & Garkovich, L. (1994): Landscapes: The social construction of nature and the environment. – *Rural Sociol.* **59**: 1–24.
- Habermas J. (1981): *The theory of communicative action: reason and the rationalization of society.* – Volume 1. Beacon Press, Boston, Massachusetts, USA.
- Heltai, E. & Tarjáni, J. (2004): A mélyinterjú készítése és elkövethető hibák forrásai. – In: Letenyei, L. (szerk.): *Településkutatás.* L'Harmattan Kiadó, Budapest. pp. 501–544.
- Horváth, M., Szitta, T., Firmánszky, G., Solti, B., Kovács, A. & Moskát, C. (2010): Spatial variation in prey composition and its possible effect on reproductive success in an expanding eastern imperial eagle (*Aquila heliaca*) population. – *Acta Zool. Hung.* **56**(2): 187–200.
- Horváth, M., Demeter, I. Fatér, I. Firmánszky, G., Kleszó, A., Kovács, A., Szitta, T., Tóth, I., Zalai, T. & Bagyura, J. (2011): Population Dynamics of the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Hungary between 2001 and 2009. – *Acta Zool. Bulgar.* **3**: 61–70.
- Hunter, S. (1989): The roots of environmental conflict in the Tahoe Basin. – In: Kriesberg, L., Terrell, A., Northrup, & Thorson, S. J (Eds.): *Intractable Conflicts and Their Transformation.* Syracuse, NY: Syracuse University Press, pp. 25–40.
- Jászság TK TKT: Jászsági Tájvédelmi Körzet Természeti Kezelési Terve: tervezet, é.n., Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen
- Kalotás Zs. (1982): Adatok az egerészölyv (*Buteo buteo*) táplálkozásához. – *Állattani Közlem.* **69**: 111–117.
- Kalotás Zs. (1985): Újabb adatok az egerészölyv (*Buteo buteo*) táplálkozásához. – *Állattani Közlem.* **72**: 85–93.
- Kovács, A., Demeter, I., Horváth, M., Fülöp, Gy., Frank, T. & Szilvácsku, Zs. (2005): *Imperial Eagle Management Guidelines.* – MME / BirdLife Hungary, Budapest.
- Kovács, A., Demeter, I. Fatér, I., Bagyura, J., Nagy, K., Szitta, T., Firmánszky, G. & Horváth, M. (2011): Current Efforts to Monitor and Conserve the Eastern Imperial Eagle *Aquila heliaca* in Hungary. – *Ambio* **37**(6): 457–459.
- Kvale, S. (2005): *Az interjú. Bevezetés a kvalitatív kutatás interjútechnikáiba.* – József Kiadó, Budapest, 288 pp.
- László J. (2000): A szociális reprezentáció járványtanáról – *Replika* **41–42**: 289–300.
- Løe, J. & Røskaft E. (2004): Large carnivores and human safety: A review. – *Ambio* **33**: 283–288.
- Mason, J. (2005): *A kvalitatív kutatás.* – József Kiadó, Budapest, 208 pp.
- Mayring, P. (2000): Qualitative Content Analysis. Forum: *Qualitative Social Research.* – Vol. 1. No. 2.
- Magyar Madártani Egyesület (MME) (2010): *Conservation of imperial eagles by managing human-eagle conflicts in Hungary.* – LIFE+ Nature & Biodiversity Technical Application Forms Part A, administrative information
- Magyar Madártani Egyesület (MME) (2013): *Javaslat a Jászság Magas Természeti Értékű Terület (MTÉT) megvalósítására,* Budapest
- Moscovici, S. (1988): Notes Towards a Description of Social Representations. – *Eur. J. Social Psychol.* **18**: 211–250.
- Patton, M. Q. (2002): *Qualitative Research and Evaluation Methods.* – Third edition. Sage Publications. United States, 688 pp.
- Redpath, S. M., Young, J., Evely, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A., Amar, A., Lambert, R. A., Linnell, J. D. C., Watt, A. & Gutiérrez, R. J. (2013): Understanding and managing conservation conflicts. – *Trends Ecol. Evol.* **28**(2): 100–109.
- Reed, M. S. (2008): Stakeholder participation for environmental management: A literature review. – *Biol. Conserv.* **141**: 2417–2431

- Reed, M. S., Evely, A. C., Cundill, G., Fazey, I., Laing, A., Newig, J., Parrish, B., Prell, C., Raymond, C. & Stringer, L. C. (2010). What is Social Learning? – *Ecol. Soc.* **15**: 1.
- Thirgood, S. & Redpath, S. (2008): Hen harriers and red grouse: science, politics and human–wildlife conflict. – *J. Appl. Ecol.* **45**: 1550–1554.
- Tóth L. (2003): *A vadgazdálkodás, vadászat szempontjából fontos ragadozó madarak és zsákmányállataik hosszútávú, terepi felvételezéseken alapuló monitorozása.* – SZIE Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, FM részjelentés.
- VÁTI (2006) *Jászsági fejlesztési koncepció, stratégiai és operatív program, 2007-2013, Helyzetfeltárás-Koncepció, Tervezet* – VÁTI Magyar Regionális Fejlesztési és Urbanisztikai Közhasznú Társaság, Budapest
- Wenger, E. (1998) *Communities of practice: learning, meaning, and identity.* – Cambridge University Press, New York.

Internetes hivatkozások

http1: http://www.mme.hu/a_jovo_ev_egyik_eselyes_madara_segitseget_ker

http2: <http://www.mme-monitoring.hu/prog.php?datid=56>

Revealing stakeholder perceptions in a human- wildlife conflict during a public participation process in the Jászság SPA

Veronika Fabók^{1,2}, Eszter Kovács^{1,2} and Ágnes Kalóczkai^{1,2,3}

¹*Szent István Univesity,*

H-2100 Gödöllő, Páter Károly str. 1, Hungary

²*Environmental Social Science Research Group (ESSRG),*

H-1024 Budapest, Rómer Flóris str. 38, Hungary

³*HAS Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany,*

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

e-mail: fabok.vera@essrg.hu

In this paper we used qualitative methods to examine the perceptions of different stakeholder groups in a human- wildlife conflict that emerged around the imperial eagle (*Aquila heliaca*) in the Jászság Special Protection Area during a public participation process. The conflict addresses the problem of the declining population of a small game species, the european hare (*Lepus europaeus*). During the conflict the stakeholder groups had a different understanding of the problem and its causes. The public participation process helped to reveal the different perceptions of the stakeholders and enabled them to learn about and to understand each other's perspectives.

Keywords: human- wildlife conflict, conservation conflict, perceptions, public participation, Natura 2000 site, protected birds of prey species

Természetvédelem és kutatás hazánk egyik legnagyobb gyurgyalag (*Merops apiaster* Linnaeus, 1758) költőtelepén

Fuisz Tibor István¹, Vas Zoltán¹, Kőrösi Ádám², Pereszlényi Ádám¹,
Túri Katalin³, Urbán Sándor³ és Karáth Kata⁴

¹Magyar Természettudományi Múzeum,
1088 Budapest, Baross u. 13.

²MTA-ELTE-MTM Ökológiai Kutatócsoport,
1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C

³Jászkun Természetvédelmi Egyesület,
5001 Szolnok Pf. 188.

⁴Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar,
1078 Budapest, István u. 2.
e-mail:fuisz@nhmus.hu

Összefoglaló: Az albertirsai Golyófogó-völgyben található gyurgyalag kolónia több száz méteres löszfalon létesült. Az állomány nagyságát évtizedek óta nyomon követik a helyi természetvédők, az utóbbi években a Jászkun Természetvédelmi Egyesület koordinálásával végzik az állományfelmérést a fal teljes területén. Az egyesület a partfal és a hozzátartozó öthektáros löszgyep megvásárlása után környezetrekonstrukciós munkát kezdett 2003-tól, majd 2009-ben a löszfal rekonstrukcióját is elvégezték. A korábban személtlerakóként üzemelő bányaudvarban a löszfal felújítását a gyurgyalagok számára kedvező lejtésszög kialakítása és a rajta megtelepedett növényzet eltávolítása révén érték el. Az élőhely-rekonstrukció hatására a 2000-es évek elején 30–50 gyurgyalag párra csökkent helyi állomány növekedésnek indult; 2010-től rendszeresen 200 feletti pár fészkelte itt. A gyurgyalag állományváltozása mellett a fiókák számára hordott rovarokat is felmértük. A mezőgazdasági művelésbe vont területekkel és rétekkel körülvett albertirsai telepénél a hártványasszárnyúak alkották a táplálék felét, emellett a szitakötők, egyenesszárnyúak és kétszárnyúak hasonló, 10% körüli arányban szerepeltek a táplálékban. A terület botanikai érdekességeit, a gyűrűzött és észlelt madárfajok listáját is közöljük.

Kulcsszavak: Meropidae, élőhely-rekonstrukció, táplálék-összetétel, ektoparaziták

Bevezetés

A gyurgyalag (*Merops apiaster*) a Meropidae család egyetlen hazai képviselője, szigorúan rovarévo, vonuló, üregekben, telepesen költő faj. Egy újabb keletű vizsgálat (Kerényi & Ivók 2013) bizonyította, hogy a növényzettel kevésbé benőtt, nagy dőlésszögű terepet keresi fészkeléshez. Táplálékát ízeltlábúak alkotják, amelyeknek túlnyomó többségét röptében szerzi meg (Snow & Perrins 1998). Még

a legjobban repülő rovarokat, például a szitakötőket és szendereket is ügyesen, csodálatos hatékonysággal kapja el (Fintha 1968). Bár étrendjén minden repülő rovar szerepel, a gyurgyalag hártájszárnyú specialista, a más madarak által kisebb mértékben fogyasztott fullánkfos rovarokat is előszeretettel fogyasztja (Snow & Perrins 1983); azok fullánkját a faágakhoz ütögetve távolítja el, és egyúttal így öli meg a prédát.

Észak-Afrikától Dél- és Kelet-Európán át Kasmírig nyúló elterjedési területe (Cramp 1998, Snow & Perrins 1998) lefedi a Kárpát-medencét is. Egy kisebb populációja Dél-Afrikában költ (Fry 1984). A faj elterjedésének északi határa nagyjából egybeesik a 21°C-os júliusi izoterm-vonallal (Fry 1984). Az 1920-as évektől a gyurgyalag Európában északi és nyugati irányban terjed (Fry 1984, Cramp 1998). Ez a faj hazánkban az 1950-es évekig ritka költő volt, 1940 előtt a Duna, Dráva és Balaton közti területen fészkel (Radványi 1938, Keve 1949), majd innen kezdődött a faj északnyugati irányba történő áreaexpansziója. Mára a gyurgyalag hazánk homokos, löszös területein mindenütt elterjedt, állományának zöme Zala, Baranya, Komárom-Esztergom, Tolna, Fejér, Pest, Borsod-Abaúj-Zemplén és Szabolcs-Szatmár-Bereg megyékben költ (Gyurác *et al.* 2013). Az Európában honos állomány nagyságát 480.000 párra teszik (BirdLife International 2004, 2013), míg a hazai populáció nagyságát 10.600–19.600 párra becsülik (Gyurác *et al.* 2013). A Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) keretében végzett állományfelmérések tanúsága szerint a faj hazánkban csökkenő tendenciát mutat (Szép *et al.* 2012). A gyurgyalagpárok túlnyomó többsége, mintegy 92%-a kicsi, 20 párnál kevesebbet számláló kolóniákban él, mindössze az összes telep 1–3%-án fészkel 50-nél több pár (Nagy *et al.* 2008). Az 1949-ben folytatott országos állományfelmérés adatai alapján Szíjj (1955) kiemelte, hogy bár Simontornya mellett egy 400 pár feletti kolóniát találtak, a vizsgált 59 kolónia közül 55 (93.22%) telepen 50-nél kevesebb pár költött.

Ebből a szempontból hazánkban kivételes az albertirsa gyurgyalagtelep, ahol az utóbbi években rendszeresen 200 feletti pár fészkel. Munkánkban áttekintjük az albertirsa gyurgyalagtelep és környékének élőhely-rekonstrukcióját, a gyurgyalagállomány alakulását az utóbbi évtizedekben, és sorra vesszük a területen végzett madártani, botanikai, faunisztikai kutatások, felmérések eddigi eredményeit.

Az albertirsa Golyófogó-völgy élőhely-rekonstrukciója, és annak hatása a gyurgyalag állományra

Albertirsa település egy Kelet-Nyugat irányú széles, lapos völgyben fekszik a Gerje-patak völgyében, Pest megyében, melyet délről a kiskunsági homokvidék nyúlványai, északról pedig a Monor-Irsai halomvidék határolnak. Ez a halomvidék

a gödöllői dombvidék déli, délkeleti végződéseként mélyen benyúlik az Alföldre, átmenetet képezve az Alföld és az Északi-középhegység között. A Gerje-patakhoz legközelebbi, legdélebbre eső völgye a Golyófogó-, más néven az Első-völgy. Az albertirsai Golyófogó-völgyben a jégkorszakban felhalmozódott löszbe bevágódott eróziós völgy falai természetes fészkelési lehetőséget biztosítanak a partfalakba mélyített üregekben költő madárfajoknak. Emellett a hagyományos tájhasználat során a vályogkészítéshez használt lösz kitermelése után maradt gödrök, a bevágódott mély szekérutak, majd később a település közelében 1960-as években létesített 4-es számú főút építkezéséhez kitermelt lösz után maradt partfalak további ember alkotta fészkelőhelyeket biztosítottak. Ennek köszönhetően az 1970-es évekre a partfalban költő gyurgyalag kolónia létszáma megnőtt, de a 21. század elejére a zavarásnak, illetve a falak természetes eróziójának, leomlásának, növényekkel történő betelepülésének köszönhetően a gyurgyalagok száma alaposan megcsappant. 2003-ban és 2005-ben a Golyófogó-völgyben egy öthektáros löszgyep és a hozzátartozó partfal megvásárlása révén a Jászkun Természetvédelmi Egyesület lett a terület gazdája (Urbán *et al.* 2013). Az egyesület a gyurgyalagok számára előnyös, gazdag rovaráplálékot nyújtó természetes környezet megóvását, természetbarát kezelést, a területhez tartozó szántóföld gyurgyalagok számára előnyös hasznosítását célozta meg. A tudatos kezelés az invazív növények visszaszorítását, és a természetes lösznövényzet életfeltételeinek javítását tűzte ki feladatul. 2009. április 5–17 között, tehát a gyurgyalagok fészkelésének kezdete előtt végrehajtották a löszfal rekonstrukcióját. A bányaudvar korábban személtelrakóként használt területét megtisztították, és a fal dőlésszögét a gyurgyalagok számára kedvező, csaknem a talajra merőleges állapotba hozták. A gyurgyalagok fészkelésének elősegítésére a falat borító növényzetet is eltávolították. Az itt fészkelő gyurgyalagok számára a vadászatukat elősegítendő a bányaudvarba a környéken, erdőtisztítás során kitermelt, 4–5 méter magas, ágas-bogas akác (*Robinia pseudoacacia*) fatörzseket ástak be, amelyek ülőhelyet biztosítanak a madarak számára.

A terület botanikai értékei és természetvédelmi célú kezelése

A gyurgyalag kolóniának otthont adó partfal kezelése mellett a terület botanikai értékeinek és természetes növényvilágának megőrzésére is törekednek a természetvédők, hogy ezzel biztosítsák a helyi állat- és növényvilág ritka és értékes elemeinek megőrzését. A terület gyurgyalagok szempontjából érdekes botanikai vonatkozásait Túri Katalin (2013) dolgozta fel diplomamunkájában.

A löszvidéken évszázadok óta jellemző az extenzív mezőgazdasági, ezen belül is szántóföldi növénytermesztés, amit az 1900-as évek közepétől intenzív művelés váltott fel. A gyurgyalagtelep közelében szántóföldi növénytermesztés és

gyümölcsös hasznosítás egyaránt jellemző. Manapság gabonafélék és napraforgó termesztése a jellemző ebben a térségben. A nagyüzemi növénytermesztés monokulturái kedvezőtlen táplálékkínálatot nyújtanak a rovarevő madarak számára, szinte kizárólag a napraforgó vonz a gyurgyalagok számára könnyen kiaknázható, elég bőséges rovarkínálatot. Sajnos a gyurgyalagok számára fontos rovarokat csalogató lucerna termesztése nem volt elterjedt korábban ezen a környéken.

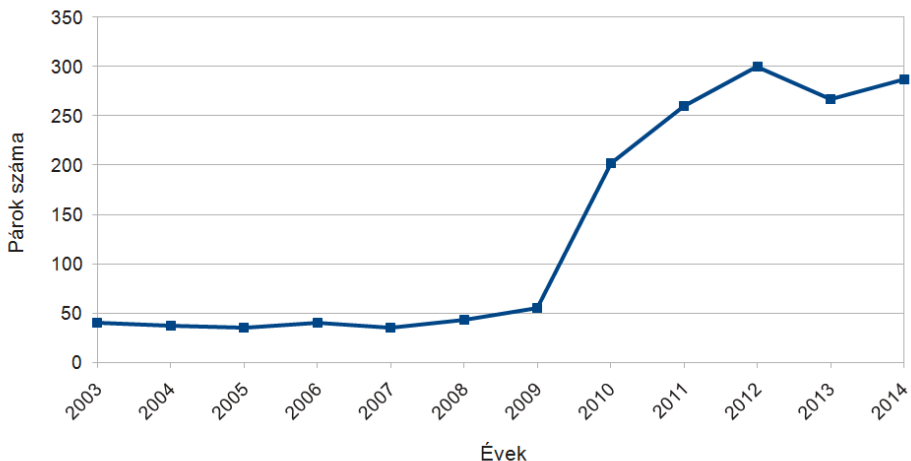
A gyurgyalagok táplálékforrásának biztosítása érdekében a Jászkun Természetvédelmi Egyesület a közönséges mézontófü (*Phacelia tanacetifolia*) termesztésével próbálkozott. Az egyesület tulajdonában lévő, a gyurgyalagtelep felett elhelyezkedő 3 hektáros szántóterületen vetették el a növény. Mivel a virágzás idején hatalmas rovar tömeg élt a növényzeten, a kezdeti próbálkozások sikeresnek tűntek. Azonban a mézontófü virágzása viszonylag korán, május második felében történik, amikor a gyurgyalagok fiókái még nem kelnek ki. A fiókanevelés idejére az elvirágzott növények már nem vonzanak nagy tömegű rovar. Ezért az utóbbi években inkább az évelő takarmány lucerna (*Medicago sativa*) vetésével és késői kaszálásával javítják a gyurgyalagok rendelkezésére álló táplálékforrást.

A löszvölgy meredekebb, műveletlen oldalán, elsősorban a Golyófogó-völgy déli és északi oldalán fajgazdag, természetes löszpusztarét növényzet tenyészik, melynek összesített területe 15–20 hektár. Ennek a virágos növényei kora tavasztól ősziig, azaz a gyurgyalagok teljes itt tartózkodása során kiváló táplálékforrást biztosítanak a környék rovarvilágának. A kedvező, fészkelésre alkalmas lösz partfal mellett az itt élő rovarok gazdag kínálata teremt lehetőséget egy ilyen létszámú kolónia sikeres költéséhez. A lösznövényzet és a benne található cserjés foltok fontos élőhelyei az egyenesszárnyú rovaroknak, poloskáknak, bogaraknak és hártvászárnyúaknak, lepkéknek. Az élőhely botanikai rekonstrukciója keretében az invazív özönnövények és gyomok visszaszorítását tűzték ki célul: az akác (*Robinia pseudoacacia*), a bálványfa (*Ailanthus altissima*), az ördögceréna (*Lycium barbarum*) és a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) állományát próbálják csökkenteni a területen. A terület kezelése során a bányaudvarban rendszeresen eltávolítják a füavart, mivel az elhalt növényi szerves anyag akadályozza az eső talajba szivárgását, és csökkenti a löszgyep fajgazdagságát. A teljesség igénye nélkül a területre jellemző fajok: évelő rekenyő (*Rapistrum perenne*), koloncos legyezőfü (*Filipendula vulgaris*), egyenes pimpó (*Potentilla recta*), csattogó számóca (*Fragaria viridis*), szártalan csüdfü (*Astragalus exscapus*), zászlós csüdfü (*Astragalus onobrychis*), homoki baltacim (*Onobrychis viciaefolia*), magyar kutyatej (*Euphorbia nicaeensis glareosa*), karcsú orbáncfü (*Hypericum elegans*), csuklyás ibolya (*Viola ambigua*), sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*), nyúlánk kakukkfü (*Thymus marschallianus*), ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*), macskafarkú fürtösveronika (*Pseudolysimachion spicatum*), útszéli imola (*Centaurea*

biebersteinii), ékes vasvirág (*Xeranthemum annuum*), kései pitypang (*Taraxacum serotinum*). A terület rekonstrukciójának sikerét egyetlen védett növényfaj, a szártalan csüdfű (*Astragalus exscapus*) állományának látványos megerősödésével szeretnénk bemutatni. A löszgyep kezelése előtti időben – időjárástól függően – 600–1000 példány csüdfű élt a területen. A 2003-as évtől kezdődően végzett munkák eredményeként 2012-ben már 2820 virágzó példány volt számolható.

A gyurgyalag állományváltozása

A Jászkun Természetvédelmi Egyesület az 1970-es évektől követi nyomon a gyurgyalagpárok számának alakulását (Urbán *et al.* 2013). Az 1970-es években számuk 150–180 pár körül ingadozott. A völgyet az 1980-as években már szemétkerakóként használták, és az állomány 100 körüli párra zsugorodott. A mélypont a 80-as évek végére tehető, amikor mindössze 25–30 pár költött az albertirsai telepen. Átmeneti javulás után a 2000-es évek elejére az állomány mindössze 40 pár körüli értéken állandósult. A 2003-as területvásárlást követően a növényzet kezelése, a beülőfák kihelyezése, és 2009-ben a mintegy 310 méter hosszú, átlagosan 5–6 m, legmagasabb pontján 11 m-t meghaladó magasságú partfal kialakítása optimális feltételeket teremtett a gyurgyalagok számára. Az itt fészkelő állomány változását az 1. ábra mutatja be. Feltűnő, hogy az állomány nagysága a rekonstrukciót követő évben, 2010-ben a négyszeresére nőtt, és a költőpárok száma 280–300 körüli értéken stabilizálódott. Érdeemes megjegyezni, hogy a lösz-



1. ábra. Az albertirsai löszfalban fészkelő gyurgyalag párok számának alakulása.

falon 2009-ig vörös vércse (*Falco tinnunculus*) is költött. Ez a faj a rekonstrukció után öt évvel 2014-ben újra költött, és 4 fiókát repített ki a pár. A függelékben a löszfalon költő, illetve a 2012-től végzett gyűrűzés és ektoparazitológiai vizsgálatok során észlelt madarak listáját ismertetjük (1. függelék az online függelékben [OF]).

Madártani vizsgálatok az albertirsai gyurgyalagtelepen

A kiemelkedő létszámú gyurgyalagállomány tudományos vizsgálatába az MTM munkatársai 2012-től kapcsolódtak be. A már korábban más gyurgyalagtelepeken megkezdett táplálék-összetétel vizsgálatokat és a gyurgyalagok ektoparazitáinak vizsgálatát 2012-ben és 2013-ban végezték.

A gyurgyalagok táplálék-összetételének vizsgálata

A gyurgyalagok táplálék-összetételét 2011-től az ország több pontján vizsgálták (Fuisz *et al.* 2013). A kolóniakon a szülők által a fiókáknak hordott táplálékállatokat fotózták, és azokat a digitális fényképek alapján azonosították. 2012-ben az albertirsai teleppel párhuzamosan a Szentendrei-szigeten található pócsmegyeri gyurgyalagtelepen is vizsgálták a gyurgyalagok által fogyasztott táplálék összetételét. 2011-ben Albertirsán még nem gyűjtöttek adatokat, 2013-ban pedig csak Albertirsán történtek megfigyelések (1. táblázat). A rend szintig meghatározott táplálékállatok alapján elmondható, hogy mindkét telepen kiemelkedően magas, megközelítőleg az összes táplálék fele volt a hártýásszárnyúak aránya. Azonban a vizes élőhelyekkel körülvett pócsmegyeri telepen a második helyet a szitakötők foglalták el, és magas volt az elfogott bogarak aránya (19%) is, különösen 2011-ben. Ezzel szemben a szárazabb gyepekkel, mezőgazdasági területekkel határos albertirsai telepen a hártýásszárnyúak után a szitakötők, bogarak, legyek és az

1. táblázat. A gyurgyalagok által fogyasztott táplálék rovarrendek szerint megadott százalékos aránya az albertirsai és pócsmegyeri telepeken két-két vizsgálati évben.

	Coleoptera	Diptera	Hemiptera	Hymenoptera	Lepidoptera	Odonata	Orthoptera	indet.	Total (N)
Pócsmegyer 2011	19	6	0	45	5	19	4	2	84
Pócsmegyer 2012	12	6	0	24	12	39	0	7	84
Albertirsa 2012	4	8	1	51	7	13	12	4	452
Albertirsa 2013	6	20	3	50	5	13	2	1	119

egyenesszárnyúak megközelítően hasonló arányban (~10%) szerepeltek a táplálékban.

A gyurgyalagok tolltetvességének vizsgálata

A több kolónián, de elsősorban az albertirsai költőtelepen végzett tolltetű (Insecta: Phthiraptera) vizsgálatok előzetes eredményeit Karáth *et al.* (2013) cikkében ismertették. Kimutatták, hogy a telepen a gyurgyalagokon eddig észlelt mindhárom tetűfaj jelen van: a *Brueelia apiastri* (Denny, 1842), *Meropoecus meropis* (Denny, 1842) (Ichnocera) és a *Meromenopon meropis* (Clay & Meinertzhagen 1941) (Amblycera). Az eredmények arra utalnak, hogy a gazdaegyedek Ichnocera fertőzöttségének prevalenciája igen magas (0,95), valamint a hímek *Meropoecus* fertőzöttségi intenzitása magasabb, mint a tojóké. Minden bizonnyal a telepes életmódból fakadó gyakori intraspecifikus interakciók magyarázzák a tetvesség magas arányát, mert a tetvek terjedéséhez a gazdák közvetlen fizikai kontaktusa szükséges. A hímek erőteljesebb fertőzöttségi intenzitása több alternatív hipotézis alapján is magyarázható, ezek megválaszolása további vizsgálatokat igényel.

Értékelés

A gyurgyalagállomány nagyságát, a fészkelő párok számát döntően az elérhető táplálék és a fészkelésre alkalmas falak megléte határozza meg. A gyurgyalagok táplálékát jelentő rovarok mennyiségét és faji összetételét a térség növényvilága, illetve az ott folyó mezőgazdasági tevékenységek, az ültetett növények összetétele és az agrokemikáliák felhasználása befolyásolja. Az albertirsai gyurgyalagtelep közelében a madarak számára elérhető közelségben nincs vizes élőhely, tehát a szitakötőfélék nem játszanak szerepet a táplálkozásukban. A szántóföldi növényi kultúrák rovarvilága közismerten szegényes (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). A monokultúrák jellemzően kevés rovarfaj számára és általában rövid ideig biztosítanak táplálékot. A gyurgyalagok számára kedvező táplálékforrást biztosíthatnak a madarak költésének megfelelően kezelt lucernatáblák és a napraforgó ültetvények. A gyurgyalagok számára a fiókanevelés idején, azaz júliusban és augusztus első napjaiban kell a legtöbb táplálék. A lucerna betakarítása azonban általában a virágzás előtt történik, tehát nem nyújt táplálkozási lehetőséget a rovaroknak, így a gyurgyalagoknak sem. A napraforgó táblák viszont virágzás idején terített asztalt jelentenek egyes rovarok számára. Amennyiben a napraforgó valamilyen ok miatt túl későn virágzik, a gyurgyalag fiókák számára kedvezőtlen a rovarrelátottság időbeli eloszlása; épp amikor a legtöbb táplálékra lenne szükség, nincs

elegendő. A kései virágzású napraforgó táblák a már kirepült, kóborló gyurgyalagoknak lehetnek fontosak.

A gyurgyalagtelephez kapcsolódó háromhektárnyi szántón kísérletet tettünk a közönséges mézontófü (*Phacelia tanacetifolia*) termesztésére. A mézontófü vetésen virágzaskor (május végétől június elejéig) óriási rovarnépesség élt. Különösen feltűnő volt az óriás törösdarazsak (*Megascolia maculata flavifrons*) sokasága. A mézontófü mégsem váltotta be a hozzá fűzött reményeket. A vegetációs időszakra egyre inkább a csapadékhiány és az aszály jellemző. Emiatt a lehető legkorábban kell elvetni az egynyári növényeket, a mézontófűvet is. A korai vetés miatt korai a virágzás is, következésképpen a gyurgyalagfiókák megnövekedett táplálékigényének kielégítésére ez a növényfaj és a hozzá kapcsolódó rovarvilág nem alkalmas. A korai vetésű mézontófü átlagosan három hetes virágzása ekkorra már jócskán véget ér. Amikor későn történt a vetés (májusban), a szárazság miatt ki sem kelt. Sokéves tapasztalatunk, hogy a táj természetes növénytakarója, a löszpusztarét kétszikűekben gazdag növényzete a legalkalmasabb a gyurgyalagok fiókanevelése szempontjából. Ezen az élőhelyen a vegetációs időszakban egymást váltva mindig nyílnak virágok. A virágokat pedig rovarok látogatják, így biztosított a táplálék a gyurgyalagok számára. Nagy aszály idején a természetes növényzet is kiég, de ezt kivédeni nem lehet.

Az eddigi sikertelen próbálkozások után a háromhektárnyi szántón a hatodik éves lucerna vetés visszagyepesítését indítottuk el. A löszgyep felőli sávban, 6-10 m szélesen már gyakorlatilag nincs lucerna. A löszgyep fajai települnek vissza, és ezt a folyamatot a helyben gyűjtött szaporítóanyagok tudatos betelepítésével gyorsítani fogjuk. A löszgyepen foltszerűen, a magérlelés előtti időszakban lekaszált növényi anyagot szórjuk szét a lekaszált lucernaföldön.

A gyurgyalag, mint telepesen fészkelő faj fennmaradása érdekében a fészkelőhelyet jelentő meredek partfal szükséges. A csupasz felszín biztosítása érdekében időnként a megtelepedő lágyszárú növényeket is vissza kell szorítani. Fontos a partfal előtti beszálófák kihelyezése és időnkénti cseréje, mivel az elhalt faágak időről-időre tönkremennek.

Köszönetnyilvánítás – A szerzők szeretnék kifejezni köszönetüket a Jászkun Természetvédelmi Egyesületnek a terület kezeléséért, védelméért, és a gyurgyalagpopuláció létszámának kitartó követéséért.

Irodalomjegyzék

- BirdLife International (2004): *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. – Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No 12).
- BirdLife International (2013): Species factsheet: *Merops apiaster*. <http://www.birdlife.org> Accessed on 20/02/2014.
- Cramp, S. (1998): *The Complete Birds of the Western Palaearctic*. CD-ROM. Oxford University Press, Incorporated, Oxford
- Fintha, I. (1968): Megfigyelések a Szamos menti gyurgyalagok (*Merops apiaster*) fészkelési viszonyairól és táplálkozásáról. – *Aquila* **75**: 93–109.
- Fry, C. H. (1984): *The Bee-eaters*. – T & A D Poyser, Calton
- Fuisz, T. I., Vas, Z., Túri, K. & Körösi, Á. (2013): Photographic survey of the prey-choice of European Bee-eaters (*Merops apiaster* Linnaeus, 1758) in Hungary at three colonies. – *Ornis Hung.* **21**(2): 38–46. doi: 10.2478/orhu-2014-0004
- Gyurác, J., Nagy, K., Fuisz, T. I. Karcza Zs. & Szép, T. (2013): European Bee-eater (*Merops apiaster* Linnaeus, 1758) in Hungary: a review. – *Ornis Hung.* **21**(2): 1–22. doi: 10.2478/orhu-2014-0001
- Karáth, K., Fuisz, T. I. & Vas, Z. (2013) Louse (Insecta: Phthiraptera) infestations of European Bee-eaters (*Merops apiaster* Linnaeus, 1758) at Albertirsa, Hungary. – *Ornis Hung.* **21**(2): 33–37. doi: 10.2478/orhu-2014-0003
- Kerényi, Z. & Ivók, E. (2013): Nesting characteristics of the European Bee-eater (*Merops apiaster* L.) in the Gödöllő Hills. – *Ornis Hung.* **21**(2): 23–32. doi: 10.2478/orhu-2014-0002
- Keve, A. (1949): Rozmnoženi vlhy evropské (*Merops apiaster*) v Maďarsku [Distribution of European Bee-eater (*Merops apiaster*) in Hungary]. – *Sylvia* **9–10**: 97–98. (in Slovak with German Summary)
- Kovács-Hostyánszki, A., Körösi, Á., Orci, K. M., Batáry, P., & Báldi, A. (2011): Set-aside promotes insect and plant diversity in a Central European country. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **141**: 296–301.
- Nagy, K., Szép, T., Bagdi, A., & Gyurác, J. (2008): A gyurgyalag (*Merops apiaster*) fészkelő állományának helyzete Magyarországon (1997–2003) [Status of the European Bee-eater breeding population in Hungary]. – *MME 6. Tudományos Ülése*, mme-monitoring.hu/php/dl.php?drid=1443 Accessed on 20.12.2014. (in Hungarian)
- Radányi, O. (1938): Gyurgyalag fészkelése Simontornyán [Breeding of Bee-eater in Simontornya]. – *Aquila* **42–45**: 674–675. (in Hungarian with German Summary)
- Snow, D. W. & Perrins, C. M. (1998): *The Birds of the Western Palearctic*. – Concise Edition based on The Handbook of the Birds of Europe, the Middle East, and North Africa. Vol. 1. Non-Passerines. – Oxford University Press, Oxford
- Szép, T., Nagy, K., Nagy, Zs. & Halmos, G. (2012): Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999–2012. – *Ornis Hung.* **20**(2): 13–63. doi: 10.2478/orhu-2013-0007
- Szűjj, J. (1955): A gyurgyalag 1949. évi fészkelő telepei hazánkban. – *Aquila* **59–62**: 185–190.
- Túri, K. (2013): A gyurgyalagvédelem eredményei Albertirsán. – Szakdolgozat. Debreceni Egyetem, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék. 2013
- Urbán, S., Túri, K., Vas, Z. & Fuisz, T. I. (2013): A successful habitat reconstruction effort, the short history of the European Bee-eater (*Merops apiaster*) colony at Albertirsa (Hungary). – *Ornis Hung.* **21**(2): 47–51.

Függelék

A cikkhez tartozó Online Függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1: A löszfalon költő, illetve a 2012-től végzett gyűrűzés és ektoparazitológiai vizsgálatok során észlelt madarak listája.

Conservation and research at the largest European Bee-eater (*Merops apiaster* Linnaeus, 1758) colony of Hungary

Tibor István Fuisz¹, Zoltán Vas¹, Ádám Körösi², Ádám Pereszlényi¹, Katalin Túri³, Sándor Urbán³ and Katalin Karáth⁴

¹*Hungarian Natural History Museum,
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary*

²*MTA-ELTE-MTM Ecology Reseach Group,
H-1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C, Hungary*

³*Jászkun Nature Protection Association,
H-5001 Szolnok Pf. 188, Hungary*

⁴*Faculty of Veterinary Sciences, Szent István University,
H-1078 Budapest, István u. 2, Hungary
e-mail: fuisz@nhmus.hu*

In the Golyófogó-valley of Albertirsa a significant European Bee-eater colony breeds on a large loess bank. The population has long been monitored by conservationists, and lately by the members of the Jászkun Nature Protection Association. After purchasing a 5-hectare area around the loess bank the association started a habitat restoration programme from 2003, and on the bank itself in 2009. The former waste disposal site was cleared, and the bank was restructured and cleaned from vegetation. As a result of these efforts the formerly only 30-40 pairs have increased to above 200 pairs. Besides the population trends food composition was also surveyed at the colony. Half the collected food was composed of hymenopterans, and besides dragonflies, orthopterans and coleopterans made up approximately 10 percent each of the diet. We describe the botanical composition of the area and give a list of observed bird species.

Keywords: habitat restoration, food composition, ectoparasites

Az ürge (*Spermophilus citellus*) szezonális táplálék preferenciája szárazabb legelőkön és kaszált területeken

Györi-Koósz Barbara¹, Katona Krisztián² és Faragó Sándor¹

¹Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, Nyugat-magyarországi Egyetem,
9400 Sopron, Ady E. u. 5.

²Vadvilág Megőrzési Intézet, Szent István Egyetem,
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

e-mail: gyorikoosz@gmail.com

Összefoglaló: Az ürge szezonális táplálékválasztását vizsgáltuk vegetációs összetétel- és mikroszöveti hullatékelemzés segítségével eltérő kezelésű száraz gyepekben: birkával, marhával legeltetett, valamint géppel kaszált élőhelyeken. Az adatgyűjtés során az ürgék hibernáció előtti (augusztus) és utáni (április) kritikus életszakaszára fókuszáltunk. A hozzáférhető táplálék felméréséhez kvadrát-módszert és Jaccard-indexet használtunk, míg a táplálék preferenciát Jacobs szelektivitási index segítségével állapítottuk meg. Áprilisban a növények alacsonyabb fajszáma és borítása volt jellemző a gyepekben, a fő táplálékfajok a csenkeszek (*Festuca spp.*), cickafarkok (*Achillea spp.*) és pillangósok (*Leguminosae*) voltak. Augusztusban több faj került a táplálékba, szezonálisan és gyepezési típus szerint is eltérő arányban. Áprilistól augusztusig a kétszikűek, főként a pillangósok aránya nőtt, az egyszikűeké csökkent a táplálékban. A legnagyobb különbségeket vegetációs kompozícióban és táplálék összetételben egyaránt a birkával és a marhával legeltetett élőhelyek között találtuk, a géppel kaszált területek értékei inkább a marhalegelőhöz közelítettek. Eredményeink alapján az ürgék számára a marhalegelő biztosítja a legjobb táplálék ellátást az egész aktív periódus során, míg a gyepek birkával végzett (túl)legeltetése tápláléksegregy környezetet teremthet áprilisban.

Kulcsszavak: *Spermophilus citellus*, táplálékválasztás, növényzet, hulladék-elemzés, élőhely-használat, gyepezés, természetvédelem

Bevezetés

Az ürge (*Spermophilus citellus*) a Kárpát-medencében endemikus sztyepp faj, élőhelye a kiterjedt rövid füves területekhez, jellemzően a legelőkhöz kötődik, és ez határozza meg európai elterjedési területét is (Coroiu *et al.* 2008). A XX. század közepétől napjainkig egyedszámuk olyan mértékben csökkent, hogy az egykor kártevőnek tartott állat mára Európában veszélyeztetett (Janák *et al.* 2013), hazánkban fokozottan védett fajjává vált, természetvédelmi értéke 250 000 Ft. Jelentősebb számban háromféle kezelési területen, birkával vagy szarvasmarhával legeltetett legelőkön, továbbá a nem mezőgazdasági célból rendszeresen kaszált

területeken – pl. füves repülőtereken (Váczai & Altbäcker 1999) maradtak fenn. Az erősebben veszélyeztetett észak-nyugati elterjedési régióban a legjelentősebb állomány Magyarországon él, szerepünk és felelősségünk ezért a faj hosszabbtávú fennmaradásában kiemelt jelentőségű. Az egyik lehetséges fajmegőrzési módszer az ürgék áttelepítése, amelyre például a fragmentált élőhelyek veszélyeztetettsége miatt, vagy egy korábbi előfordulási helyre visszatelepítési célból kerül sor. Hazánkban a legtöbb akciót elsősorban ragadozómadárvédelmi szempontok szerint végeztek (Bagyura *et al.* 2010). Ezek csak részben voltak sikeresek (Tokaji 2012), ezért nyilvánvalóvá vált, hogy az ürge hosszútávú megőrzéséhez az élőhelyi igények pontosabb, komplexebb ismeretére van szükség. Ezzel együtt az elsősorban növényekkel táplálkozó ürge esetében kézenfekvő, mégis tudományosan keveset vizsgált (Herzig – Straschil 1976) alapkérdés, hogy a rövid fűmagasság preferálása mellett (Kis *et al.* 1998) vajon milyen fajösszetételű vegetáció biztosít megfelelő táplálékforrást az ürge számára? Hol és mikor válhat esetleg a táplálék hozzáférhetősége limitáló faktorrá?

Az ürgék hibernációs időszaka szeptembertől március közepéig tart, melynek során energiaigényüket a bőrük alatt felhalmozott zsírtartalékból kell fedezniük (Grulich 1960). Az éves ciklus aktív periódusában a táplálékból felhalmozott zsír aránya, a testtömeg évszak szerinti ingadozása alapvetően meghatározhatja az egyes egyedek reprodukciós lehetőségeit és túlélési esélyeit (Németh 2010). Áprilisban van az ürgék párzási időszaka, vagyis a hibernáció után megfogyatkozott zsírtalékkal felébredve energiaigényes aktív periódus következik, és ehhez a még gyér táplálékínálatból kell optimalizálni a táplálékbevitelt. Augusztus közepétől megkezdődik az idősebb és kövérebb példányok visszavonulása, a fiatalok viszont október elejéig kijárhatnak táplálkozni a hibernáció túléléséhez szükséges testtömeg elérése céljából (Millesi *et al.* 1999).

Az áttelepítés elsősorban egy kényszerintézkedés, azonban sikerességét növelheti, ha ismerjük a természetes ürgeélőhelyeken a vegetációs kínálatot és az ürgék étrendjének összetételét, amelyet szezonálisan és helyi (populációs) szinten is szeretnénk volna megvizsgálni. Ezért kiválasztottuk a fentiekben leírt két kritikus poszthibernációs (április) és prehibernációs (augusztus) szezont, melyek során három gyepkezelési típusban gyűjtöttünk adatokat, összehasonlítva a géppel kaszált, birkával legeltetett és marhával legeltetett területeken az ürgék táplálékpreferenciáit.

Céljaink szerint a kapott eredmények segítségével beazonosíthatjuk az ürgék kedvelt tápláléknövényeit és a szezonális változásokat, valamint a gyepkezelési módszerek hatását. Mindez gyakorlati segítséget nyújthat a sikeresebb ürge áttelepítésekhez, a gyepkezelési szempontból is megfelelő kezeléséhez és az élőhelyek fenntartási terveinek kidolgozásához.

Módszerek

Az ürge, mint sztyepp faj a Kárpát-medencében gyakran kötődik a kevésbé kötött talajú és szárazabb élőhelyekhez. A legnagyobb elterjedési terület a Duna-menti és a Duna-Tisza közti homokvidéken van, ahol kutatási területeink súlypontja is található.

A tavaszi mintavételek 2012-ben és 2013-ban, helyszínenként szinte napra pontosan ugyanakkor, április 20-a körül történtek (április 22. a Föld napja, az Országos Ürgemonitoring adatfelvételi idejéhez igazítva). A nyárvégi mintavételeket augusztus második felében végeztük. A vizsgált területek (3 csoportban 3-3-3 db) gyepterület típus szerint a következők voltak: 1. csoportban a kaszált területek: Budakeszi-repülőtér, Pesthidegkút Vitorlázó-repülőtér, Vecsés – Ferihegyi-repülőtér; 2. csoportban a birkával legeltetett: Solt-Újsolti birkalegelő, Kunszentmiklós Ordasi-hodály, Dunakeszi-repülőtér; 3. csoportban a marhával legeltetett területek: Kunpeszér – Gulya-kút, Kunpeszér – Dög-völgy, Szabadszállás – közlegető.

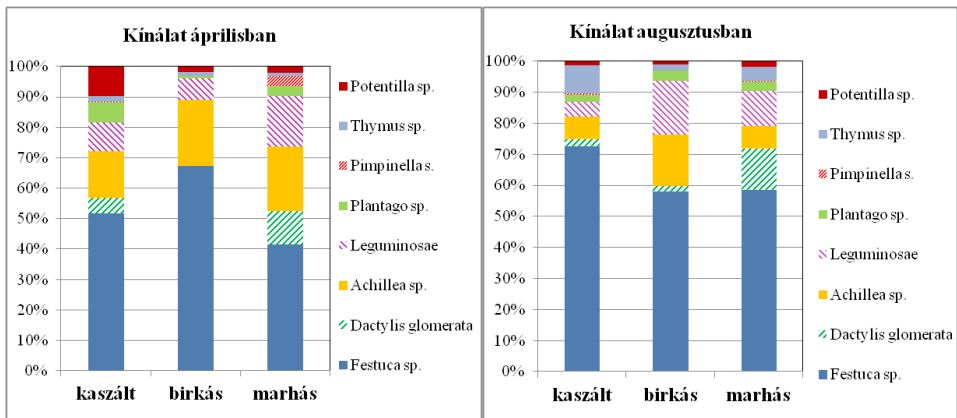
A vegetáció felmérését az OÜM adatbázis alapján kijelölt 50×200 méteres mintaterületen szemiszisztematikus kvadrát-módszerrel (5 db 1×1 m-es mikrokvadráttal) végeztük. Az egyes fajok, fajcsoportok borítását százalékban adtuk meg. A vegetációs felmérésekkel egyidejűleg területenként 10 független egyedről származó friss ürgehulladékot gyűjtöttünk az állatok egymástól kb. 25-30 méterre található (Turrini *et al.* 2008) üregei mellől. A minták feldolgozásánál a nagyobbtestű növényevőknél már ismert (Mátrai *et al.* 1986, Mátrai & Katona 2004) mikrohisztológiai hullatékkelemzés módszerét alkalmaztuk. Minden egyedi minta esetén a Petri-csészékben kevés vízzel és üvegbottal egyenként homogénizáltuk a mintákat, majd kivettünk csészénként 10-10 kis mintarészt egy-egy kémcsőbe és azokat salétromsavas forralásnak vetettük alá. A melegítést a gázégőknél alacsonyabb hőmérsékletű borszesz-égővel (denaturált szesz) végeztük. A laboratóriumi preparáláshoz 60 másodpercig forraltuk a hullatékmintákat 1-2 ml 20%-os salétromsavban. A leváló epidermiszdarabokat a forralás után 1-2 csepp 87%-os glicerin és 1 csepp 0,2 %-os Toluidin-kék oldatban elosztatva tárgylemezre helyeztük, fedőlemezzel takartuk. A mikroszöveti határozást fénymikroszkóp alatt 100-400-szoros nagyítással végeztük el. Minden mintából 100 db epidermiszt azonosítottunk faji vagy a lehető legalacsonyabb rendszertani kategóriában a korábbi referenciaanyagok (Mátrai & Katona 2004) és saját készítésű gyűjteményünk segítségével.

A területek botanikai összetételének összehasonlítása Jaccard-index (Jaccard 1912) számításával, az ürgék táplálékpreferencia sorrendje Jacobs szelektivitási index (Jacobs 1974, Lechowicz 1982) segítségével került megállapításra. A táplá-

léknövények előfordulását a vegetációs összetételben és a hulladék összetételben Kruskal-Wallis nem paraméteres teszttel hasonlítottuk össze a kaszált, birkával és marhával legeltetett területeken. Szignifikáns különbségeknél a Dunn's - tesztet (post-hoc teszt) alkalmaztuk.

Eredmények

Áprilisban, az ürgék hibernációból történő ébredését követő első hetekben az élő vegetáció még jellemzően alacsony, fajszegény és gyérebb borítású, így az állatok ebből a kínálatból kevésbé tudtak válogatni (1. a ábra). Fő táplálékuk mindenhol a csenkeszek (*Festuca rupicola*, *F. pseudovina*, 26-39%), cickafarkok (*Achillea collina*, *A. ochroleuca*, 7-34%) és pillangós növények (10-46%) voltak (2 a. ábra). Ehhez kiegészítésül kakukkfű (*Thymus glabrescens*, *T. pannonicus*) és pimpó (*Potentilla arenaria*, *P. argentea*) társultak. A fogyasztott növényfajokra és fajcsoportokra Kruskal-Wallis teszttel összehasonlítva a mintaterülete-

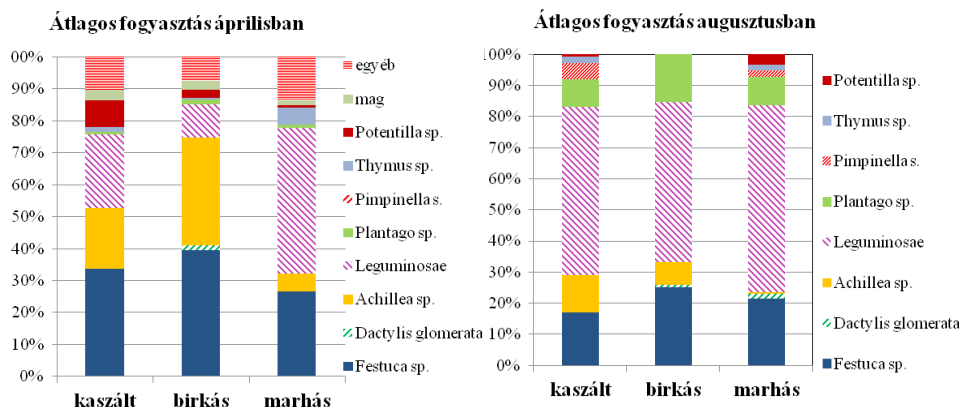


1. a, b ábra. A tápláléknövény fajok átlagos vegetációs borítása áprilisban és augusztusban.

ket és kezeléseket a botanikai és a hullatékmintákban a következő eredményeket kaptuk. Az egyszikűek területenkénti átlagos vegetációs borításában az eltérő gyepterületek között nem találtunk szignifikáns eltérést ($H = 2,89$; $df = 2$; $p = 0,23$), ugyanígy a hulladék minták értékei között sem ($H = 2,76$; $df = 2$; $p = 0,25$). Akétszikűeknél sem mutatott ki eltérést a Kruskal-Wallis teszt a botanikai ($H = 0,5611$; $df = 2$; $p = 0,56$) és a hullatékminták ($H = 2,51$; $df = 2$; $p = 0,28$) között. A hulladékban talált mag ($H = 3,31$; $df = 2$; $p = 0,19$) mennyiségében sem voltak jelentős különbségek a kezelési csoportokban és azok között. A fajok között

sem találtunk szignifikáns eltéréseket, egyedül a *Leguminosae* kategóriában, ahol Kruskal-Wallis teszttel a minták nem különböztek jelentősen a botanikai elemzésben, viszont a Dunn's-teszt szignifikáns eltérést mutatott a birkával és a marhával legeltetett területek között a hullatékmintákban ($H = 7,20$; $df = 2$; $p = 0,027$).

Augusztusban, a hibernációra felkészülési időszakban a vegetáció mennyiségileg és minőségileg is nagyobb (fajgazdagabb) kínálatot jelentett (1. b ábra) – amely legszűkebb a birkalegelőn, legszélesebb a marhalegelőn volt – így ebben az időszakban a táplálékpreferencia (3. b ábra) is jobban érvényesülhetett. A táp-



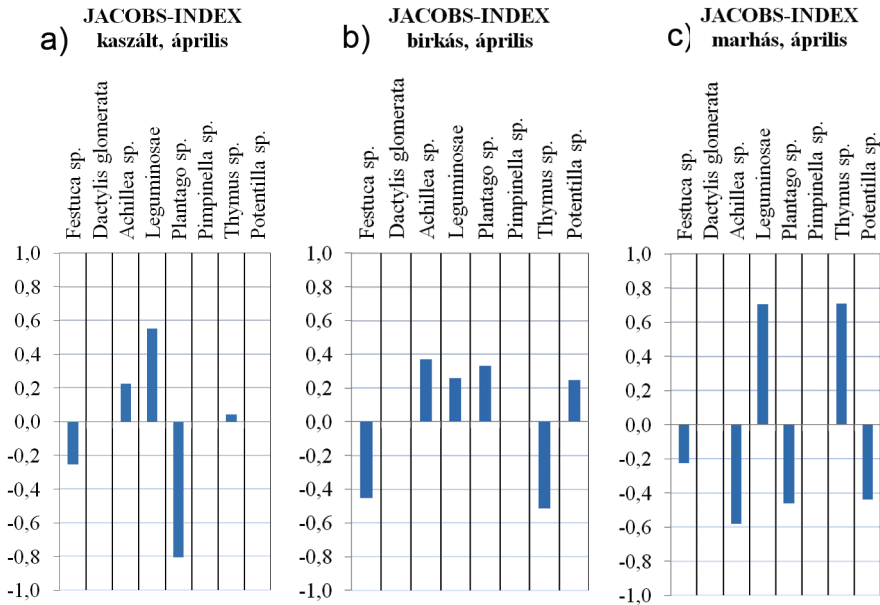
2. a, b ábra. A fogyasztott növényfajok átlagos megoszlása az ürge hullatékban áprilisban és augusztusban.

lálékban áprilistól augusztusig az egyszikűek aránya alacsonyabb (a vegetációban domináns csenkeszek fogyasztása 10-20%-ra csökkent), a legtöbb kétszikű pedig magasabb lett. Az *Achillea* és a *Potentilla* fajok száma csökkent, míg a *Leguminosae* fajok aránya átlagosan elérte az összes fogyasztott mennyiség egyharmadát (2. b ábra). A kisebb borításban megjelenő útifű (*Plantago lanceolata*, *P. media*) és földitömjén (*Pimpinella saxifraga*) fogyasztási aránya viszont augusztusra a tavaszinál magasabb lett (2. a, b ábra).

Minden területet figyelembe véve a vegetáció és a táplálék összetétele között szignifikáns eltérést találtunk négy fajcsoportban: a kétszikűek közül a *Leguminosae*, *Achillea* és *Plantago* fajoknál, az egyszikűek között a *Festuca* fajoknál ($p < 0,05$; 2-utas ANOVA, Kruskal-Wallis teszt). Ugyanakkor nem volt szignifikáns különbség az egyszikűek között a *Dactylis glomerata* esetében, a kétszikűek között pedig a *Thymus spp.*, *Potentilla spp.*, *Pimpinella saxifraga* fajoknál.

A vegetációs aspektusok változása során az egyes növényfajok kínálati (vegetációs borítási) aránya eltérő mértékben módosul, amely az ürgek szempontjából

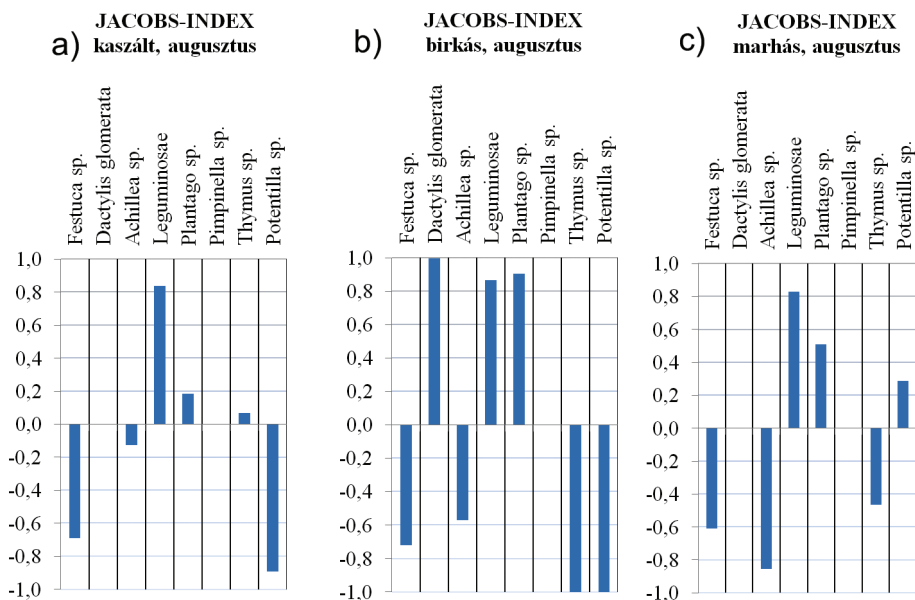
lehet kedvező vagy kedvezőtlen az egyes tápláléknövények felé mutatott preferencia mértéke szerint (3. és 4. ábra). A Jacobs szelektivitási index alapján mért tavaszi preferencia sorrendben a pillangósokat (*Leguminosae*) gyakran megelőzik az aromás kétszikűek, főként a cickafark (*Achillea spp.*); míg az egyszikűek közül a csenkesz (*Festuca spp.*) a jelentős mértékű fogyasztás mellett sem haladja meg a kínálat mértékét, így minden kezelési csoportban a preferenciasorok végére kerül (3. a,b,c ábra). A Jacobs szelektivitási index alapján az augusztusi preferenciasort a kaszált és a marhával legeltetett gyepezési típusban a pillangósok (*Leguminosae*) vezetik, míg a birkalegelőkön ezt megelőzi az útifű (*Plantago spp.*) és helyi jelleggel a degradáltabb foltokban felszaporodott csomós ebír (*Dactylis glomerata*). Az aromás növények és a pimpó fogyasztása mérséklődik, így azok a bővebb kínálat ellenére a preferenciasorban hátrébb kerülnek (4. a,b,c ábra).



3. ábra. Táplálékpreferenciák kaszált, birkával és marhával legeltetett területeken áprilisban. A Jacobs szelektivitás index alapján mért tavaszi preferenciák a kínálat-fogyasztás arány alapján. A pozitív értékek preferenciát, a negatív értékek elkerülést mutatnak.

Értékelés

A vizsgálat során mind a vegetációs összetételben, mind a táplálékban a legnagyobb különbségeket a birkával legelt és a marhával legelt élőhelytípusok között találtuk, a géppel kaszált területek értékei a marhával legelt területekkel mutattak



4. ábra. Táplálékpreferenciák kaszált, birkával és marhával legeltetett területeken augusztusban.

közelebbi hasonlóságot. Tavasszal a kétszikűek és azon belül a legkedveltebb pillangósok (*Leguminosae*) mindhárom kezelési típusban, főként a birkával legeltetett területeken, csekély mennyiségben voltak jelen, ami a fogyasztási arányokat és szezonális preferenciákat is befolyásolhatta az egyéb aromás kétszikűek (*Achillea spp.*, *Thymus spp.*) javára. Az útifű hozzáférhetősége (*Plantago spp.*) augusztusban kisebb mértékben a birkalegelőkön és kaszált területeken hasonlóan módosító tényező lehet. A szarvasmarhák legelőhasználati módja (Calvert 2001) fajgazdagabb és szezonálisan kiegyenlítettebb vegetációt hoz létre, amely kínálatból az ürge is egész évben jobban válogathat. A téli legeltetés azonban, amely az utóbbi évtized enyhe időjárása miatt főleg a birkák esetében gyakori (Szemán 2003), tovább szűkítheti az egyébként is gyenge kora tavaszi táplálékkínálatot. A hibernáció után jelentős tömegvesztéssel ébredő ürgeket pedig ez különösen érzékenyen érintheti. Szakértői megfigyelések szerint ilyenkor akár a száraz birkaürülék is megeszik az éhes állatok (Gál János, Nagy Lajos, szóbeli közlés).

Az ürgegyepek kezelése során a fentiek alapján kedvezőbb a marhával történő legeltetés; a birkával végzett legeltetés során pedig kerülni vagy legalább csökkenteni kell az őszi-téli legeltetés mértékét. A kaszálást rugalmasan a terület jellegéhez igazítva és a kívánt vegetációs összetétel szerint javasoljuk végezni.

A füves repterekhez hasonlóan a növényzet magasságát tartósan alacsonyan tartani egy üdőbb termőhelyen Parr & Way (1988) vizsgálatai szerint csak az évi ötszöri kaszálás képes, azonban egyes kedvelt táplálékfajoknak a kevesebb kaszálás kedvez. Ürgetelepítés előtt szükséges a forráspopuláció és a potenciális célterületek vegetációjának cönológiai feltérképezése, ezek után a telepítéshez a forráspopuláció élőhelyéhez leginkább hasonló fajösszetételű gyepterületet érdemes kiválasztani. A gyepp megfelelő állapotát célzott területkezeléssel lehet elérni és fenntartani. Amennyiben mindez biztosítva van, csak akkor kerüljön sor az állatok betelepítésére. Mind a fenntartásnál, mind az új gyeptelepítésnél ürgevédelmi szempontból javasolt egy dominánsan csenkeszes karakterű gyepp kialakítása, mivel ezeket a fűféléket tavasszal és nyár végén is jelentős mennyiségben fogyasztják az állatok. Mellette fontos a sok kétszikű jelenléte, a preferencia sorrendben elől álló pillangósok (here- és lucernafélék), a cickafark (különösen tavasszal) és lándzsás útifű számottevő jelenléte. Ehhez társulhatnak a pimpók és a kakukkfüvek, amelyek kevésbé kedveltek, de egész évben jól tűrik a szélsőségesebb csapadék – és hőmérsékleti viszonyokat, így értékes kiegészítő táplálékot biztosíthatnak az ürgeknek.

Köszönetnyilvánítás – Ezúton is megköszönjük a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság (Bérces Sándor), Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (Vadász Csaba, Sági Tamás, Kovács Éva), Váczi Olivér (Földművelésügyi Minisztérium) és Barabásné Martos Júlia szakmai segítségét.

Irodalomjegyzék

- Bagyura, J., Fidlóczky, J. & Prommer, M. (2010): *A kerecsensólyom védelme a Kárpát-medencében 2006-2010*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, kutatási jelentés, pp. 3–15.
- Calvert, G. A. (2001): *The effects of cattle grazing on vegetation diversity and structural characteristics in the semi-arid rangelands of North Queensland*. – PhD thesis, James Cook University, 241 pp.
- Coroiu, C., Kryštufek, B., Vohralík, V. & Zagorodnyuk, I. (2008): „*Spermophilus citellus*”. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1*. – International Union for Conservation of Nature. www.iucn.org
- Grulich, I. (1960): Ground squirrel *Citellus citellus* L. in Czechoslovakia (angol nyelvű összefoglaló). *Práce Breske zakladny CSAV* **32**(11): 473–563.
- Herzig-Straschil, B. (1976): Nahrung und Nahrungserwerb des Ziesels. – *Acta Theriol.* **21**: 131–139.
- Jacobs, J. (1974): Quantitative measurement of food selection. – *Oecologia (Berl)* **14**: 413–417.
- Janák, M., Marhoul, P. & Matějů, J. (2013): *Action Plan for the Conservation of the European Ground Squirrel Spermophilus citellus in the European Union*. – European Commission, 61 pp.

- Kis, J., Vácz, O., Katona, K. & Altbäcker, V. (1998): A növényzet magasságának hatása a cinegési ürgek élőhelyválasztására. The effect of vegetation height to habitat selection of ground squirrels in Cinegés. – *Term. Közlem.* **7**: 117–123.
- Lechowicz, M. J. (1982): The sampling characteristics of electivity indices. – *Oecologia (Berl)* **52**: 22–30.
- Mátrai, K., Koltay, A. & Vizi, Gy. (1986): Key based on leaf epidermal anatomy for food habits studies of herbivores. – *Acta Bot. Hung.* **32**(1–4): 255–271.
- Mátrai, K. & Katona, K. (2004): Mikroszövettani határozókulcs növényevők táplálékvizsgálatához. Magyar-angol kétnyelvű CD, ISBN 963 219 865 4.
- Millesi, E., Strijkstra, M. A., Hoffmann, I. E., Dittami, P. J. & Daan, S. (1999): Sex and age differences in mass, morphology and annual cycle in European ground squirrels, – *Spermophilus citellus*. *J. Mammal.* **80**: 218–231.
- Németh, I. (2010): A közönséges ürge (*Spermophilus citellus*) hibernációját befolyásoló tényezők vizsgálata. – PhD értekezés. Budapest, ELTE Etológia Tanszék, 133 pp.
- Parr, T. W. & Way, J. M. (1988): Management of roadside vegetation: the long-term effects of cutting. – *J. Appl. Ecol.* **25**: 1073–1087.
- Szemán, L. (2006): *Gyepgazdálkodási alapismeretek*. – Egyetemi jegyzet. SZIE, MKK., Gödöllő, 78 pp.
- Tasi, J. & Barcsák, Z. (2005): Legelő állatok táplálék válogatása és táplálkozási viselkedése. – *Animal Welfare, Etológia és Tartástechnológia* (Gödöllő) **1**: 32–52.
- Tokaji, K. (2012) *A magyarországi ürgetelepítések sikerességének vizsgálata*. – Szakdolgozat, Debrecen, Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, 70 pp.
- Turrini, T. A., Brenner, M., Millesi, E. & Hoffmann, I. E. (2008): Home ranges of European ground squirrels (*Spermophilus citellus*) in two habitats exposed to different degrees of human impact. – *Lynx (Praha)* **39**(2): 323–332.
- Vácz, O. & Altbäcker, V. (1999): Fűves repülőterek ürgeállományának felmérése. – *Term. Közlem.* **8**: 205–214.

Seasonal shift in the diet of the European ground squirrel (*Spermophilus citellus*) in mowed or grazed dry grasslands

Barbara Györi-Koósz¹, Krisztián Katona² and Sándor Faragó¹

¹*Institute of Wildlife Management and Vertebral Zoology,
Faculty of Forestry, University of West Hungary,
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5, Hungary*

²*Institute for Wildlife Conservation,
Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Szent István University,
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary
e-mail: gyorikoosz@gmail.com*

Seasonal diet choice of the European ground squirrel (*Spermophilus citellus*) was investigated in sheep-grazed, cattle-grazed and mowed dry grasslands in Hungary. Data were collected in April and August focusing on the post-hibernation and pre-hibernation period in 2012 and 2013. We examined food availability in terms of local vegetation composition by quadrature method and Jaccard index while food preferences were analysed by microhistological faeces analysis and Jacobs' selectivity index. In April, plant species were present in low numbers and cover on all grassland types, and ground squirrels fed on dicots and monocots in similar proportions. Main food plants were *Festuca*, *Achillea* and *Leguminosae* species, but only the latter had significantly different proportions in sheep- and cattle-grazed pastures. In August, the food supply was richer, and diet composition varied on a larger scale. The proportions of the consumed species differed not only seasonally but also by grassland management type. Differences between botanical and faecal composition were higher between the sheep-grazed and cattle grazed habitats, while the values of the mowed areas were closer to the cattle-grazed ones. From April to August the proportion of dicots (mainly the *Leguminosae*) has increased, while the proportion of the monocots has decreased in food consumption. Our results indicate that cattle grazing ensures the best conditions regarding food supply in the whole active season while sheep (over)grazing may result in poor choice for ground squirrels in April.

Keywords: *Spermophilus citellus*, diet choice, vegetation, microhistological faecal analysis, habitat-use, grassland management, conservation

A földhasználati konfliktusok tényezői és dinamikája védett természeti területeken

Kalóczkai Ágnes^{1,2,3}, Pataki György^{2,4}, Kelemen Eszter^{2,5},
Kovács Eszter^{5,2} és Fabók Veronika^{2,3}

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

²Environmental Social Science Research Group (ESSRG),
1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38.

³Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

⁴Budapesti Corvinus Egyetem, Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszék,
1093 Budapest, Fővám tér 8.

⁵Szent István Egyetem, Természet- és Tájgazdálkodási Intézet,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

e-mail: kaloczka.agnes@gmail.com

Összefoglaló: Kutatásunkban négy magyarországi agrár-ökoszisztéma (erdő, gyepek, gyümölcsösök, szántók) szolgáltatásainak vizsgálatával a földhasználati konfliktusokat befolyásoló tényezőket tárjuk fel. Kvalitatív empirikus kutatásunk alapján hat faktort azonosítottunk, amelyek egyenként és egymásra kölcsönösen hatva alapvetően meghatározzák a konfliktusok létrejöttét, további alakulását és intenzitását. Ezek a tényezők (1) az agrár-ökoszisztéma típusa és minősége, (2) a gazdasági-pénzügyi helyzet, (3) a természetvédelmi és mezőgazdasági intézményrendszer hatalmi dinamikája és strukturális felépítése, (4) a természetvédelem terepi képviselőinek hozzáállása, (5) a helyi gazdálkodói közösség kulturális-történelmi háttere, valamint (6) az idő és egyéb külső tényezők. Elemzési keretünk egy olyan többszemponútú vizsgálati megközelítésre épít, amely a konfliktusok összetett természetének alaposabb megértését, illetve a konfliktusos helyzetek általános és specifikus jellemzőinek megállapítását teszi lehetővé. Eredményeink gyakorlati haszna, hogy rugalmas, az adott társadalmi, gazdasági, természeti kontextusra reflektáló döntéseket alapozhat meg, s így megelőzheti a tájhasználat-változásból fakadó konfliktusok kialakulását, illetve eszkalálódását.

Kulcsszavak: földhasználati konfliktusok, ökoszisztéma szolgáltatások, természetvédelem, mezőgazdaság

Bevezetés

A természeti közeg az azt alkotó környezeti elemek interakciója és szimbiózisa által több funkció ellátására alkalmas (Rodríguez *et al.* 2006, Bennett *et al.* 2009), hiszen a tájat alkotó különböző ökoszisztémák együttesen és külön-külön is számos szolgáltatást biztosítanak az ember számára (MA 2003). A táj különböző

funkcióinak használata változásokat idéz elő, amelyek kedvező vagy kedvezőtlen hatásokat gyakorolhatnak más funkciókra, illetve szolgáltatásokra (Elmqvist *et al.* 2010). Ezek a változások a természeti környezetben gyakran vezetnek látens, rejtett vagy már a felszínre került (manifeszt) konfliktusokhoz a táj használói között, amelyeket a továbbiakban földhasználati konfliktusoknak nevezünk.

White (2005, 2009) és munkatársai a biodiverzitás konfliktusok és megoldási lehetőségeik vizsgálata során a konfliktusokat kialakító tényezők három csoportját különítették el, s ezeket egy koncepcionális modellben integrálták. A három faktor az individuum szintjére úgy fordítható le, hogy az egyén döntései során (1) képet alkot a konfliktus tárgyát képező természeti erőforrásról, (2) mérlegeli saját gazdasági helyzetét, érdekeit, (3) a döntés lépéseit pedig áthálózza saját viselkedési normája. A három tényező tehát egy olyan környezetet alakít ki, amelyben a faktorok állandó interakciója mellett megszületik a döntés, amelynek következményei visszahatnak a környezetre és az egyes faktorokra is (White 2009). Hellström (2001) erdőterületek konfliktusainak összehasonlító elemzése során az előzőkkel azonos vizsgálati faktorokat állapított meg azzal az eltéréssel, hogy ő a konfliktus politikai aspektusait is részévé tette az analízisnek. Emellett utalt arra is, hogy az egyes faktorok nem választhatóak el egymástól élesen, bizonyos szintű átfedés mindegyik tényező között lehetséges. Tanulmányunkban azt kívánjuk bemutatni, hogy a fent említett modellek további szempontokkal egészíthetők ki, és ezek a faktorok nem azonos súllyal befolyásolják a konfliktus kialakulását, ami miatt a konfliktusok megjelenésükben, kibomlásukban és intenzitásukban is lényeges különbségeket mutatnak más-más területeken.

Módszerek

Kvalitatív empirikus kutatásunkban összesen 96 félig-strukturált interjú és 2 fókuszcsoportot szerveztünk 2009 és 2014 között négy magyarországi agrár-ökoszisztémához (kiskunsági Peszéradacsi rétek: gyep, Őrség és vendvidék: erdő, Szatmár-Bereg: gyümölcsös, Hevesi-sík: szántóföld) kötődő használati érdekek, kulturális értékek, nézetek és ezek különbözőségéből fakadó konfliktusok feltárása céljából. A félig-strukturált interjú jellemzője, hogy csupán a főbb kérdéskörök statikusak, a hozzájuk kapcsolódó kérdések és a kérdezés sorrendje rugalmas (Héra & Ligeti 2005), ami lehetővé teszi a helyi természeti és szocio-ökonómiai sajátosságokhoz alkalmazkodó adatgyűjtést. Az interjúalanyok kiválasztásakor a különböző érintett csoportok minél szélesebb körének lefedésére törekedtünk. Gazdálkodó interjúalanyainkat korcsoportbeli, földhasználati mód szerinti (extenzív, fél-extenzív, intenzív), valamint gazdálkodói méret (kis, közepes és nagy-

gazdálkodók) és profil szerinti (állattartó, növénytermesztő, integrált gazdálkodói mód, az őrési terepmunka esetében pedig magánerdő gazdálkodók, erdőbirtokosságok és állami erdőgazdaság) diverzitásra törekedve választottuk ki. Egy-egy terepen addig folytattuk az interjúzást, amíg az adatgyűjtés el nem érte a telítettségi pontot, vagyis egy-egy újabb beszélgetés már nem hozott újabb információt az adott kérdéskörrel kapcsolatban (Kvale 2005). Az interjúk levezetését előre elkészített interjúfonal, elemzését pedig egységes összefoglaló forma segítette. Az interjúk átlagosan 1-1,5 óráig tartottak. Ha az interjúalany beleegyezését adta, a beszélgetésről hangfelvétel készült az információk visszaellenőrizhetősége és a szó szerint legélt szöveg behatóbb elemzése érdekében.

A fókuszcsoporthoz célja az volt, hogy ismertessük a kutatás addigi eredményeit az érintettekkel, visszajelzést kapjunk tőlük az eredmények érvényességét illetően, valamint közösen továbblépési lehetőségekről gondolkozzunk. Mindkét fókuszcsoporthoz képzett moderátor vezette, akinek munkáját két megfigyelő segítette. A beszélgetésről hangfelvétel, fényképes dokumentáció és kézzel írott jegyzetek készültek. A beszélgetések menetét előre elkészített vezérfonál segítette.

Az adatok elemzése a megalapozott elmélet (Glaser & Strauss 1967, Strauss & Corbin 1997) útmutatásait követve szövegelemző szoftverrel (NVivo) és kvalitatív tartalomelemzéssel (Forman & Darmschroder 2008, Mayring 2000) történt.

Eredmények

Vizsgálatunk rámutatott arra, hogy az agrár-ökoszisztémák eltérő használati igényéből fakadó konfliktusok néhány tipikus és állandó tényezővel jellemezhetők, amelyek meghatározzák a konfliktus megjelenését és intenzitását is. Az 1. táblázatban foglaltuk össze a faktorok jellemzőit.

Konfliktus faktorok: folytonosan egymásra ható tényezők

A tényezők és konfliktusban betöltött szerepük feltárása a konfliktus kezelésének előfeltétele. Az egyes faktorok egyenkénti meghatározása azonban önmagában nem elegendő a konfliktus mélyreható megértéséhez – így a megoldások kereséséhez sem –, hiszen ahogy azt a későbbiekben látni fogjuk, a faktorok állandó interakcióban állnak egymással, s ezek hatással vannak a konfliktus létrejöttére és alakulására. Az 1. ábrán a hat konfliktus faktor látható, a köztük elhelyezkedő nyilak pedig az egymásra hatás irányát mutatják. Az ábra a konfliktus faktorok statikus elhelyezkedésére utal, ám a valóságban ezek dinamikusan változó tényezők, amelyek intenzitása az egyes tényezők kölcsönhatásainak köszönhetően változik.

1. táblázat. A földhasználati konfliktusok tényezői és meghatározásai.

Az agrár-ökoszisztéma típusa és állapota	A tényező meghatározza, hogy az ökoszisztéma milyen típusú és minőségű hasznokat képes biztosítani használói számára. Ezek az adottságok keretben szabnak a terület mezőgazdasági hasznosításának, ugyanakkor a természeti értékek előfordulására is hatással vannak. A természeti szempontból jobb minőségű ökoszisztémák nagyobb prioritást élveznek az adott NPI számára, s ez az ökoszisztémára vonatkozó természetvédelmi előírásokban is megmutatkozik. A jó állapotú és minőségű ökoszisztémára erős mezőgazdálkodási kultúra és hagyományok épülnek, amelyek hatást gyakorolnak a helyi közösségek identitására.
Gazdasági-pénzügyi tényező	A tényező két részből tevődik össze. Egyrészt a termelési bevételekből, amelyek mértékét meghatározza a mezőgazdasági ágazat piaci stabilitása, a felvásárlói árak és a fejlődési lehetőségek stb. Másrészt az agrártámogatásokból, amelyek azon felül, hogy fontos szerepet töltenek be a gazdaságok fenntartásában, alapvetően a természetvédelmi korlátozások miatt kieső bevételek kompenzálását célozzák. A gazdasági faktor konfliktust szabályozó hatásának vizsgálata során elemezni szükséges, hogy mekkora a feláldozott haszon (használdozat költség, opportunity cost), vagyis milyen mértékben kompenzálja a gazdákat az igényelt támogatás az előírások betartása következtében kieső bevételhez képest, és milyen mértékben függ a gazdaság stabilitása, fejlődése a támogatásoktól. Emellett figyelemmel kell lenni arra is, hogy az agrár-környezetgazdálkodási támogatási összeg ágazatonként és célprogramonként változó mértékű, és a területi szempontokhoz nem igazodik (a célprogramokhoz tartozó összeg ugyannyi egy jó minőségű mezőgazdasági és egy gyengébb minőségű szántó esetében is, ami feszültségek forrása lehet). A tényező vizsgálatoknál fontos feltárni a vizsgált ökoszisztémához kapcsolódó mezőgazdálkodási ágazat nemzeti/nemzetközi piaci helyzetét, valamint a helyi kereskedelmi lehetőségeket.
Hatalmi és intézményi struktúra	A hatalmi és intézményi struktúra alapvetően meghatározza a helyi erőviszonyokat az állami természetvédelmi szerv és a helyi érintettek között. Az erőviszonyok alakításában meghatározó szerepe van a természetvédelmi és mezőgazdasági intézményrendszer felépítésének és működésének, a döntéshozatali folyamatok típusának (top-down vagy bottom-up), a tulajdonviszonyoknak (a természetvédelmi szabályozások a magántulajdonban lévő területek esetében a tulajdonjogok szabad gyakorlásának akadályozása miatt felerősíthetik a konfliktust), illetve az intézmények kommunikációjának.

1. táblázat. A földhasználati konfliktusok tényezői és meghatározásai.

Kulturális és történelmi háttér	A konfliktus kialakulásában és elmélyülésében meghatározó szerepet játszik az identitás és a földhöz való kötődés, amely szorosan kötődik az egyén vagy a közösség kulturális és történelmi háttéréhez. A gazdálkodók identitása több tényezőből tevődik össze: a föld számukra a megélhetés alapja, ám sokuknak családi örökség is, és a mezőgazdálkodási tevékenység családi hagyomány. Másrészt a gazdálkodók a föld gondozóiként, a vidék gondnokaiként tekinthetnek önmagukra, akik munkájuk által nemcsak élelmiszert termelnek, hanem ápolják a tájat, hogy az rendezett képet mutasson. A minőségi élelmiszertermelés nézeteik szerint értékteremtő tevékenység. A faktor másik összetevőjéhez, a földhasználathoz kapcsolódó hagyományokhoz olyan értékek fűződnek, amelyek a családi vagy közösségi földhasználati szokásokon alapulnak. A természetvédelmi korlátozásokat a gazdálkodók gyakran identitásuk megélésének, valamint a régmúlta visszatekintő hagyományaik, kulturális szükségleteik kielégítésének korlátaiként azonosítják.
A természetvédelmi ör személye	A természetvédelmi ör személye, hozzáállása, nyitottsága, rugalmassága, kommunikációja hatással van a helyiakkal kialakított viszonyára, és nagyban befolyásolhatja a konfliktusok kialakulását és intenzitását.
Idő és egyéb külső tényezők	A konfliktus jelenlétét, intenzitását meghatározza, hogy a konfliktus vizsgálatának időpontjában milyen aktuális külső hatások befolyásolják a természetvédelmi szerv és a gazdálkodók közötti viszonyt. Egy-egy természetvédelmi korlátozás (pl. vízelvezetés tiltása) bizonyos körülmények között (extrém csapadékos időjárás) fokozott ellenszenvet válthat ki a gazdálkodókból. Ugyanakkor bizonyos konfliktusforrások (pl. korlátozó természetvédelmi előírások bevezetése) megítélése az idő múlásával változhat (erősödhet vagy gyengülhet).

A tényezők és egymás közötti kapcsolataik feltárása rendszerszintű elemzésekkel valósítható meg, amelyekben az egyes tényezők hatásai mellett a faktorok dinamikus változásai és az ezekből fakadó következmények is nyomon követhetők. A következőkben a négy kutatási területen feltárt konfliktus dinamika összevont eredményeit foglaljuk össze.

A faktorok között számos kapcsolat fedezhető fel. A „kulturális és történelmi háttér”, valamint a „gazdasági tényező” a kapcsolatok számát tekintve központi helyet foglal el az ábrán, hiszen a hatások többsége ehhez a két elemhez fűződik. Kétirányú a hatás egyrészt a *termelési bevétel (gazdasági-pénzügyi faktor)*, másrészt pedig a gazdálkodók *identitása* és a *földhasználati hagyományok* között. Ha a gazdálkodó célja az ökoszisztéma gazdasági hasznainak növelése, például a termelés intenzifikálása által, háttérbe szorul az identitásnak az a formája, amely a természet tiszteletének ápolására épül, és a régi földhasználati hagyomá-

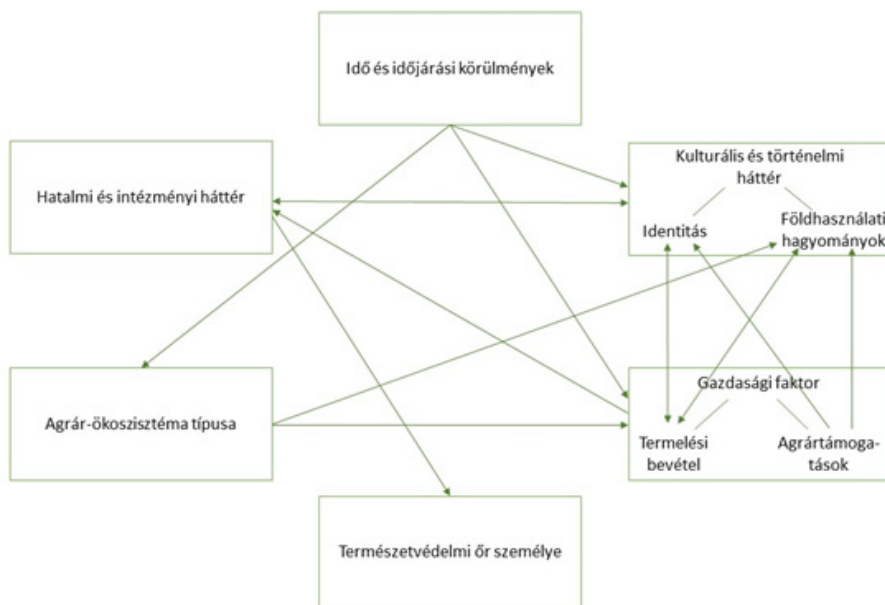
nyok őrzése is fontosságát veszti a megszerezhető termelési bevétellel szemben. Ekkor az elérhető gazdasági haszon minden áron növelése erősebb motivációt jelent a gazdálkodó számára, ami a kulturális értékek degradációja mellett természetvédelmi szempontból is kedvezőtlen, s így a földhasználati konfliktusok egyik meghatározó gyökerévé válik.

„Mindent meg tudnak magyarázni, de ezzel én meg a marha nem lakunk jól.” (idézet egy gazdálkodótól)

Ugyanakkor az is előfordulhat, hogy egyes közösségek számára az ökoszisztéma fokozott használata által nyerhető további határhasznok nem jelentenek akkora ösztönzést, hogy a többletbevétel érdekében sérüljön a családi örökség és a régóta fennmaradt gazdálkodási hagyomány.

„Az erdőt az unokáinknak is akarják, hogy legyen.” (idézet egy erdőgazdálkodótól)

A gazdasági faktor másik eleme, az *agrártámogatásokból származó bevétel*, valamint a *kulturális és történelmi tényezők* közötti hatás egyirányú. A támogatások fejében megkívánt előírások korlátozzák a termelési mennyiségeket, és a korábbiaktól eltérő földhasználati módot és termelési formát igényelnek. Mind-



1. ábra. A földhasználati konfliktusok tényezői és kölcsönhatásaik.

ezekért cserébe a gazdálkodók támogatásban részesülnek, ami ez egyes gazdaságok számára létfenntartó szereppel bír, miközben a gazdálkodók bizonyos elvárásokat saját identitásuk és hagyományaik elnyomásaként, a tevékenységeik által létrehozott, értékesnek tartott termékek (pl. élelmiszer) és szolgáltatások (a vidék „rendben tartása”) lekicsinyléseként élnek meg. Ezek érzelmi dilemmákhoz, sérődöttséghez, értékkonfliktusokhoz vezetnek.

„Miért nem bíznak meg a gazdáiban?!” (idézet egy gazdálkodótól)

Az agrártámogatások negatív hatással lehetnek az identitásra olyan esetekben is, amikor sem bizonyos külső tényezők (pl. a gazdák mint élelmiszertermelők társadalmi elismerése), sem az egyén személyes kötődése (komoly családi hagyományok, erős érzelmi kötődés) nem erősíti a gazdálkodó ragaszkodását és tiszteletét a föld és a mezőgazdálkodás iránt.

A *kulturális és történelmi háttér* valamint a *hatalmi, intézményi struktúra* koevolúciós folyamatok eredményeként formálódik (Norgaard 1994), hiszen a kulturális és történelmi háttér meghatározza, hogy milyen típusú döntéshozatali berendezkedés, intézményi működés alakul ki, ugyanakkor a hatalmi, intézményi struktúra statikus keretbe helyezi, és állandó hatással van a kulturális és történelmi folyamatokra. A hatalmi, intézményi berendezkedésre ezen felül a *gazdasági-pénzügyi* tényezők is hatást gyakorolnak. Egy nemzeti park igazgatóság (NPI) földbérletekre vonatkozó döntéseire, például a bérleti díj összegére alapvető befolyással bír az igazgatóság költségvetési kerete, pénzügyi helyzete. A szűk pénzügyi kerettel gazdálkodó igazgatóságok számára komoly bevételt jelenthetnek a bérleti díjak, ám ez bizonyos mérték felett a gazdálkodók ellenszenvét válthatja ki.

„Idén kétszeresére emelték (a NPI) a bérleti díjat.” (idézet egy gazdálkodótól)

Az igazgatóságokat érintő *gazdasági-pénzügyi* tényezők a döntéshozatali folyamatok lehetőségeinek is korlátokat szabnak. A gazdálkodókat érintő kérdések hatékony és eredményes egyeztetésére, megvitatására korlátozottak a lehetőségek, ha az igazgatóság nem rendelkezik többek között az ehhez szükséges anyagi háttérrel. (A demokratikusabb döntések meghozatalához a pénzügyi háttér megteremtése mellett számos más tényező – pl. részvételi döntéshozatalra való nyitottság a felek részéről, szakértelem, egyeztetéshez szükséges kapacitás – is szükséges).

A hatalmi és intézményi struktúra tulajdonságai hatással vannak a *természetvédelmi ör gazdálkodókkal kialakított kapcsolataira* is. Ha az intézményi berendezkedés rugalmatlan, merev, az ör döntéshozatali szuverenitásában, gazdálkodókkal

szembeni rugalmasságában is korlátozott. Az intézményrendszer működése, a hatalommegosztás típusa, illetve az ezáltal kialakított belső hierarchia határokat szab a természetvédelmi örök számára a gazdálkodói kapcsolataik kezelését illetően.

„Nem tudunk mit csinálni, el van döntve” (idézet egy gazdálkodótól)

A földhasználati konfliktusok gazdasági vonatkozású okait az is erősen meghatározza, hogy az agrár-ökoszisztéma milyen megélhetési alapot biztosít (*agrár-ökoszisztéma típusa és minősége*) az abból élők számára. Ha az ökoszisztéma mezőgazdasági szempontból gyenge potenciállal rendelkezik, akkor a termelést korlátozó előírások, főként ha kompenzáció is jár betartásukért, kevésbé jelentenek konfliktusalapot.

„A mi földünkől nem lehet annyi jövedelemhez jutni...” (idézet egy gazdálkodótól)

Abban az esetben viszont, ha az ökoszisztéma jó adottságai miatt komoly gazdasági érdekek kötődnek a területhez, az előírások következtében csökkennek a megszerezhető hasznok, amelyek így a kompenzáció ellenére is komoly konfliktusforrást jelentenek. Az *agrár-ökoszisztéma típusa és minősége* mindemellett a mezőgazdasági *hagyományokra* is kifejti hatását. A mezőgazdasági szempontból jobb minőségű ökoszisztémákhoz nagy valószínűséggel a régmúltban is számos gazdálkodási tevékenység kapcsolódott, s ezek nagyobb eséllyel maradtak fenn olyan területen, ahol a termelés erős intenzifikáció nélkül is gazdaságos maradt.

Az *idő és egyéb külső faktorok* csoportjába olyan tényezők sorolhatóak, amelyek ember által nem, vagy nehezen befolyásolhatóak, így pl. az idő múlása vagy az időjárás. Az éppen aktuális időjárási körülmények befolyással vannak az agrár-ökoszisztéma hasznosíthatóságára, vagyis gazdálkodási szempontból a minőségét módosítják, ami a termelési lehetőségekre fejt ki hatását. Egy rendkívül csapadékos évben a területi adottságoztól függően egyes földterületek használhatatlanná válnak, így csökken a betakarítható termésmennyiség, ami elsősorban a termelési bevételeket érinti kedvezőtlenül, s emellett felértékelődik az agrártámogatások szerepe a gazdálkodó számára. Ezek az irányíthatatlan körülmények a természetvédelmi korlátozások hatásait felerősíthetik: a védett területekre vonatkozó vízmegtartási szabály extrém csapadékos időszakban a gazdálkodók fokozott ellenszenvét válthatja ki. Az időtényező a konfliktusban résztvevők különböző tevékenységekre, történésekre vonatkozó megítélését befolyásolja. Az idő múlásával az érintettek fejében átalakulhatnak bizonyos helyzetképek, s így a konfliktusok megítélése felerősödhet vagy gyengülhet. Például a gazdálkodók gyerekkori emlékei a tájról, a mezőgazdálkodási szokásokról, amelyek akár valóságok, akár az idő múlásának köszönhetően illuzórikusak, a konfliktusok érzelmi oldalait élesíthetik

ki akkor, ha bizonyos korlátozások nem az emlékképekben élő állapotok megvalósulását, fenntartását támogatják. Az agrár-környezetgazdálkodási támogatásokkal együtt járó előírások a kezdeti időszakban sok nehézséget okoztak a gazdálkodók számára. Az eltelt idő a természetvédelmi, agrár-környezetgazdálkodási szabályok elfogadottságára is hatással van, hiszen az évek során a gazdák támogatási rendszerekben való gyakorlottabbá válása csökkentheti a konfliktusokat.

Értékelés

Kutatásunk eredményei rámutattak arra, hogy a földhasználati konfliktusok dinamikusan változó helyzetek, amelyek megértéséhez az agrár-ökoszisztémára hatást gyakorló gazdasági, ökológiai és társadalmi tényezők rendszerszintű elemzése szükséges a faktorok közötti interakciók figyelembevételével. E megközelítés legfőbb hozadéka, hogy láttatni képes egy-egy konfliktus rejtett aspektusait, amelyek ismerete hatékonyabb és konfliktus-eszkalációtól mentes természetvédelmi döntések meghozatalát segítik elő. Az ellentétek komplexitásának felismerése más fényben láttatja a konfliktust a benne szereplők számára, ami fontos előrelépési lehetőséget jelenthet az érintettek viszonyának rendezésében. A földhasználati konfliktusok alaposabb megértése egy hatékonyabban működő és nagyobb társadalmi támogatottsággal bíró természetvédelem elérését teszi lehetővé.

Köszönetnyilvánítás – Kutatásunk az Országos Tudományos Kutatási Alapprogram „Agrár-ökoszisztéma szolgáltatások értékelése részvételi technikák alkalmazásával” c. projektje (azonosító szám: K78514, témavezető: Pataki György) által valósult meg. Köszönetünket fejezzük ki valamennyi interjúalanyunknak és nemzeti park igazgatóságnak a kutatás során mutatott nyitottságukért és együttműködésükért. Köszönjük az Environmental Social Science Research Group (ESSRG) tagjainak támogatását. A Szent István Egyetem kutatóinak a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence – 17586-4/2013/TUDPOL is támogatást nyújtott.

Irodalomjegyzék

- Bennett, E. M., Peterson, G. D. & Gordon, L. J. (2009): Understanding relationships among multiple ecosystem services. – *Ecol. Lett.* **12**: 1–11.
- Rodríguez, J. P., Beard, T. D. Jr., Bennett, E. M., Cumming, G. S., Cork, S., Agard, J., Dobson, A. P. & Peterson, G. D. (2006): Trade-offs across space, time, and ecosystem services. – *Ecol. Soc.* **11**(1): 28. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/>
- Elmqvist, T., Maltby, E., Barker, T., Mortimer, M., Perrings, C., Aronson, J., de Groot, R., Fitter, A., Mace, G., Norberg, J., Sousa Pinto, I. & Ring, I. (2010): Biodiversity, ecosystems and ecosystem

- services. – In: *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*. TEEB Document
- Forman, J. & Damschroder, L. (2008): Qualitative Content Analysis. Empirical Methods for Bioethics: A Primer. – *Adv. Bioethics* **11**: 39–62. URL: http://78.38.108.200/files/Medical%20Ethics/pages/c090_advances_in_bioethics.pdf#page=50
- Glaser, B. G. & Strauss, A. L. (1967): *The Discovery of Grounded Theory: Strategies for Qualitative Research*. – Chicago: Aldine.
- Hellström, E. (2001): *Conflict Cultures – Qualitative Comparative Analysis of Environmental Conflicts in Forestry*. – Silva Fennica Monographs 2. 109 pp.
- MA (2003): *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. – Island Press, Washington D.C.
- Mayring, P. (2000): *Qualitative Content Analysis*. – Forum: Qualitative Social Research. Vol. 1. No. 2. URL: <http://www.qualitative-research.net/index.php/fqs/article/view/1089/2385>
- Norgaard, R. B. (1994): *Development Betrayed*. – Routledge, London és New York.
- Strauss, A. & Corbin, J. (szerk) (1997): *Grounded Theory in Practice*. – Sage, London.
- White, R., Fischer, A., Hansen, H., Varjoparu, R., Young, J. & Adamescu, M. (2005): *Conflict Management, Participation, Social Learning and Attitudes in Biodiversity Conservation. ALTERNet: A Long-Term Biodiversity, Ecosystem and Awareness Research Network*. – ALTERNet work package R4, Biodiversity conservation options – WPR4-2005-12.
- White, R., Fischer, A., Marshall, K., Travis, J. M. J., Webb, T. J. di Falco, S., Redpath, S. M., van der Wal, R. (2009): Developing an integrated conceptual framework to understand biodiversity conflicts. – *Land Use Policy* **26**: 242–253.

The factors and dynamics of land-use conflicts

Ágnes Kalóczkai^{1,2,3}, György Pataki^{2,4}, Eszter Kelemen^{2,5},
Eszter Kovács^{5,2}, and Veronika Fabók^{2,3}

¹*HAS Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany,
H-2163 Vácraátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary*

²*Environmental Social Science Research Group (ESSRG),
H-1024, Budapest, Rómer Flóris u. 38, Hungary*

³*Environmental Sciences Doctoral School, St. István University,
H-2100, Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

⁴*Department of Environmental Economics and Technology,
Corvinus University of Budapest,
H-1093, Budapest, Fővám tér 8, Hungary*

⁵*Institute of Nature Conservation and Landscape Management, St. István University,
H-2100, Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*
e-mail: kaloczcai.agnes@gmail.com

The paper reports on a qualitative empirical research exploring land-use conflicts related to four agro-ecosystems (forest, pasture, orchard and plow land) and the services they provide. The qualitative research design was based on purposive sampling of farmers and other stakeholders as key informants, semi-structured interviews as data collection method, and grounded theory inspired qualitative content analysis as data analysis. As a result a model of land-use conflicts were built based upon six major factors and their co-evolutionary interaction. The following six factors were identified as ones that influence the occurrence, unfolding and intensity of land-use conflicts: (1) type and quality of agro-ecosystem, (2) economic-financial conditions, (3) institutional structure and power dynamics of conservation and agricultural public policy systems, (4) personal attitudes of rangers, (5) cultural-historical background of the local farming community and (6) time and other external factors (e.g. climate dynamics). The novelty of the analytical framework developed lies in its multi-criteria character and dynamic understanding of factors' interplay it conveys. The results of the present research can contribute to development of a more flexible, participatory, dialogue-based and adaptive decision- and policy-making process that are adequately sensitive to the local natural, social and economic needs and, consequently, better prevents land-use conflicts to emerge and/or escalate.

Keywords: land-use conflicts, ecosystem services, nature conservation, agriculture

Vadkár-okozók állománycsökkentésétől a növény-növényevő kapcsolatrendszerek többoldalú kezeléséig

Katona Krisztián, Fehér Ádám és Szemethy László

*Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézet
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.
e-mail: katonak@ns.vvt.gau.hu;*

Összefoglaló: Hazánkban a patás vadfajaink szerepének megítélése az erdei életközösségek működésében alapvetően negatív. Az egyoldalú, a növény-növényevő kapcsolatrendszerek komplex ökológiai működését figyelmen kívül hagyó, jórészt gazdasági érdekek mentén kialakított uralkodó koncepció megnehezíti az ökológiai alapú eredményes természetvédelmi kezelések végrehajtását is. Erdei patásaink ökoszisztéma mérnök szerepet töltenek be az erdei életközösségekben, ahol szabályozó tevékenységük számtalan negatív és pozitív hatással nyilvánul meg. Nemzetközi példák azt mutatják, hogy a természetes folyamatokra alapozott erdőgazdálkodás mellett a sokfajú patásközösségek is „hasznos” részei lehetnek az erdőnek. Az univerzális megoldásként hangoztatott vadállomány-csökkentés hatása nagymértékben múlik az erdők természetességén, az élőhelyi és a tájleptékű mozaikosságon, a foltok relatív minőségén (pl. az optimális tápláléknövények elérhetőségén) és azok használatán is. Alapvetőnek tartjuk egy, a patások „túlszaporodását” és a vegetáció „túlhasználatát” előrejelző ökoszisztéma-szemléletű indikátor-rendszer alkalmazását a patások hatásaival kapcsolatos erdő- és vadgazdálkodási és természetvédelmi kezelések során.

Kulcsszavak: gímszarvas, vaddisznó, patások, túlszaporodás, vadkár, ökoszisztéma-mérnök, herbivoria, erdőtermészetesség

A patások ökológiai szabályozó szerepei az erdei életközösségekben

Egy természetes erdei ökoszisztéma egészséges működéséhez szükség van az őshonos patás vadfajok, mint hazánkban a gímszarvas (*Cervus elaphus*), az őz (*Capreolus capreolus*), vagy a vaddisznó (*Sus scrofa*) tevékeny jelenlétére. Ezek a nagytestű fajok nagymértékben képesek szabályozni az erdőtársulások fajösszetételét, szerkezeti viszonyait és a vegetáció dinamikáját, ezért ökoszisztéma-mérnök fajokként is tekinthetünk rájuk (Smit & Putman 2011). Szelektív táplálkozásukkal a fajok közötti és fajon belüli versengést egyaránt szabályozzák a vegetációban, így formálva az erdő képét. A növényevők rágása gátat szabhat az invazív fajok terjedésének (Katona *et al.* 2013b); máskor a nem kedvelt, rágástűrő vagy mérgező fajok eluralkodásához, vagy egyes ízeltlábúak vagy madárfajok eltűnéséhez is vezethet (Reimoser & Putman 2011). A patások hatásai lassíthatják az erdei lécek bezáródását, ami pl. a lokális lepke- vagy hullódiverzitást is növelheti; de a nyílt területek beerdősülésének késleltetése az értékes sziklagyepéken is rész-

ben ellensúlyozhatja a taposás és rágás negatív hatásait. Számtalan növényfajt is terjeszthetnek a magvak elfogyasztásával és a hullatékkal történő kiürítés útján (Jaroszewicz *et al.* 2013); valamint a szőrzeten megtapadó növényi szaporító képletek szállításával (Picard & Baltzinger 2012).

A mindenevő vaddisznó okozta jellegzetes talajbolygatás, a túrás során a talaj fellazításával javulhat annak tápanyagforgalma (Palacio *et al.* 2013). Az el nem fogyasztott magvak betaposásával és betúráásával változatosabbá válhat a lágyszárú növényközösség, és a bolygatást követően a gerinctelen fauna létfeltételei is javulhatnak (Fagiani *et al.* 2014). Túrásai akár fokozottan védett növényfajaink terjedését is segíthetik (Bíró *et al.* 2012).

A nagytű vadfajok hiányában a területen előforduló növények versengését nem befolyásolja majd az egyes fajokra eltérő módon és mértékben ható növényfogyasztás, taposás, túrás. A jobb kompetitív képességekkel rendelkező növényfajokat így semmi nem szorítja vissza; és a patások szabályozó hatásai nélkül a területen homogenizálódási folyamat mehet végbe (Newman *et al.* 2014). Bár a patások túl intenzív jelenléte is az erdei biodiverzitás csökkenését okozhatja, de a növényevők kizárása is hosszú távon a változatosság megőrzése ellen hathat (Pekin *et al.* 2014). A vadkizáró kerítések a rágást nehezen toleráló és ritka növényfajok túlélését segíthetik (Lessard *et al.* 2012), mert állományaikban akár egy alacsonyabb intenzitású vadhatás is érzékeny sérüléseket okozhat. De természetesebb védelmet biztosíthatnak a növényevők hozzáférését akadályozó refúgiumok, mint a nehezen megközelíthető élőhelyi foltok (Chollet *et al.* 2013), a sűrű cserjések (Muñoz *et al.* 2009), és a holtfa vagy a ragadozók jelenléte (Kuijper *et al.* 2013).

A különböző vadhatások, mint a rágás, hántás, túrás sokféle következménnyel lehetnek a környezetre. Ugyanaz a vadhatás egyes fajokat korlátozhat, míg másoknak ez a bolygatás versenyelőnyt, sikeresebb túlélést okozhat. Az erdei ökoszisztémában egyetlen vadhatásnak sincs kizárólag jó vagy rossz befolyása az életközösséget alkotó fajokra.

Vadrágásra adott növényi reakciók változatossága

A növények és növényevők sokszínű koevolúciója következtében a növényfajok nem reagálnak egyformán a vadhatások okozta bolygatásokra, így a vadrágásra sem (Strauss & Agrawal 1999). A rágás okozta sérülés helye, bekövetkezésének ideje, mértéke, ismétlődése, a növény kondíciója és egyéb vitalitást befolyásoló tényezők együttesen határozzák meg, hogy a vadrágás valóban kedvezőtlen lesz-e

az érintett növény számára. Így a patások az egy fajba tartozó növények egyedi változatosságára (pl. törzsalakulás, magasság) is hatnak.

A vadragás a növény szempontjából stresszként jelentkezik, ami bizonyos határok között serkentő hatású is lehet a növekedésre. Ilyenkor a növény vagy annyi növekményt produkál, amennyit rágás során elvesztett (kompenzáció), vagy még ennél is nagyobb gyarapodással igyekszik behozni lemaradását (túlkompenzáció). Amennyiben a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) csemetéit a levélzet harmadától megfosztották, nem volt kimutatható visszamaradás az egyedek növekedésében, ugyanakkor túlkompenzáció valamennyi kezelt csemeténél jelentkezett (Hilton *et al.* 1987). Kompenzáló növekedést molyhos nyír (*Betula pubescens*) esetében is megfigyeltek (Hjältén *et al.* 1993), az erőteljesebb túlkompenzáció pedig a fehér akácra (*Robinia pseudoacacia*) is jellemző (Fehér & Katona 2013). A növények vadhatással szembeni toleranciáját jelentősen módosíthatják a korlátozó termőhelyi tényezők, pl. a talajnedvesség (Kullberg & Welander 2003) és a fényviszonyok (Canham *et al.* 1994).

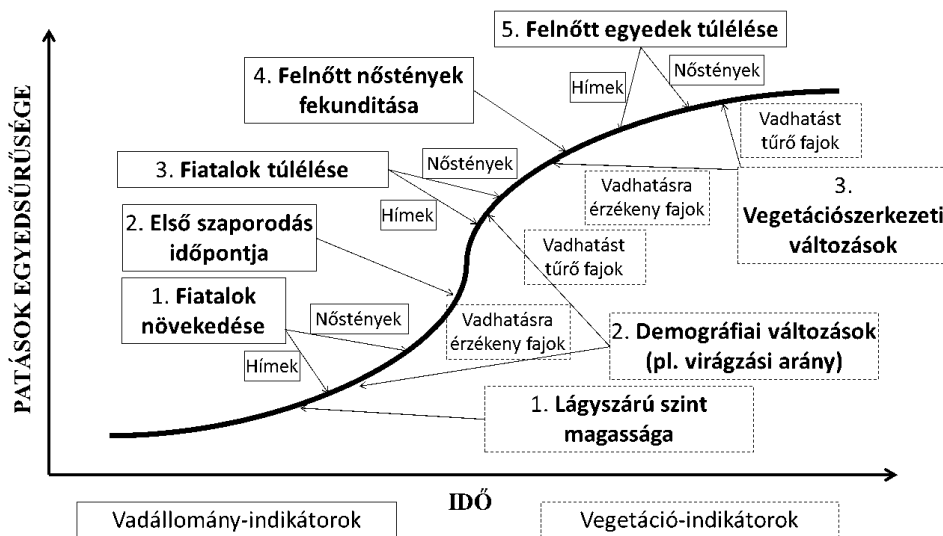
Patás vadfajaink hatásainak hazai megítélése

Hazánkban az erdei ökoszisztémát jórészt ökonómiai szempontok alapján hasznosító ágazatok leegyszerűsítve kezelik a növény-növényevő kapcsolatok komplex rendszerét, részben a kiszámíthatóbb gazdálkodás, részben az eredményesség érdekében. Emiatt a patások és az erdő kapcsolata általában konfliktusos viszonyként tűnik fel, ahol ezek a fajok alapvetően negatív hatásokat (vadkár) fejtenek ki, pozitívakat (vadhaszon) viszont nem. A párosujjú patás vadfajok állományai Európa-szerte erőteljesen növekednek (Burbaité & Csányi 2010). Tény, hogy rágásukkal, taposásukkal, túrásukkal természetvédelmi problémákat és gazdasági károkat egyaránt okozhatnak (Putman & Moore 1998). Azonban a hatékony, átfogó szakmai és tudományos ismereteken nyugvó kezeléseket megnehezíti az a hazánkban erőteljesen jelen levő egyoldalú szemlélet, miszerint bár e fajok nem tudnak létezni erdő nélkül, az erdő életközössége működőképes nélkülük (ld. pl. Bodor 2014). Így a velük kapcsolatos konfliktusok kezelésére kizárólagos megoldásként mindig a drasztikus állománycsökkentésük kerül elő (Nagy 2010).

Megoldás lehet-e önmagában a patás vadfajok létszám-szabályozása?

A negatív vadhatás (vadkár) bekövetkezésének valószínűsége legalább annyira függ az élőhelyi tényezőktől, mint a patás fajok állománysűrűségétől (Debeljak *et*

al. 2001). Az egymással szomszédos élőhelyi foltok hasznátságában is jelentős különbségek adódhatnak, ha azok eltérő mértékben és mintázatban tartalmaznak rágástűrő vagy preferált táplálékot adó növényeket. Emiatt az erőteljes állomány-csökkentés sem garantálhatja a negatív vadhatások megszűnését, hiszen a vadhatásra nagyon érzékeny élőhelyi foltok területének növekedésével a vadfajok populációsűrűségének küszöbértéke, ahol a vadhatások negatív mértéke hirtelen megugrik, egyre lejjebb kerül (Putman *et al.* 2011). A vadállomány és az erdei növényzet egyensúlyát az ökoszisztéma-alapú gazdálkodás (Sandström *et al.* 2013) elvét követve alkalmazkodóbban kezelhetjük. Ilyenkor a vadfaj „túlszaporodását” és élőhelyének „túlhasználatát” a vadállomány sűrűségfüggő szabályozásának populációdinamikai jelzéseivel, és a vadhatások következtében jelentkező vegetációs változások indikátoraival két oldalról monitorozzuk (Myserud 2006; 1. ábra).



1. ábra. „Túlszaporodás-túlhasználat” indikátor-rendszere a patások és a vegetáció kapcsolataiban (Myserud 2006 nyomán).

A nyílak helye a logisztikus görbén csak a sorrendet jelzi a görbe egy-egy oldalán elhelyezkedő indikátorok között; azok aktuálisan mért értékei jelzik a patások és a vegetáció közötti egyensúly állapotát.

Az élőhely-kezelés szerepe a vadhatás szabályozásában

Számos esetben tűnik egyszerű lépésnek a vadállomány csökkentése, anélkül, hogy alaposan megvizsgálná az élőhely sérülékenységére utaló tényezőket. Az erdőt számos érdekcsoport használhatja. Tevékenységük jelentős hatással lehet az

erdő fajösszetételére, szerkezetére, felújulására vagy diverzitására. Mivel az élőhely minősége nagymértékben befolyásolja a vadfajok jelenlétét, viselkedését és így a hatásait is, ezért az élőhely ember által is alakított állapotának jóval nagyobb jelentősége lehet a vadkár alakulásában, mint az aktuális vadállomány-sűrűségnek (Gerhardt *et al.* 2013). A vágásos gazdálkodásra jellemző fajszegény erdőkben a növényevők nem tehetnek mást, a gazdaságilag értékes fafajok hajtásait fogyasztják akkor is, ha egyébként nem kedvelik azokat (Katona *et al.* 2013b).

Ahhoz, hogy az erdő-vad kapcsolatokat alkalmazkodó módon tudjuk kezelni, olyan ökológiai ismeretekre alapozott stratégiára van szükség, ami többoldalú problémakezelést biztosíthat. Ezért fejlesztettünk ki egy olyan vadhatás-monitoring módszertant (Katona *et al.* 2013a), amely jól illeszthető egy bioindikátorokra alapozott döntéstámogató rendszerhez. Az erdei vegetáció kínálatát és használatának mintázatait a patás vadfajok szempontjából leíró ökológiai adatok segítségével (Katona *et al.* 2015) az erdei élőhelyek természetközeli kezelését megalapozó tervek készíthetők. Ebben a patás vadállományokkal való gazdálkodás megfelelő tervezése mellett a természetközeli erdőgazdálkodás (Kuijper 2011) és az élőhelyi kockázati tényezők monitorozása (Nopp-Mayr *et al.* 2011) is fontos feladatok.

Köszönetnyilvánítás – Munkánkat a Svájci-Magyar Együttműködési Program (SH/4/8 – 'Fenntartható természetvédelem a magyarországi Natura 2000 területeken' projekt) és a Kutató Kari Kiválósági Támogatás (8526-5/2014/TUDPOL) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Biró, Zs., Katona, K., Bleier, N., Lehoczki, R., Újváry, D., Szilágyi, Zs., Markolt, F. & Szemethy, L. (2012): A körösladányi vadaskert vaddisznó állományának hatása a védett növényekre. – *Term. Közlem.* **18**: 67-76.
- Bodor, L. (2014): Helyzetjelentés erdei vadkár ügyben. – *Erdészeti Lapok*, **CXLIX**(3): 76–78.
- Burbaité, L. & Csányi, S. (2010): Red deer population and harvest changes in Europe. – *Acta Zool. Lit.* **20**(4): 179–188.
- Canham, C. D., McAninch, J. B. & Wood, D. M. (1994): Effects of the frequency, timing, and intensity of simulated browsing on growth and mortality of tree seedlings. – *Can. J. Forest Res.* **24**(4): 817–825.
- Chollet, S., Baltzinger, C., Ostermann, L., Saint-André, F. & Martin, J. L. (2013): Importance for forest plant communities of refuges protecting from deer browsing. – *Forest Ecol. Manag.* **289**: 470–477.
- Debeljak, M., Dzeroski, S., Jerina, K., Kobler, A. & Adamic, M. (2001): Habitat suitability modeling for red deer (*Cervus elaphus* L.) in South-central Slovenia with classification trees. – *Ecol. Model.* **138**: 321–330.
- Fagiani, S., Fipaldini, D., Santarelli, L., Burrascano, S., Del Vico, E., Giarrizzo, E., Mei, M., Taglianti, A. V., Boitani, L. & Mortelliti, A. (2014): Monitoring protocols for the evaluation of the

- impact of wild boar (*Sus scrofa*) rooting on plants and animals in forest ecosystems. – *Hystrix* **25**(1): 31–38.
- Fehér, Á. & Katona, K. (2013): Akácrágás: vadkár vagy vadhatás? – *Erdészeti Lapok* **CXLVIII**(9): 278–281.
- Gerhardt, P., Arnold, J. M., Hackländer, K. & Hochbichler, E. (2013): Determinants of deer impact in European forests - A systematic literature analysis. – *Forest Ecol. Manag.* **310**: 173–186.
- Hilton, G. M., Packham, J. R. & Willis, A. J. (1987): Effects of experimental defoliation on a population of pedunculate oak (*Quercus robur* L.). – *New Phytol.* **107**(3): 603–612.
- Hjältén, J., Danell, K., Ericson, L. (1993): Effects of simulated herbivory and intraspecific competition on the compensatory ability of birches. – *Ecology*, **74**(4): 1136–1142.
- Jaroszewicz, B., Piroznikow, E. & Sondej, I. (2013): Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest. – *Forest Ecol. Manag.* **305**: 21–28.
- Katona, K., Bleier, N., Hejel, P., Fehér, Á. & Szemethy, L. (2013a): *Terepi módszertani segédlet a vadonélő patás fajok erdei élőhelyeken megfigyelhető hatásainak méréséhez.* – Patamat Bt., Vértessomló, 14 pp.
- Katona, K., Fehér, Á., Bleier, N., Hejel, P. & Szemethy, L. (2015): Patások erdei élőhelyeken tapasztalható hatásainak felmérése: a vadhatás monitoring. – *Vadbiológia* **17**: 1–7.
- Katona, K., Kiss, M., Bleier, N., Székely, J., Nyeste, M., Kovács, V., Terhes, A., Fodor, Á., Olajos, T., Rasztovtovits, E. & Szemethy, L. (2013b): Ungulate browsing shapes climate change impacts on forest biodiversity in Hungary. – *Biodivers. Conserv.* **22**(5): 1167–1180.
- Kuijper, D. P. J. (2011): Lack of natural control mechanisms increases wildlife–forestry conflict in managed temperate European forest systems. – *Eur. J. Forest Res.* **130**: 895–909.
- Kuijper, D. P. J., de Kleine, C., Churski, M., van Hooft, P., Bubnicki, J. & Jedrzejska, B. (2013): Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. – *Ecography* **36**: 001–013.
- Kullberg, Y. & Welander, N. T. (2003): Effects of simulated winter browsing and drought on growth of *Quercus robur* L. seedlings during establishment. – *Forest Ecol. Manag.* **173**: 125–133.
- Lessard, J. P., Reynolds, W. N., Bunn, W. A., Genung, M. A., Cregger, M. A., Felker-Quinn, E., Barrios-Garcia, M. N., Stevenson, M. L., Lawton, R. M., Brown, C. B., Patrick, M., Rock, J. H., Jenkins, M. A., Bailey, J. K. & Schweitzer, J. A. (2012): Equivalence in the strength of deer herbivory on above and below ground communities. – *Basic Appl. Ecol.* **13**: 59–66.
- Muñoz, A., Bonal, R. & Díaz, M. (2009): Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse Mediterranean ecosystem. – *Basic Appl. Ecol.* **13**(10): 151–160.
- Mysterud, A. (2006): The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. – *Wildl. Biol.* **12**(2): 129–141.
- Nagy, I. (2010): Az utolsó órában. – *Erdészeti Lapok* **CXLV**(3): 82–84.
- Newman, M., Mitchell, F. J. G. & Kelly, D. L. (2014): Exclusion of large herbivores: long-term changes within the plant community. – *Forest Ecol. Manag.* **321**: 136–144.
- Nopp-Mayr, U., Reimoser, F. & Völck, F. (2011): Predisposition assessment of mountainous forests to bark peeling by red deer (*Cervus elaphus* L.) as a strategy in preventive forest habitat management. – *Wildl. Biol. Pract.* **7**(1): 66–89.
- Palacio, S., Bueno, C. G., Azorín, J., Maestro, M. & Gómez-García, D. (2013): Wild-boar disturbance increases nutrient and C stores of geophytes in subalpine grasslands. – *Am. J. Bot.* **100**(9): 1790–1799.
- Pekin, B. K., Wisdom, M. J., Endress, B. A., Naylor, B. J. & Parks, C. G. (2014): Ungulate browsing maintains shrub diversity in the absence of episodic disturbance in seasonally-arid conifer forest. – *PLoS ONE*, **9**(1): 1–9.

- Picard, M. & Baltzinger, C. (2012): Hitch-hiking in the wild: should seeds rely on ungulates? – *Plant Ecol.* **145**(1): 24–30.
- Putman, R., Langbein, J., Green, P. & Watson, P. (2011): Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. – *Mammal Rev.* **41**: 175–196.
- Putman, R. J. & Moore, N. J. (1998): Impact of deer in lowland Britain on agriculture, forestry and conservation habitats. – *Mammal Rev.* **28**(4): 141–164.
- Reimoser, F. & Putman, R. (2011): Impacts of wild ungulates on vegetation: costs and benefits. – In: Putman, R., Apollonio, M., Andersen, R. (szerk.) *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 144–191.
- Sandström, C., DiGasper, W. S. & Öhman, K. (2013): Conflict resolution through ecosystem-based management: the case of Swedish moose management. – *Int. J. Comm.* **7**(2): 549–570.
- Smit, C. & Putman, R. (2011): Large herbivores as ‘environmental engineers’. – In: Putman, R., Apollonio, M., Andersen, R. (szerk.) *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 260–283.
- Strauss, S. Y. & Agrawal, A. A. (1999): The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. – *Trends Ecol. Evol.* **14**: 179–185.

From the reduction of damage causing game populations to the multilateral management of herbivore-vegetation systems

Krisztián Katona, Ádám Fehér and László Szemethy

*Szent István University Institute for Wildlife Conservation
H-2100, Gödöllő, Páter K. u. 1., Hungary*

Defining the role of ungulates in forest ecosystems is strongly unbalanced, mostly negative in Hungary. The prevailing concept about this issue ignores to consider the complex plant-herbivore interactions in forest ecosystems, which hinders the success of adequate conservation measures, as well. Ungulates (red deer, *Cervus elaphus*; wild boar, *Sus scrofa*) are ecosystem engineers, having several positive and negative regulatory effects in the forest ecosystems. Their positive ecological role could become much more obvious in case of close to nature forest management. Efficiency of strict population control of ungulates, as a universal solution to game-related problems, depends on forest naturalness, the forest and landscape mosaicity, the relative quality of habitat patches (e.g. the availability of preferred food plants) and their relative utilization. We urge to apply an ungulate impact monitoring system helping conservation and management decisions in Hungary, which predicts the relative overabundance of ungulate species and the overutilization of forest vegetation based on ecological indicators.

Keywords: red deer, wild boar, ungulates, overabundance, game damage, ecosystem-engineer, herbivory, forest naturalness

Ökoszisztéma szolgáltatásokról a kiskunsági Homokhátság társadalmának szemszögéből

Kelemen Eszter^{1,3}, Lazányi Orsolya¹, Arany Ildikó², Aszalós Réka²,
Bela Györgyi^{1,3}, Czucz Bálint², Kalóczkai Ágnes^{1,2,3},
Kertész Miklós², Megyesi Boldizsár^{1,4} és Pataki György^{1,5}

¹*Environmental Social Science Research Group (ESSRG),
1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38.*

²*MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.*

³*Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet,
2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1.*

⁴*MTA Társadalomtudományi Kutatóközpont, Szociológiai Intézet,
1014 Budapest, Országház u. 30.*

⁵*Budapesti Corvinus Egyetem, Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszék,
1093 Budapest, Fővám tér 8.*

e-mail: kelemen.eszter@essrg.hu

Összefoglaló: A tanulmányban bemutatásra kerülő kutatás célja a kiskunsági Homokhátság ökoszisztéma szolgáltatásainak helyi véleményekre és tudásra épülő rangsorolása volt. 2014 nyarán a Homokhátság 11 településén végeztünk kérdőíves kutatást. Az ökoszisztéma szolgáltatások fogalmának megértésében és a szolgáltatások közötti választásban a térség legtipikusabb ökoszisztéma szolgáltatásait ábrázoló fényképes panellel segítettük a válaszadókat. Összesen 190 fő válaszolta meg a kérdőívet. Az ökoszisztéma szolgáltatások fontossági sorrendjét a vizek megfelelő mennyiségű és minőségű megőrzése vezette, ezt követte a méz és nektár, a talaj termékenysége, a biológiai sokféleség fenntartása, végül a gyógynövények és a faanyag. Eredményeink rávilágítanak arra, hogy még egy viszonylag kis kiterjedésű és hasonló társadalmi-ökológiai adottságokkal rendelkező területen belül is igen eltérő az ökoszisztéma szolgáltatások fontosságának egyéni megítélése. Az érintettek bevonására építő és a több szempontot egyesíteni képes értékelési és döntéstámogató módszerek ezért kiemelt jelentőséggel bírnak, ha a tájhasználati döntések kialakítása során célunk az eltérő érdekek és értékrendek harmonizálása.

Kulcsszavak: ökoszisztéma szolgáltatások, szociokulturális értékelés, fényképes preferencia-értékelés, OpenNESS, Homokhátság

Bevezetés

Az ökoszisztémák állapota közvetlenül és közvetve is jelentős hatást gyakorol az emberi jólétre, mely hatások értékelésére az ökoszisztéma szolgáltatások fogalma kínál kereteket (Haines-Young & Potschin 2010). Az ökoszisztéma szolgálta-

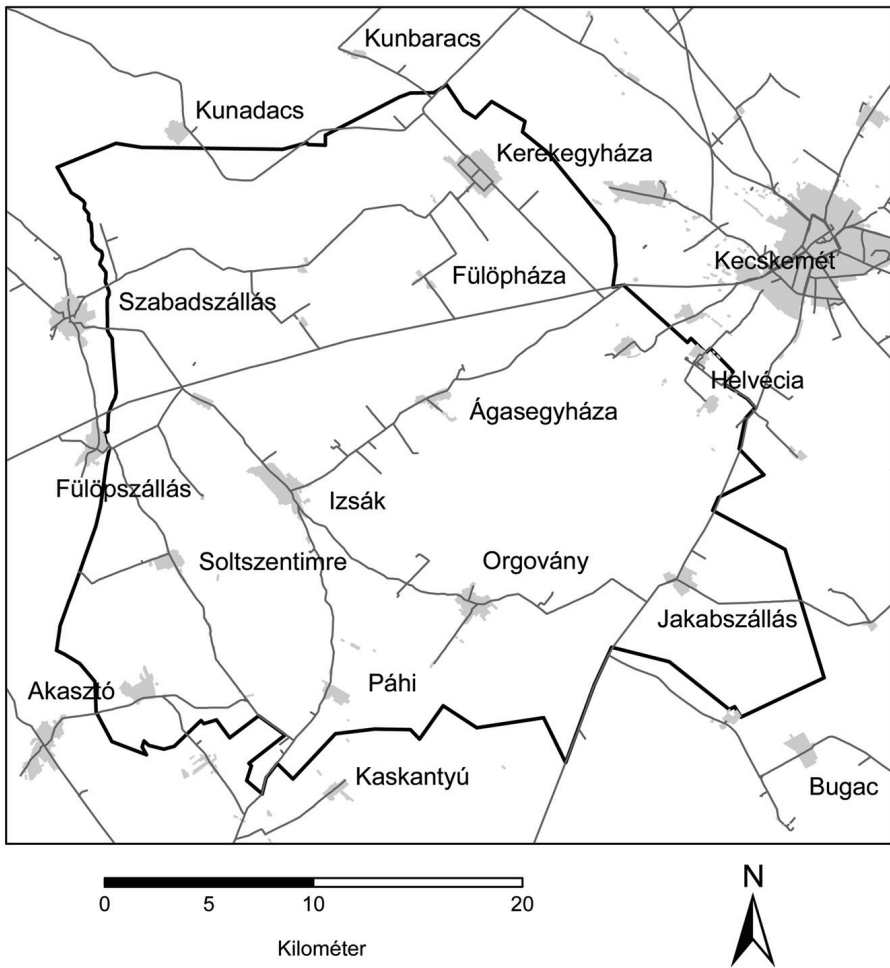
tások mérése és értékelése a fenntarthatóbb erőforrás-használatot ösztönző intézményrendszer kialakítását, és az ebbe illeszkedő cselekvések megtervezését segíti elő (MA 2005). Az ökoszisztéma szolgáltatások értékelése és szakpolitikai alkalmazása évek óta a tudományos élet középpontjában áll, amit jól jelez a globális értékelési folyamatok (pl. MA, TEEB, IPBES) és az EU-s kutatási projektek (pl. BESAFE, BioBio, ESMERALDA, OpenNESS, OPERAs, QuESSA, Rubicode) számossága. Magyarul is egyre növekvő számban olvashatunk a témához kapcsolódó publikációkat, amelyek jelentős része interdiszciplináris szemszögből vizsgálja a témát (ld. pl. a Magyar Tudomány 2011/7. számát Báldi András vendégszerkesztésében, továbbá, Kelemen 2013, Kelemen & Pataki 2014a).

A tanulmány fókuszában álló empirikus munka egy futó nemzetközi kutatásba (OpenNESS EU FP7) illeszkedik, amelynek tudományos célja az ökoszisztéma szolgáltatások és a természeti tőke fogalmainak valós döntési helyzetekben való alkalmazása, a fogalmak operacionalizálási lehetőségének kritikai vizsgálata. A magyarországi kutatás ezen túlmenően célul tűzte ki az ökoszisztéma szolgáltatásokhoz kapcsolódó ökológiai indikátorok fejlesztését, valamint az értékelésben használatos szociokulturális és deliberatív módszertanok továbbfejlesztését. E tudományos célkitűzéseken túl az ökoszisztéma szolgáltatások valós döntési helyzetekben való alkalmazásával a kiskunsági Homokhátság fenntartható tájhasználatához kívánunk hozzájárulni. Tanulmányunkban a hazai kutatómunka egyik megalapozó fázisának – a kérdőívekkel történő szociokulturális értékelésnek – az eredményeit és hasznosíthatóságát mutatjuk be, és rávilágítunk az alkalmazott módszer legfőbb korlátaira.

Módszerek

Az OpenNESS EU FP7 projekt a kiskunsági Homokhátság 11 települést felölelő mintaterületén (1. ábra) vizsgálja az ökoszisztéma szolgáltatások helyzetét és jelentőségét. A kutatás inter- és transzdiszciplináris: természet- és társadalomtudósok közös munkájára, valamint a helyi érintettek aktív részvételére épül. A kutatás eredményeinek gyakorlati hasznosíthatóságát hivatott elősegíteni a projekt elején megalapított, helyi szakértőkből álló tanácsadó testület is, amely rendszeres találkozók során véleményezi és javaslaival befolyásolja a kutatás menetét. A kutatás első lépéseként interjúkat készítettünk a helyiekkel, hogy megismerjük a tájhoz fűződő viszonyukat, hogy megértsük, miként gondolkodnak az ökoszisztéma szolgáltatások fontosságáról, és hogy feltárjuk a tájhasználatot befolyásoló intézményi környezet sajátosságait. A második szakaszban kérdőívek segítségével arra kértük a helyben élőket, hogy válasszák ki a kiskunsági Homokhátság

által nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások közül a számukra legfontosabbakat. Jelenleg a kérdőíves kutatás során rangsorolt szolgáltatások biofizikai értékelése van folyamatban. Ezzel párhuzamosan egy jövőtervező műhelymunka sorozatot indítottunk, amely lehetővé teszi az ökoszisztéma szolgáltatások szociokulturális és ökológiai értékelése során kapott eredmények megvitatását és beépítését a helyi tájhasználati döntésekbe. Tanulmányunk a kutatás második lépésének – az



1. ábra. A kérdőíves felmérés területi elhelyezkedése, amely egybeesik az OpenNESS magyarországi esettanulmány kutatási területével. Kérdőívezést a fekete vonalon belül elhelyezkedő településeken (Soltszentimre kivételével), továbbá Szabadszálláson és Fülöpszálláson végeztünk, mert e két település külterületének jelentős része még az esettanulmány területéhez tartozik.

ökoszisztéma szolgáltatások szociokulturális értékelésének – eredményeit mutatja be.

Az ökoszisztéma szolgáltatások mérésére és értékelésére használt módszerek igen változatosak. A szakirodalomban biofizikai indikátorokat (pl. Tallis *et al.* 2012), közgazdasági módszereket (pl. Baveye *et al.* 2013), a személyes vélemények és érzések feltárására irányuló szociokulturális megközelítéseket (pl. Chan *et al.* 2012), valamint a nyílt, értékalapú párbeszédre építő deliberatív technikákat (pl. Kenter *et al.* 2011) egyaránt alkalmazzák az értékelés céljára. A szociokulturális értékelés a többi megközelítéstől elsősorban megértő-hermeneutikus szemléletében tér el. Az ökoszisztéma szolgáltatásokat aszerint értékeli, hogy a kutatásban résztvevő érintettek szerint azok miért fontosak az embereknek (úgy saját maguknak, mint a tágabb értelemben vett közösségnek), s ehhez figyelembe veszi azt a kulturális, társadalmi és intézményi környezetet is, amely választásaink meghatározó keretét jelenti (Kelemen & Pataki 2014b, Chan *et al.* 2012).

A szociokulturális értékelés során a fényképes preferencia értékelés (photo elicitation) módszert használtuk (García-Llorente *et al.* 2012). Ennek lényege, hogy az ökoszisztéma szolgáltatások rangsorolását egy vizuális eszközzel, a szolgáltatásokat jól reprezentáló fényképek segítségével végezzük el. A fényképeket a kutatásban résztvevő ökológus és társadalomtudós kollégák közös diszkusszió során, több szempontot figyelembe véve (pl. helyben készültek-e, helyben jelentős fajokat, élőhelyeket ábrázolnak-e, jól láthatóak-e, könnyen értelmezhetőek-e) választották ki. Mindegyik fénykép alá egységes képaláírások kerültek, valamint a kérdezők egységes, köznyelven írt definíció-listát is kaptak, amelynek segítségével magyarázni tudták az egyes kategóriákat, ha a fotók értelmezéséhez segítséget kértek a válaszadók (ld. 1. táblázat). A szakirodalom szerint az ökoszisztéma szolgáltatások absztrakt kategóriái a fényképek segítségével a válaszadók számára könnyebben értelmezhetőek, életszerűbbek, ezért a közöttük való választás is megalapozottabbá, átgondoltabbá tehető. Tapasztalataink szerint ugyanakkor a fényképek és a képfeliratok értelmezési eltérések forrásai is lehetnek, amelyek az eredmények torzulásához vezethetnek (ld. részletesebben az Értékelés alfejezetben).

Jelen kutatás esetében a fényképes tablón összesen 13 ökoszisztéma szolgáltatást jelenítettünk meg. A lehetséges szolgáltatások körét ökológiai adatok alapján határoztuk meg, így csak olyan szolgáltatások kerülhettek fel a tablóra, amelyek biztosítására valóban képes a táj. A tablóra kerülő 13 szolgáltatás végső kiválasztása során a kutatás félig strukturált interjúkra építő, megalapozó-feltáró szakaszában gyűjtött információkra, korábbi kutatási eredményeinkre (Kelemen 2013), valamint az OpenNESS projekt tanácsadó testületének szakmai vélemé-

1. táblázat. A fényképes tablón szereplő ökoszisztéma szolgáltatás elnevezések, valamint a hozzájuk rendelt fotók és köznyelvi definíciók leírása

Képalírás	Fotó	Definíció
Gyógynövények	Csipkebogyó bokor	A természetben vadon gyűjthető és szabadon felhasználható gyógyhatású növények
Szén-dioxid megkötés	A CO ₂ körforgalom sematikus rajzos ábrája	A természetes növényzet (pl. a fák és a gyepek) szén-dioxid megkötő képessége, ami hozzájárul a klímaváltozás elleni védelemhez.
Rekreáció	A Nyakvágó halomról készült tájkép, előterében egy pihenő turista lábaival	A természetben töltött idő alatt érzett felüdülés, kikapcsolódás, amit kirándulás, séta, lovaglás, kerékpározás stb. során érzünk.
Méz, nektár	Méztartó virágmézzel, mellette akácvirág és a selyemkóró virága	A vadon élő és a háziastított méhek által gyűjtött méz és nektár
A biológiai sokféleség fenntartása	A térségben jellegzetes védett fajok (báránypirosító, nagyköcsög)	Ritka és értékes fajok megőrzése a jövő generációk számára
Faanyag	Kivágott farönkök és deszkák	A természetes ill. természetközeli erdők nyújtotta faanyag, tüzelőanyag.
A termesztett fajták sokfélesége	Tradicionalis tájfajták (szürkemarka, kadarka és arany sárféher szőlőfajta)	A mezőgazdasági termelésben hasznosítható régi, hagyományos fajták sokfélesége, ami a táji sajátosságoknak köszönhetően alakult ki.
A vizek megfelelő mennyiségű és minőségű megőrzése	Mélyfekvésű gyepek állóvízzel és két fűzfával Orgovány határában (Csíra-szék)	A vízháztartás természetes szabályozó képessége, ami lehetővé teszi, hogy a rendelkezésre álló víz mennyisége és minősége kielégítse a természeti környezet és a helyi társadalom igényeit
A talaj termékenysége	Frissen szántott szántóföld Kunpe-szér közelében	A talajban zajló természeti folyamatok hozzájárulása a föld termőképességéhez, ami lehetővé teszi a mezőgazdasági termelést
A természet megfigyelése	Két természetjáró csoport: a vegetációt vizsgáló diákcsoport Jakabszálláson és madármegfigyelők a Kolon-tónál	A természet hétköznapi megfigyelése, a környezeti nevelés, vagy a tudományos kutatás során megszerzett tudás.
Széna	Szénaboglyák és a háttérben legelő tehén Fülöpháza környékén	A gyepeken kaszált, vagy az állatok által lelegelt szénamennyiség, ami az állattartás alapja.
Beporzás	Meggyfa virágját beporzó méh	A természetben szabadon élő méhek és egyéb rovarok által végzett beporzás, ami hozzájárul ahhoz, hogy a növények termést hozzanak.
Nád	Nádatató gép munka közben (nem helyben készült fotó)	A vizes élőhelyek nádtermése

nyére támaszkodtunk, emellett törekedtünk a különböző szolgáltatás-csoportok (ellátó, szabályozó és kulturális szolgáltatások, ld. pl. Kelemen & Pataki 2014a) kiegyensúlyozott megjelenítésére. Az ökoszisztéma szolgáltatások fontosság szerinti rangsorolására a kérdőív első része irányult: a válaszadókat arra kértük, hogy a tablón szereplő képek közül sorrendben válasszák ki a legfontosabb ötöt, s választásukat indokolják is. A második rész a válaszadók személyes adataira (nem, életkor, iskolai végzettség, lakóhely), valamint a térség vízgazdálkodásával kapcsolatos véleményére kérdezett rá. A kérdőívezésben a SZIE környezetgazdálkodási agrármérnök mester szakos hallgatói és oktatói is részt vettek, akik előzetes módszertani felkészítést kaptak. Párban kérdőíveztünk, a kérdőíveket a települések forgalmas pontjain, a járókelőket megszólítva töltöttük ki.

A válaszok statisztikai kiértékelése során az egyes ökoszisztéma szolgáltatások kiválasztásának nemtől, illetve iskolai végzettségtől való függését vizsgáltuk meg. Ehhez minden egyes szolgáltatás esetében két null-hipotézist teszteltünk G-próba segítségével: (i) mindkét nem tagjai ugyanolyan valószínűséggel választották ki az adott szolgáltatást, (ii) minden iskolai végzettségi csoportban (általános iskola, szakmunkás, érettségi, felsőfokú végzettség) ugyanolyan valószínűséggel választották ki az adott szolgáltatást. A null-hipotézisek tesztelése során egyformán „kiválasztásnak” vettük az első 5 hely bármelyikén történő említést, és mindkétszer kizártuk az elemzésből azokat a válaszokat, ahol a nem vagy a végzettség nem ismert, vagy nem egyértelmű (pl. több főből álló csoport közösen adott választ). A statisztikai elemzések R-ben készültek (R Core Team 2014), a G próbához Hurd (2001) *g.test()* algoritmusát használtuk.

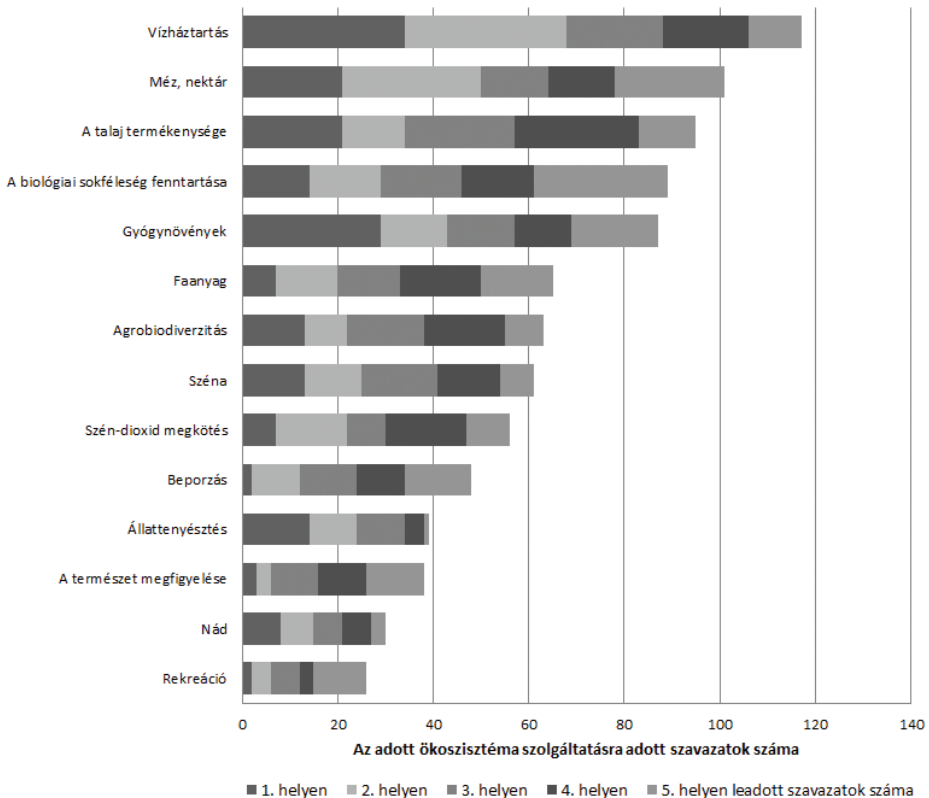
Eredmények

Összesen 190 kitöltött kérdőívet gyűjtöttünk össze. A minta a népesség nemek szerinti és területi eloszlása szerint reprezentatívnak tekinthető. Életkor tekintetében némileg alulreprezentált a 20 év alatti, és felülreprezentált a 60 év feletti népesség. Iskolai végzettség tekintetében kiugró a felsőfokú végzettségűek aránya a mintában (20,53%). Foglalkozás alapján a mintának mindössze 4,9%-a kötődik a mező- vagy erdőgazdálkodáshoz, ugyanakkor a válaszadók 18,78%-a jelezte, hogy korábban vagy jelenleg gazdálkodik valamilyen formában (pl. önellátás, család számára termelés).

Az ökoszisztéma szolgáltatások helyi rangsorát a 2. ábra szemlélteti. A diagram az ökoszisztéma szolgáltatásokra leadott szavazatok összesítése alapján állítja fontossági sorrendbe a szolgáltatásokat, ugyanakkor azt is tükrözi, hogy mely szolgáltatást hányadikként jelölték meg a válaszadók a lehetséges első öt hely

viszonylatában. Ugyan a fényképes tablón 13 fotó szerepelt, az ökoszisztéma szolgáltatások rangsorában 14 szolgáltatást tüntettünk fel. Ennek oka, hogy az agrobiodiverzitást szimbolizáló fénykép kiválasztását sokan az állattartás fontosságával indokolták, s nem a természet vagy tenyésztett fajták sokféleségére utaltak. Ezért azokat a válaszokat, amelyek e fénykép kiválasztása során az állattartásra utaltak, egy külön ökoszisztéma szolgáltatás csoportba soroltuk, amelynek az állattenyésztés nevet adtuk.

A megkérdezettek a vizek megfelelő mennyiségű és minőségű megőrzését (vízháztartás) tartották a legfontosabb ökoszisztéma szolgáltatásnak, választásukat a víz létfenntartásban betöltött szerepével és szükségességével indokolták leggyakrabban (pl.: „*Víz nélkül nincs élet.*”, „*Sok tó, pocsolya eltűnt a környéken, ezáltal az élővilág megváltozott.*”). Második helyre került a méz és a nektár, amit gyógyhatásáért, fogyasztási értékéért és megélhetésben betöltött szerepéért választottak, s



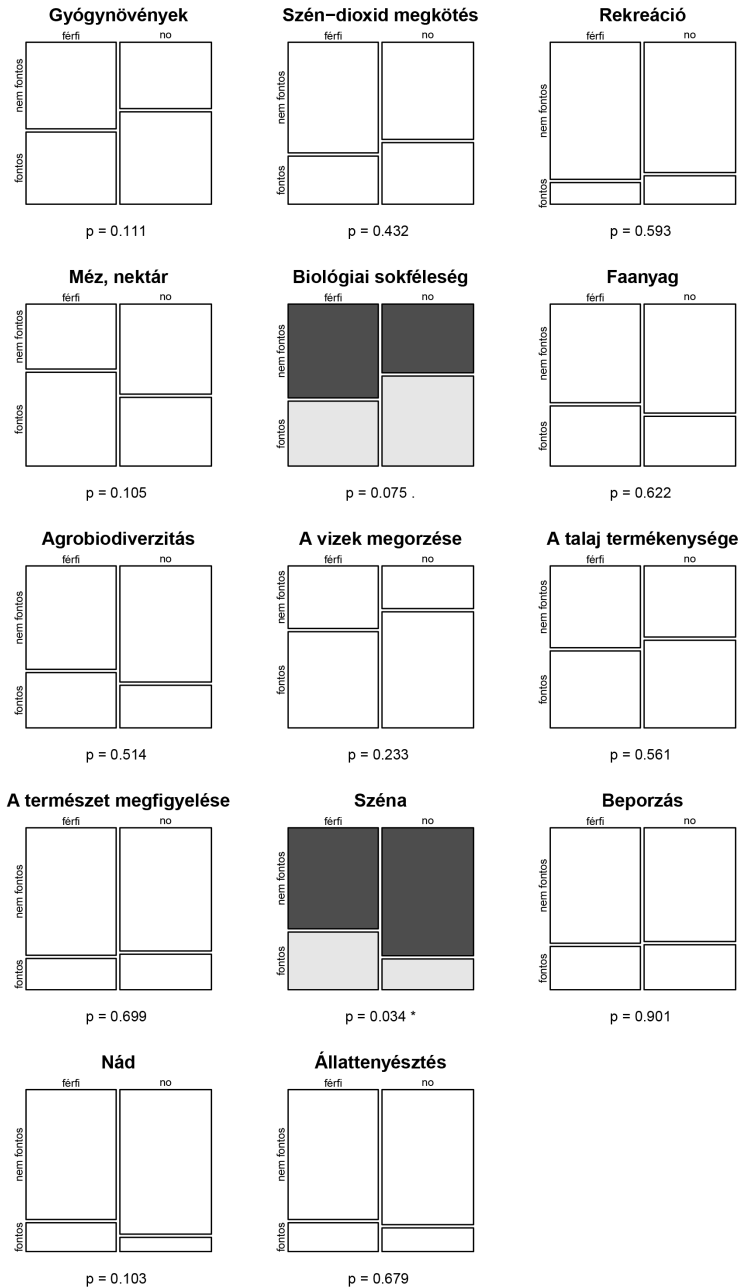
2. ábra. A kiskunsági Homokhátság ökoszisztéma szolgáltatásainak rangsora a helyi lakosok szerint (az első öt helyre történt besorolások összesítése)

gyakran a beporzással is kapcsolatba hozták a válaszadók. A rangsor harmadik helyét a talajtermékenység foglalja el, amit a mezőgazdasági potenciállal és a helyi megélhetéssel, az egészséges élelmiszerekkel, és általában a létfenntartással hoztak összefüggésbe (pl. „*Minden növény, minden élővilág ettől függ.*”). A biológiai sokféleség fenntartása a negyedik legfontosabb szolgáltatás. Az indoklások között megjelent a biodiverzitás létfenntartásban betöltött szerepe (pl.: „*Ahhoz hogy a Föld sokáig megmaradjon, ahhoz kell a sokféleség.*”), esztétikai értéke és a belőle nyerhető információ gazdagsága is (pl.: „*Szépíti a természetet, sok növényt és állatot megismerhetünk.*”). Ötödik helyre rangsorolták a válaszadók a gyógynövényeket az egészségmegőrzésben betöltött szerepük miatt. Az indoklásokból azonban kiderült, hogy szinte senki nem gyűjt vagy természet győgnövényt, hanem a patikában vásárolja meg azt, amire szüksége van. A gyógynövényeket ezért kevés közvetlen helyi kötődéssel rendelkező, globális ökoszisztéma szolgáltatásként értelmezhetjük a Homokhátság társadalmi kontextusában. A hatodik helyre a faanyag (haszonfa, tűzifa) rangsorolódott, amelynek kiválasztását elsősorban haszonelvű szempontokkal indokolták a megkérdezettek.

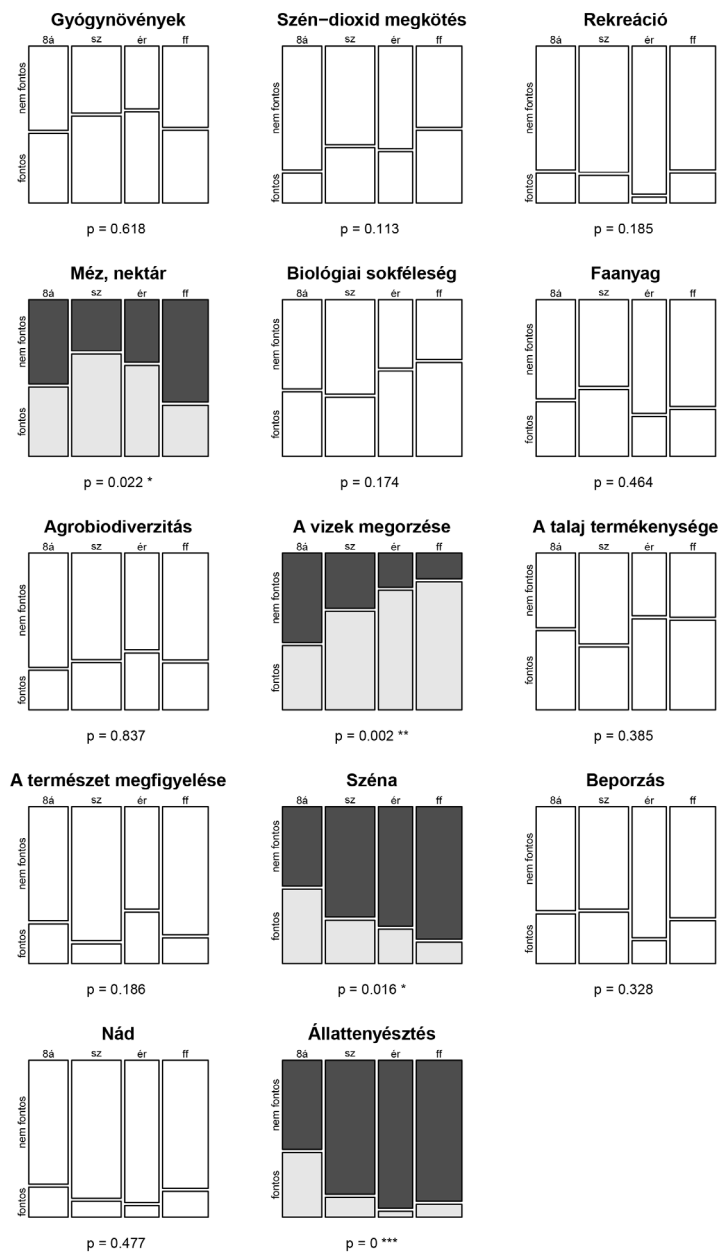
Az ökoszisztéma szolgáltatások kiválasztásának nemtől való függését megvizsgálva egy ökoszisztéma szolgáltatás esetében figyeltünk meg szignifikáns (széna), egy további esetben pedig marginálisan szignifikáns (biológiai sokféleség megőrzése) eltérést (3. ábra). A széna esetében inkább férfiak, a biodiverzitás esetében inkább a nők voltak azok, akik az átlagnál gyakrabban sorolták ezeket a szolgáltatásokat a legfontosabbak közé. A válaszadók különböző iskolai végzettséggel rendelkező csoportjai között négy ökoszisztéma szolgáltatás tekintetében mutatkozott szignifikáns különbség (4. ábra). Ezek közül két szolgáltatást (széna, állattenyésztés) egyértelműen az alacsonyabb iskolai végzettséggel rendelkezők emeltek ki gyakrabban, míg a vizek megőrzése a magasabb végzettségűek között szerepelt kiugróan nagy gyakorisággal. A mézet, mint ökoszisztéma szolgáltatást a középfokú végzettséggel (szakmunkás, érettségi) rendelkezők sorolták leggyakrabban a legfontosabbak közé.

Értékelés

Az eredményekben megjelenő szolgáltatás-sorrend kutatói szempontból több meglepetést is tartogatott. Várakozásainkkal ellentétesen nem került a legfontosabbak közé több olyan ökoszisztéma szolgáltatás sem, amelyek szorosan kapcsolódnak a mezőgazdasági termeléshez (pl. beporzás, széna). Ez valószínűleg annak köszönhető, hogy a mintában viszonylag kevés gazdálkodó szerepelt, s az átlagos helyi lakosok, akiknek nincs közvetlen mezőgazdasági érdekeltsége, a



3. ábra. Az egyes ökoszisztéma szolgáltatások kiválasztása és a válaszadók neme közötti összefüggések mozaik-diagrammokon ábrázolva. A szignifikáns összefüggést mutató ábrák sötétebb színnel vannak kiemelve.



4. ábra. Az egyes ökoszisztéma szolgáltatások kiválasztása és a válaszadók legmagasabb iskolai végzettsége közötti összefüggések mozaik-diagrammokon ábrázolva. A szignifikáns összefüggést mutató ábrák sötétebb színnel vannak kiemelve. (8á: általános iskola, sz: szakmunkás, ér: érettségi, ff: felsőfokú)

termeléshez szorosan kapcsolódó ökoszisztéma szolgáltatásokat kevésbé tartják fontosnak. Szintén meglepő eredménynek találtuk, hogy a rekreációt, azaz a természeti környezetből nyerhető felüdülés lehetőségét az utolsó helyre rangsorolták a megkérdezettek. Ez az eredmény visszavezethető egy módszertani problémára: sok válaszadó a rekreációt illusztráló fényképet egyszerű tájképnek tekintette (nem vette észre a fénykép előterében a kirándulóra utaló lábakat), s az idegen szót tartalmazó képaláírás sem keltette fel figyelmüket.

Eredményeink arra is rávilágítottak, hogy a különböző társadalmi csoportok eltérő preferenciákkal rendelkeznek az ökoszisztéma szolgáltatásokhoz kapcsolódóan. Léteznek olyan szolgáltatások, amelyeket inkább a nők (pl. a biodiverzitás fenntartása), míg másokat inkább a férfiak értékelnek (pl. széna). Amennyiben a nem szignifikáns eltéréseket is figyelembe vesszük, azt láthatjuk, hogy a közvetlen használati értékkel bíró ellátó szolgáltatások jelentőségét inkább a férfiak emelik ki (pl. széna, méz, faanyag), míg a nők számára a holisztikusabb, szabályozó jellegű szolgáltatások (pl. biológiai sokféleség, szén-dioxid megkötés, gyógynövények) tűnnek fontosabbnak (3. ábra). A szolgáltatások és a válaszadók iskolai végzettsége közötti kapcsolat vizsgálatakor is egy hasonlóan általános hipotézis körvonalazódott a számunkra: a magasabb végzettséggel rendelkezők fontosabbnak tartják a támogató és szabályozó szolgáltatásokat (a vízháztartás mellett a talajtermékenységet és a biodiverzitás megőrzését), mint az alap- vagy középfokú végzettséggel rendelkezők, míg ez utóbbi csoport az ellátó szolgáltatásokat részesíti előnyben (4. ábra).

E különbségek számos kontextusfüggő tényezőre vezethetők vissza, például a válaszadó természeti környezettel való mindennapi viszonyára, az adott szolgáltatástól való közvetlen (anyagi) függésére, általános tájékozottságára, a családon belüli munkamegosztásra, vagy a helyi közösségben elfoglalt státuszára. Mivel e tényezők az ökoszisztéma szolgáltatásokhoz kapcsolódó preferenciákon keresztül a szolgáltatások használatát (túlhasználatát vagy megőrzését) is befolyásolják, megértésük nélkül az adott kontextusban inadekvát beavatkozásokat ösztönözhetünk. A megértő-hermeneutikus módszerek alkalmazása tehát kulcsfontosságú lehet az ökoszisztéma szolgáltatás értékelés eredményeinek megbízhatósága szempontjából. A szociokulturális értékelési módszerek közé sorolt fényképes preferencia értékelés alkalmas arra, hogy rövid idő alatt széles körben gyűjtsünk információt az ökoszisztéma szolgáltatások fontosságáról. A szolgáltatások kiválasztása mögött meghúzódó személyes motivációk megértése céljából azonban szükséges a kérdőíveket kvalitatív módszerekkel – pl. megfigyeléssel, interjúkkal, fókuszcsoportokkal – ötvözni. A módszer megbízhatósága erősen függ a fényképek kiválasztásától és szöveges magyarázatától. A vizuális technika segíti az ökoszisztéma szolgáltatások laikus értelmezését, egyúttal azonban tágítja az értel-

mezések körét is, amelyek megismerésére ismételten a kérdőív kvalitatív technikákkal való vegyítése javasolható.

Kutatásunk legfőbb üzeneteként arra hívjuk fel a figyelmet, hogy még egy viszonylag kis kiterjedésű és hasonló társadalmi-ökológiai adottságokkal rendelkező területen belül is igen eltérő az ökoszisztéma szolgáltatások fontosságának egyéni megítélése. Az érintettek bevonására építő és a több szempontot egyesíteni képes értékelési és döntéstámogató módszerek ezért kiemelt jelentőséggel bírnak, ha a tájhasználati döntések kialakítása során célunk az eltérő érdekek és értékrendek harmonizálása.

Köszönetnyilvánítás – Kutatásunk az OpenNESS EU FP7 (grant agreement no. 308428) projekt keretében valósult meg. Czúcz Bálint munkáját az MTA Bolyai ösztöndíja is támogatta. Köszönetünket fejezzük ki az OpenNESS Tanácsadó Testület tagjainak a kutatást segítő javaslataikért. Hálaság vagyunk a kutatásban részt vevő helyi lakosoknak, amiért megosztották velünk véleményüket és tudásukat. Köszönjük a SZIE Környezetgazdálkodási agrármérnök MSc szakos hallgatóinak, Csákvári Edinának, Onda Eszternek, Révész Fruzsínának, Schiffler Enikőnek és Virág Anettnek, valamint az egyetem oktatóinak, Fabók Veronikának és Kohlheb Norbertnek, az adatgyűjtésben való közreműködést. Köszönjük az Environmental Social Science Research Group (ESSRG) tagjainak támogatását. Minden fennmaradó hibáért és hiányosságért a szerzőket terheli a felelősség.

Irodalomjegyzék

- Baveye, P. C., Baveye, J., Gowdy, J. (2013): Monetary valuation of ecosystem services: It matters to get the timeline right. – *Ecol. Econ.* **95**: 231–235.
- Chan, K. M. A., Guerry, A. D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B. S., Hannahs, N., Levine, J., Norton, B., Ruckelshaus, M., Russell, R., Tam, J. & Woodside, U. (2012): Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A framework for constructive engagement. – *BioScience* **62**(8): 744–756.
- García-Llorente, M., Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., López-Santiago, C. A., Aguilera, P. A. & Montes, C. (2012): The role of multi-functionality in social preferences toward semi-arid rural landscapes: An ecosystem service approach. – *Environ. Sci. Policy* **19–20**: 136–146.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. – In: Raffaelli, D.G. & Frid, C. L. J., (Eds.): *Ecosystem ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press, pp. 110–139.
- Hurd, P. (2001) G test. <http://www.psych.ualberta.ca/~phurd/cruft/g.test.r>
- Kelemen, E. (2013): *Az ökoszisztéma szolgáltatások közösségi részvételen alapuló, ökológiai közgazdaságtani értékelése*. PhD értekezés, Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, 196 pp.
- Kelemen, E. & Pataki, Gy. (szerk.) (2014a): *Ökoszisztéma szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. SZIE KTI-ESSRG, Gödöllő-Budapest, 200 pp.

- Kelemen, E. & Pataki, Gy. (2014b): Az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésének elméleti megalapozása. – In: Kelemen E. & Pataki Gy. (szerk.): Ökoszisztéma szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában. SZIE KTI – ESSRG, Gödöllő –Budapest, pp. 37–57.
- Kenter, J. O., Hyde, T., Christie, M., Fazey, I. (2011): The importance of deliberation in valuing ecosystem services in developing countries – Evidence from the Solomon Islands. – *Global Environ. Chang.* **21**(2): 505–521.
- MA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* – World Resource Institute, Washington DC. 137 pp.
- R Core Team (2014). *R: A language and environment for statistical computing.* – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Tallis, H., Mooney, H., Andelman, S., Balvanera, P., Cramer, W., Karp, D., Polasky, S., Reyers, B., Taylor, R., Running, S., Thonicke, K., Tietjen, B. & Walz, A.. (2012): A global system for monitoring ecosystem service change. – *BioScience* **62**: 977–986.

Sociocultural valuation of ecosystem services provided by the Kiskunság sand ridge region

Eszter Kelemen^{1,3}, Orsolya Lazányi¹, Ildikó Arany², Réka Aszalós², Györgyi Bela^{1,3}, Bálint Czúcz², Ágnes Kalóczkai^{1,2}, Miklós Kertész², Boldizsár Megyesi^{1,4} and György Pataki^{1,5}

¹*Environmental Social Science Research Group (ESSRG),
H-1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38, Hungary*

²*MTA Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany,
H-2163 Vácraátót, Alkotmány u. 2-4, Hungary*

³*Szent István University, Institute of Nature Conservation and Landscape Management,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

⁴*MTA Centre for Social Sciences, Institute for Sociology,
H-1014 Budapest, Országház u. 30, Hungary*

⁵*Budapest Corvinus University, Department of Environmental Economics and
Technology,*

*H-1093 Budapest, Fővám tér 8, Hungary
e-mail: kelemen.eszter@essrg.hu*

This paper presents first hand results of an ongoing international project (OpenNESS EU FP7) which focuses on the operationalization of the ecosystem services (ES) and natural capital (NC) concepts in real world decision making contexts. The Hungarian case study research is carried out in the central part of Kiskunság and aims at supporting more sustainable land-use and water management practices in the region. We explored the local population's preferences about ES through a preference assessment survey as one of the first steps of the research process. In sum 190 responses were collected in the case study area with the photo-elicitation method between May and July 2015. 13 ecosystem services – illustrated by photographs – were ranked in the survey according to their importance to the personal well-being of respondents. The regulation of water quality and quantity was perceived as the most important ES of the region. Honey and nectar, soil fertility, biodiversity maintenance, herbal plants and timber were ranked second to the sixth place, accordingly. Cross table analysis highlighted that individual perceptions of ES can be highly different even in a relatively homogenous socio-cultural environment. Stakeholder involvement and multi-criteria decision support tools are suggested in situations where these divergent perceptions and value judgements have to be harmonized in land use decisions.

Keywords: ecosystem services, sociocultural valuation, photo elicitation, OpenNESS, sand ridge

Klimatológiai vonatkozású városi ökoszisztéma szolgáltatások értékelése Szeged példáján

Kiss Márton, Takács Ágnes, Pogácsás Réka, Berkes Lilla
és Gulyás Ágnes

*Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájjöldrajzi Tanszék,
6722 Szeged, Egyetem utca 2.*

e-mail: Kiss.Marton@geo.u-szeged.hu

Összefoglaló: A települési ökoszisztémák nagy népsűrűségű területeken sok ember jólétéhez járulnak közvetlenül hozzá, ezért az általuk biztosított szolgáltatások értékelése és az ehhez szükséges módszerek kidolgozása elengedhetetlen feladat. A városi zöldfelületek fontos szabályozó szolgáltatásai az antropogén hatásra módosult települési klimatikus viszonyokhoz kapcsolódnak (pl. széndioxid-megkötés, szennyezőanyag-megkötés), munkánkban ezek értékelését és annak eredményeit mutatjuk be Szeged példáján. Az értékelést egyed alapon végeztük az amerikai fejlesztésű i-Tree Eco modell adaptálásával, a város fakataszter-adatbázisának felhasználásával. Eredményeink arra mutatnak rá, hogy a faállapot jelentősen befolyásolhatja a szolgáltatások mennyiségét, ezért a városi fafajválasztásban, különösen az utcai fasorok esetében fontos szerepet kell kapnia az ilyen értékelésekből vagy más módon megállapított várostűrűsnek.

Kulcsszavak: városi ökoszisztéma szolgáltatások, szénmegkötés, szennyezőanyag-megkötés, faállapot, Szeged

Bevezetés

A települési ökoszisztémák mesterségesen létrehozott, vagy az emberi tevékenység által erősen befolyásolt rendszerek, de mivel nagy népsűrűségű, jelentős környezeti terheléssel jellemezhető területeken találhatók, az általuk biztosított szolgáltatások értékelése fontos feladatnak tekinthető. A kezdeti áttekintő jellegű vizsgálatok után (Bolund & Hunhammar 1999) egyre több tanulmány jelent meg a városi ökoszisztéma szolgáltatások térképezéséhez szükséges biofizikai indikátorok fejlesztésével (Dobbs *et al.* 2011), a szolgáltatások pénzbeli (Soares *et al.* 2011) és nem pénzbeli, társadalomtudományi értékelésével kapcsolatosan (Baur *et al.* 2014). A hazai városokra vonatkozóan kevés ezzel kapcsolatos ismeretünk van, így munkánk elsődleges célja egy megalapozó vizsgálat volt a fás vegetáció településökológiai szerepével kapcsolatban két, viszonylag egyszerűen kvantifikálható szolgáltatás példáján. Az egyed alapú értékelés egyszerűen kivitelezhetővé teszi a vizsgált szolgáltatások későbbi monetáris értékelését és a településrendezési eljárásokba való beépítését. A különböző típusú és helyzetű faál-

lományok által biztosított szolgáltatások mennyiségének ismerete ezeken felül a GIS alapú értékelési módszerek fejlesztésében, validálásában is szerepet kaphat, ami nemzetközi természetvédelmi szakpolitikai célok megvalósítását szolgálhatja (az ökoszisztéma szolgáltatások térképezése és a zöld infrastruktúrára alapuló fejlesztés az EU 2020-ig szóló Biodiverzitás Stratégiájának fontos célkitűzései – Európai Bizottság 2011).

A települési faállományok ökoszisztéma szolgáltatásainak jelentős része az antropogén hatásra erősen módosult települési klimatikus viszonyokkal kapcsolatos (hőstressz-csökkentés, szénmegkötés, szennyezőanyag-megkötés – Hunter Block *et al.* 2012). Ezek értékelését megkönnyíti, hogy az azokat jellemző indikátorok (pl. levélfelületi index, teljes biomassza) jól kvantifikálhatók az erdészet által már leírt allometriai és növekedési egyenletek révén. Ezt felhasználva, több célzott modell is készült a fenti szolgáltatások számítására és monetáris értékének kifejezésére (Peng *et al.* 2008, i-Tree 2014). Ezeket világszerte széles körben alkalmazzák, és több helyen az intézményes zöldfelület-menedzsment eszközei között vannak. Ugyanakkor még nem ismerünk példákat kelet-közép-európai vizsgálatokra, faállományoknak városi éghajlati viszonyok között, az itt alkalmazott fajkészlet melletti értékelésre. Munkánk szűkebb célja a fentiek alapján két fontos klimatológiai vonatkozású települési ökoszisztéma szolgáltatás (szénmegkötés, szennyezőanyag-megkötés) értékelése egy nagy egyedszámú városi faadatbázis felhasználásával. A szolgáltatások általános jellemzésén kívül vizsgáltuk a faállapotbeli különbségek megjelenését a szolgáltatások, illetve azok indikátorainak mennyiségében.

Módszerek

Adatok

A vizsgálat mintaterülete Szeged belvárosa, ahol a közterületek faállományának túlnyomó részét kitevő, közel 2846 egyedből álló, 2012 és 2013 vegetációs időszakában készült fakataszteri adatbázis szolgált az elemzések alapjául. A felvételezéskor az értékeléshez használt i-Tree modell terepi protokollját követtük (i-Tree 2014). Ez alapján minden, 5cm-t meghaladó törzsátmérőjű fánál mértük az alábbi paramétereket: fmagasság, törzsmagasság, koronaátmérő, törzsátmérő (mellmagassági átmérő), koronahiány (%), elszáradt rész aránya (%), fénynek való kitettség (hány irányból kap fényt az adott egyed).

Az adatok bevitelének és tárolásának elsődleges eszköze a zöldfelület-nyilvántartás céljára Magyarországon fejlesztett Greenformatic szoftver volt (Gulyás *et al.* 2015), a szükséges adatkört innen exportáltuk MS Access formátumba, ami az alkalmazott modellbe való beemeléshez szükséges.

Az i-Tree Eco modell

Az i-Tree szoftvercsalád világszerte használt eszköz a klimatológiai vonatkozású ökoszisztéma szolgáltatások számítására. A UFORE (Urban Forest Effects) modell utódjaként napjainkban már több szoftveres alkalmazás is elérhető (i-Tree Eco, Streets, Hydro, Design), amelyek közül nemzetközi (USA-n kívüli) használatra az Eco a legalkalmasabb, ehhez a modell adaptálása szükséges. A meteorológiai adatsorok a szegedi meteorológiai állomásról származnak. A szennyezőanyagok közül a CO, O₃, NO₂, PM₁₀ és SO₂ ülepedését számítottuk, ezek szegedi koncentráció-adatsorait az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat adatbázisából töltöttük le. A modellfuttatás éve 2012 volt (ekkorra álltak rendelkezésre a legteljesebb adatsorok).

Eredmények

A vizsgált faállomány szerkezeti jellemzői

A teljes vizsgált belvárosi faállományt nagy faji változatosság jellemzi, összesen pontosan 100 faj található meg ezen a néhány km²-nyi területen. Ezeknek mintegy fele őshonos Magyarországon. A leggyakoribb 10 faj az össz-egyedszámnak kb. 70%-át teszi ki (1992 db, 1. táblázat). A teljes belvárosi faállománnyal kapcsolatos elemzéseink többsége ezen fajok jellemzését, összehasonlítását célozza.

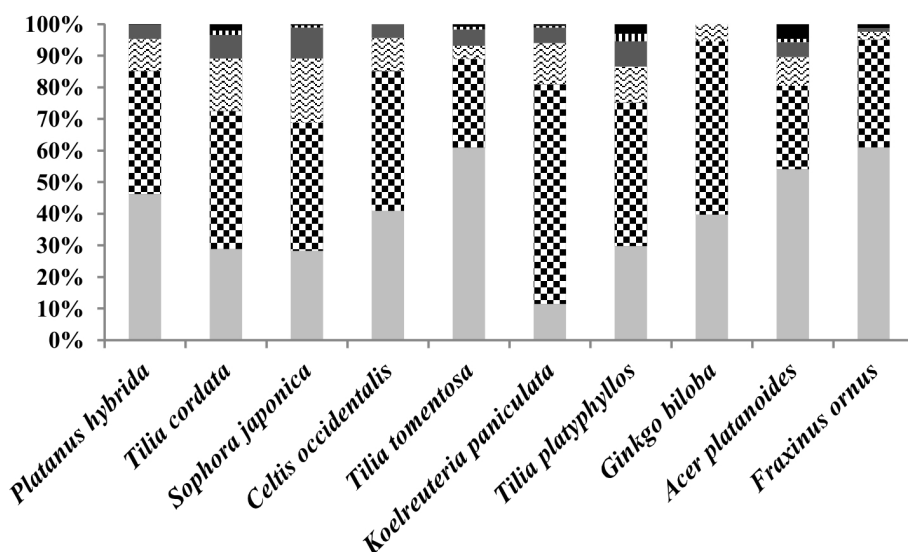
A három leggyakoribb faj a platán (*Platanus hybrida*), a kislevelű hárs (*Tilia cordata*) és a japánakác (*Sophora japonica*). A fajok többségénél van egy domi-

1. táblázat. A 10 leggyakoribb faj főbb jellemzői a vizsgált szegedi faállományban.

	Egyedszám (db)	Részesedés a teljes egyed- számból (%)	Levélfelület (m ²)	Részesedés a teljes levél- felületből (%)	Átlagos törzsátmérő (cm)
<i>Platanus hybrida</i>	305	10,7	229455,5	37,7	63,0
<i>Tilia cordata</i>	295	10,4	36249,4	5,9	28,4
<i>Sophora japonica</i>	276	9,7	55252,7	9,1	47,5
<i>Celtis occidentalis</i>	252	8,9	61215,2	10,1	36,2
<i>Tilia tomentosa</i>	235	8,3	19355,9	3,2	18,0
<i>Koelreuteria pan. paniculata</i>	184	6,5	21567,1	3,5	29,4
<i>Tilia platyphyllos</i>	165	5,8	27978,8	4,6	28,2
<i>Ginkgo biloba</i>	111	3,9	14737,5	2,4	33,2
<i>Acer platanoides</i>	87	3,1	13547,9	2,2	20,3
<i>Fraxinus ornus</i>	82	2,9	9807,0	1,6	22,1

náns mérettartomány (ami az átlagos törzsátmérőben jelenik meg), ez arra utal, hogy az utóbbi évtizedekben más-más fajokat preferáltak a fasorok telepítésekor.

A klimatológiai vonatkozású ökoszisztéma szolgáltatásoknak egyik legfontosabb állapot-indikátora a levélfelület, ezért szükséges annak vizsgálata, hogy az egyes fajok a levélfelület szempontjából milyen súlyúak a teljes populáción belül. Az egyes fajoknak az egyedszámukhoz képesti nagyobb vagy kisebb súlya elsősorban a méreteloszlás következménye. Például a platán a város legidősebb, így legnagyobb méretű fákból álló fasorainak fő faja, ez okozza a rendkívül nagy részarányát az össz-levélfelületen belül. Míg például az ezüst hársak (*Tilia tomentosa*) többsége egy új telepítésű, fiatal, homogén belvárosi fasort alkot (1. ábra), ezért több százas egyedszámban van jelen, de viszonylag kis levélfelülettel.



1. ábra. A 10 leggyakoribb faj egyedeinek faállapot szerinti megoszlása.

■ Kiváló, ▣ Jó, ≡ Megfelelő, ■ Rossz, || Kritikus, ■ Haldoklik

A levélfelületet befolyásoló másik fontos tényező lehet a különböző fajok állományainak eltérő egészségi állapota (1. ábra). A teljes vizsgált állományra elmondható, hogy viszonylag jó állapotban van, az egyedek többsége a kiváló vagy jó kategóriák valamelyikébe sorolódott. Ez részben a modell működésének következménye: az egészségi állapot kategóriákba való besorolás a fakorona elszáradt részének aránya (%) alapján történik, és annak 10%-ot meghaladó értéke esetén kerül a jónál rosszabb kategóriákba valamelyikébe az adott egyed (Nowak *et al.* 2008). A gondos kezelésnek köszönhetően ilyen fák viszonylag kis számban vannak jelen, mivel a jelentősen romlott állapotú egyedeket metszéssel kezelik (ami

a koronahiány adatában jelenik meg) vagy rövid időn belül cserélésre kerülnek. Emellett azonban megfigyelhetők bizonyos különbségek is az egyes fajok között a faállapotot illetően, ami az általuk biztosított szolgáltatások mennyiségét is befolyásolja. Például két őshonos hárs faj esetében (kislevelű hárs, nagylevelű hárs – *Tilia platyphyllos*) az egyedeknek jelentős (27,4% és 24,8%) része sorolható a jónál gyengébb egészségi állapot kategóriák valamelyikébe, ugyanez elmondható a bugás csörgőfa (*Koelreuteria paniculata*) és a japánakác egyedeiről is (19% és 31,2%). Az ezüsthárs egyedeinek jó állapota az új telepítésű fasor fiatal egyedeinek viszonylag teljes lombkoronájára utal. A korai juhar (*Acer platanoides*) különböző helyzetű állományokban (kis utcák, körút, parkok) is megtalálható, és ezekben általánosan jó állapotban van.

Szénmegkötés és -tárolás

A szénmegkötés és -tárolás fajok közötti különbségei alapvetően a méretbeli különbségeket követik (2. táblázat). Kimagaslóan a legnagyobb egyedenkénti éves megkötéssel a platánok jellemezhetők, a legnagyobb egyedeknél ez 60 kg/év megkötött mennyiségnél is nagyobb lehet. A 305 egyedből álló platán állományban 428,9 t szén tárolódik, ez a teljes vizsgált városi faállomány által tárolt szénmennyiségnek (1169 t) több mint 1/3-a.

2. táblázat. A 10 leggyakoribb faj összehasonlítása a két vizsgált ökoszisztéma szolgáltatás szempontjából.

	Egyedenkénti C-megkötés (kg/év)	Tárolt szén (kg)	Szennyező-megkötés (kg/év)
<i>Platanus hybrida</i>	35,9	428904,7	1059,1
<i>Tilia cordata</i>	7,5	50013,3	238,3
<i>Sophora japonica</i>	23,5	197693,5	556,8
<i>Celtis occidentalis</i>	15,8	102569,7	379,7
<i>Tilia tomentosa</i>	4,4	17631,3	118,3
<i>Koelreuteria pan.</i>	11,9	37531,0	252,9
<i>Tilia platyphyllos</i>	7,3	24468,3	285,3
<i>Ginkgo biloba</i>	14,4	37444,1	197,3
<i>Acer platanoides</i>	6,8	11790,4	243,9
<i>Fraxinus ornus</i>	6,8	8737,8	233,4

A széntárolás alapján a fajok egymáshoz viszonyított sorrendje értelemszerűen nagyrészt megegyezik a levélfelület alapján felállítható sorrenddel (a teljes biomasszával kapcsolatban álló két indikátorról van szó). Ugyanakkor néhány esetben megfigyelhetők kisebb eltérések, amik az adott faj állapotára utalnak. Például a

japánakác populáció jól láthatóan viszonylag kis levélfelülettel (9,1%-os részese-
dés a teljes faállomány levélfelületéből) rendelkezik a széntárolási kapacitásához
(16,9%) képest. Ez a jelentős koronahiánynak (az elszáradt ágak, koronarészek
nagy arányú eltávolításának) a következménye, ami az idős egyedek vastag – és
ezáltal nagy széntározási kapacitású – törzsét nem érinti. Bizonyos, egyébként
rosszabb állapotban levő fajok jó levélfelület/tárolt szén aránya a viszonylag tel-
jes lombkoronára utal, ugyanakkor ezen belül jelentős lehet a száradt levélfelület
aránya, ami szintén rossz várostűrést jelenthet. Például a nagylevelű hárs (levél-
felületből való részese-
dés: 4,6%, tárolt szénmennyiségből való részese-
dés: 2,1%)
esetében az elhalt levélzet részarányának átlagos értéke 12,6%, szemben a teljes
állományt jellemző 8,4%-os átlaggal.

Szennyezőanyag-megkötés

A szennyezőanyag-megkötés fajok közötti különbségei, illetve az átlagos mell-
magassági átmérőhöz való viszonya megegyezik az előzőekben tárgyalt levélfe-
lület-tárolt szén kapcsolatokkal, mivel a levélfelület az ökoszisztéma indikátor a
szolgáltatás számításánál. Az egyedenkénti megkötés az összes szennyezőt együt-
tesen számolva a legtöbb faj esetében 200-400 g között mozog évente, ezt csak a
két legjelentősebb megkötő, a japánakác és a platán haladja meg. A méretük miatti
kivételek a platán és a japánakác, valamint a kis méretű egyedekből álló ezüsthárs.

Az egyes szennyezők megkötését külön vizsgálva elmondható, hogy a város
légszennyezettségében a legfontosabb szennyezők megkötése képviseli a legna-
gyobb tömeget (3. táblázat).

3. táblázat. A teljes vizsgált faállomány által megkötött szennyezőanyagok össz-
tömege.

	CO	O ₃	NO ₂	PM10	SO ₂
Megkötött szennyező (kg/év)	18598	596352	72672	406469	34152

Szeged esetében jelentős ipari kibocsátás nincs, a legjelentősebb megkötés a
közlekedési eredetű ózon (összesen kb. 600000 g/év) és ülepedő por (kb. 400000
g/év) esetében tapasztalható.

Értékelés

Az eredményeink az első kelet-közép-európai i-Tree elemzésből származnak, de a szegedi városi faállomány szerkezeti adottságai főbb vonalaiban megegyeznek a hasonló helyzetű és méretű városok jellemzőivel. Az idegenhonos fajoknak 50%-hoz közeli vagy azt meghaladó részaránya más európai városokban is jellemző (Chaparro & Terradas 2009, Rogers *et al.* 2011). Az egyes fajoknak a teljes levélfelületből való részesedéséből következtethetünk az adott állományok aktuális állapotára. A szegedi minta esetében két hazai hársfaj rosszabb helyzetét tudtuk megállapítani, ami gyengébb várostűrűsükre utal (az antropogén hatásra erősen módosult mikroklímatis és talajtani háttérfeltételek miatt), erre vonatkozóan már történtek hasonló megfigyelések Magyarországon (Vajna 2010). A korai juhar jó általános állapota is megjelenik más vizsgálatokban. Pothier & Millward (2013) Toronto-i tanulmányában a legjobb szén- és szennyezőanyag-megkötőnek bizonyult (a jó faállapotnak is köszönhetően), ez az őshonosságtól függetlenül városi fásításra való alkalmasságára utal.

A vizsgált szolgáltatások közül a szénmegkötésre kapott eredmények hasonlíthatók jobban más területekre kapott eredményekhez, mivel a szennyezőanyag-megkötés a részletes felbontású időjárási adatokon kívül a városonként szintén erősen változó szennyezőanyag-koncentrációktól is függ. A teljes városi erdő átlagában Szegedre kapott egyedenkénti 410,78 kg-os átlagos széntárolás, valamint a 14,01 kg/év-es átlagos éves egyedenkénti szénmegkötés a más európai városokra végzett elemzések közül közel van Wälchli (2012) Zürichben (Svájc) i-Tree Eco alkalmazásával kapott eredményeihez (348,88 kg és 12,97 kg/év), valamint Russo *et al.* (2014) Bolzano-ra (Olaszország) allometrikus egyenletek alkalmazásával kapott eredményeihez (377,14 kg/év és 12,06 kg/év). Magyarországon az önkormányzatoknak a vagyongazdálkodás részeként törvényi kötelezettségük a zöldvagyonról is nyilvántartást vezetniük. Ennek ellátásához létezik több kidolgozott és a szakigazgatásban használt értékelő rendszer a különböző méretű, állapotú és városon belüli helyzetű fák értékének megállapítására (Hegedűs *et al.* 2011). Az általunk bemutatott modell a fentiekkel való összehasonlító vizsgálatok után lehetőséget adhat azok pontosítására, segítve ezzel a városi zöldfelületek ökoszisztéma szolgáltatásainak a döntéshozatali folyamatokba való hatékonyabb beépítését.

Köszönetnyilvánítás – A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése konvergencia program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

Irodalomjegyzék

- Baur, J. W. R., Tynon, J. F., Ries, P. & Rosenberger, R. S. (2014): Urban Parks and Attributes about Ecosystem Services: Does Park Use Matter? – *J. Park Recreat. Adm.* **32**: 19–34.
- Bolund, P. & Hunhammar, S. (1999): Ecosystem services in urban areas. – *Ecol. Econ.* **29**: 293–301.
- Chaparro, L. & Terradas, J. (2009): *Ecological Services of Urban Forest in Barcelona*. – Barcelona City Council, Barcelona, Spain: Department of Environment, 96 pp.
- Dobbs, C., Escobedo, F. J. & Zipperer, W. C. (2011): A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. – *Landscape. Urban. Plan.* **99**: 196–206.
- Európai Bizottság (2011): Életbiztosításunk, természeti tőkénk: a biológiai sokféleséggel kapcsolatos, 2020-ig teljesítendő uniós stratégia. – COM(2011) 244, Brüsszel, 19 pp.
- Gulyás, Á., Kiss, M., Takács, Á., Varga, L. & Makrai, L. (2015): Szeged közterületi faállományának vizsgálata. – In: Rakonczai, J., Blanka, V. & Ladányi Zs. (szerk): *Tovább egy zöldebb úton*. SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged, pp. 67–79.
- Hegedűs, A., Gaál, M. & Bérces, R. (2011): Tree appraisal methods and their application – first results in one of Budapest’s districts. – *Appl. Ecol. Environ. Res.* **9**: 411–423.
- Hunter Block, A., Livesley, S. J. & Williams, N. S. G. (2012): *Responding to the urban heat island: A review of the potential of the green infrastructure*. – Victorian Centre for Climate Change Adaptation Research, Melbourne, 56 pp.
- i-Tree (2014): *i-Tree Eco User Manual v5.0*. – USDA Forest Service, 114 pp.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C., Hoehn, R. E., Walton, J. T. & Bond, J. (2008): A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. – *Arboric. Urb. For.* **34**: 347–358.
- Peng, L., Chen, S., Liu, X. & Wang, J. (2008): Application of CITYgreen model in benefit assessment of Nanjing urban green space in carbon fixation and runoff reduction. – *Front. For. China* **3**: 177–182.
- Pothier, A. J. & Millward, A. A. (2013): Valuing trees on city-centre institutional land: an opportunity for urban forest management. – *J. Environ. Plann. Man.* **56**: 1380–1402.
- Rogers, K., Jarratt, T. & Hansford, D. (2011): *Torbay’s Urban Forest – Assessing Urban Forest Effects and Values*. – Treeconomics, Exeter, 43 pp.
- Russo, A., Escobedo, F. J., Timilsina, N., Schmitt, A. O., Varela, S. & Zerbe, S. (2014): Assessing urban tree carbon storage and sequestration in Bolzano, Italy. – *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* **10**: 54–70.
- Soares, A. L., Rego, F. C., Mcpherson, E. G., Simpson, J. R., Peper, P. J. & Xiao, Q. (2011): Benefits and costs of street trees in Lisbon, Portugal. – *Urban. For. Urban. Gree.* **10**: 69–78.
- Vajna, L. (2010): Fiatal díszfák és cserjék pusztulása városi környezetben. – *Növényvédelem* **46**: 431–436.
- Wälchli, G. (2012): Ökosystemdienstleistungen als ökonomische Strategie? *i-Tree: ein Instrument für die Wertermittlung von Stadtbäumen Zusammenfassung*. – Wädenswil: Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, 123 pp.

Evaluation of climate-related ecosystem services of urban trees in Szeged (Hungary)

Márton Kiss, Ágnes Takács, Réka Pogácsás, Lilla Berkes
and Ágnes Gulyás

*Department of Climatology and Landscape Ecology, University of Szeged,
H-6722 Szeged, Egyetem út 2, Hungary
e-mail: Kiss.Marton@geo.u-szeged.hu*

Urban ecosystems are artificially created and maintained, but, as they are situated in densely populated settlements, they contribute to many people's well-being directly. This highlights the need for the evaluation of these services and to elaborate suitable methodologies for that. Some very important regulating services of urban green spaces (e.g. carbon sequestration, air pollution removal) are connected to the anthropogenically modified climatic characteristics of the cities. In this study, we show an example for the valuation of these services in the city of Szeged (Hungary). The calculations were made on a per tree base, by the adaptation of a targeted model developed in the U.S. (i-Tree Eco), using the tree cadastre database of the city. Our results highlight the importance of tree condition in service provision, which should be considered during species selection in urban circumstances.

Keywords: urban ecosystem services, carbon sequestration, air pollution removal, tree condition, Szeged

A csíkos szöcskeegér helyzete a Hernád-völgyben

Kondor Tamás^{1,2}, Estók Péter^{2,3}, Szentgyörgyi Péter⁴,
Szőke Krisztina² és Cserkész Tamás^{1,2}

¹ELTE-TTK Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

²Bükki Emlőstani Kutatócsoport Egyesület,
3300 Eger, Maklári u. 77/A

³EKTF Állattani Tanszék,
3300 Eger, Eszterházy tér 1.

⁴IRMAG Természetvédelmi Egyesület,
3741 Izsófalva, Építők u. 9.

e-mail: kondor.tamas007@gmail.com

Összefoglaló: A csíkos szöcskeegérnek (*Sicista subtilis trizona*, Frivaldszky 1865) jelenleg mindössze kettő előfordulási helyét ismerjük Magyarországról. Ezek közül az egyik a 2006-ban leírt populáció a Borsodi- Mezőség területéről, míg a másik az eddig méltatlanul mellőzött hernád-völgyi. Utóbbi helyről eddig csak bagolyköpetekből került elő; élő példányt valószínűleg itt soha nem láttak. 2014-ben bagolyköpet-gyűjtést és elemzést végeztünk, amely során régebbi mintákat is feltártunk. Elemzéseink alatt egyetlen szöcskeegér példány maradványai kerültek elő egy 2008-as aszalói gyűjtésből. A Hernád-völgy alapos bejárása után talajcsapdázást végeztünk a potenciális élőhelyeken. Az egykori elterjedési terület behatárolásához 1960-as években készült légifotókat használtunk, amelyeken a lehetséges korábbi élőhelyek elkülöníthetők. Csapdázásaink során sajnos nem sikerült kimutatni a Hernád-völgyből a fajt. Valószínűleg a terület gyakori égetése okozhatta a faj eltűnését a területről. Azonban még további csapdázások szükségesek ahhoz, hogy biztosan kijelenthessük: a szöcskegér kipusztult a Hernád-völgyben.

Kulcsszavak: *Sicista subtilis trizona*, köpetelemzés, talajcsapdázás, veszélyeztetett faj

Bevezetés

A csíkos szöcskegér (*Sicista subtilis* Pallas 1773) egyike a leginkább veszélyeztetett és legkevésbé ismert kisemlős fajoknak Európában. Közép- és Kelet-Európa utolsó maradványsztyeppéin fennmaradt kisszámú populációi egymástól elszigetelve, nagy távolságban találhatóak, és a kihalás közelébe kerültek (Cserkész *et al.* 2010). Szlovákiában (Demeter & Obuch 2004) és Ausztriában (Pucek 1999) valószínűleg már kihalt.

Magyarországon a *Sicista subtilis trizona* (Frivaldszky 1865) fordul elő, amely a legújabb taxonómiai eredményeknek köszönhetően (Cserkész *et al.* 2014) faji státuszra emelhető. Hazánkban a kipusztulástól veszélyeztetett, ezért alapvető

fontosságú, hogy a pontos elterjedési területét meg tudjuk határozni. Az utóbbi 78 évben csak a Borsodi-Mezőség területéről sikerült élő példányt kimutatni (Cserkész & Gubányi 2008), azonban még itt se vagyunk teljesen tisztában a tényleges elterjedési terület határaival. Az utóbbi évek csapdázásai és bagolyköpet-elemzései eredménytelenek voltak a Kiskunságban, valamint a Hortobágyon. Eltűnése e területek szántóföldi hasznosításának fokozódásával, illetve az állattartás kapcsán a túllegettetéssel lehet összefüggésben (Cserkész *et al.* 2010).

Schmidt Egon (1971) kutatásai során több esetben is előkerültek a faj egyedei hernád-völgyi bagolyköpetekből. Négy lelőhelyről összesen 9 példány maradványát sikerült kimutatnia. Mintái Vilmányról (2 példány), Csobádról (2 példány), Felsődobszáról (4 példány) és Hernádszentandrásról (1 példány) származtak. 1994-ben Szentgyörgyi Péter bukkant rá a szöcskeegérra a csobádi görög katolikus templomból származó köpetekben (Szentgyörgyi *et al.* 1996). Ezen eredményekre támaszkodva 2013-ban kutatást indítottunk, amellyel a szöcskegér recens jelenlétét akartuk bizonyítani a Hernád-völgyben. Célunk tehát az volt, hogy (i) kimutassuk a fajt a Hernád-völgyből 1995 után gyűjtött bagolyköpetekből, (ii) meghatározzuk a faj recens előfordulását, valamint (iii) élő egyedek befogásával feltérképezzük finomléptékű elterjedését.

Módszerek

A kutatási terület bemutatása

Köpetgyűjtéseink és talajcsapdázásaink elsősorban a Hernád hazai középső szakaszára terjedtek ki, mivel a korábban előkerült *Sicista* maradványok túlnyomó része a völgy ezen szakaszáról származik. E terület tájféldrajzi értelemben a Hernád-völgymedence kistájcsoporthoz Hernád-völgy kistája, amely a Keleti-Cserehát és a Szerencsköz közé ékelődik (Martonné 2005). Az első katonai felmérés (1784) térképei (www.mapire.eu) alapján jól látható, hogy a völgyben erdőségek, valamint nagy kiterjedésű gyepek voltak, amelyeket a Hernád és mellékvizeinek hálózata tagolt szét.

A Hernád-völgyet már a honfoglalás korától lakták és művelték (Frisnyák 2005). A 17. század során a magasabban fekvő völgyoldalakat szántók, néhol szőlő- és gyümölcsöskertek, valamint kisebb-nagyobb erdőfoltok tarkították. A völgytalpon főleg szántók, rétek és legelők övezték a meanderező Hernádot, amit ártéri puhafa ligeterdők kísérték. A gyepek alacsony hozamúak voltak, gyakran csak egyszer kaszálták évente, utána már csak legeltettek rajtuk. Az árterületeken lévő legelőket gyakran elöntötte a víz, ezért legeltetésre és kaszálásra gyakran hónapokig alkalmatlanok voltak. Ez és a gyepek gyenge hozama hozzájárult ahhoz,

hogyan a Hernád-völgyére nem volt jellemző a nagy legelőállat sűrűség (Dohány 2010).

A 19. század folyamán a rétek és legelők nagy részét feltörték és szántókká alakították. A filoxeravész miatt az egykor kiterjedt szőlőskertek eltűntek, helyüket gyepek és gyümölcsösök foglalták el (Dohány 2010). Napjainkban a Hernád jobb partját nagy kiterjedésű, intenzíven művelt szántóföldek borítják. E területeket az árvíz időnként elönti, itt potenciális élőhelyeket nem is találtunk. A bal parton viszont még megtalálhatók a magasabb térszinteken elterülő gyepek maradványai. Ezek egy részét juhokkal legeltetik, más részét viszont nem művelik, ezért erősen becserjésedtek, illetve fehér akáccal (*Robinia pseudoacacia*) telepítették be azokat. Mindezek ellenére a Hernád-völgy bal partján még megtalálhatók a szöcskegér számára alkalmas élőhelyfoltok, amelyeken érdemesnek találtuk a csapdázást.

Bagolyköpet-elemzés

Ritka, rejtett életet élő kisméretű fajok kimutatására sokszor a bagolyköpet-elemzés a leghatékonyabb módszer (Denys *et al.* 1999). Ez a szöcskegér esetében sincs másképp. Korábban már ezzel a módszerrel mutatták ki a fajt Romániából (Aczél-Fridrich & Hegyeli 2009), Szerbiából (Tvrković & Dzukić 1974) és Szlovákiából (Demeter & Obuch 2004). Amennyiben egy prédafaj jelen van a bagoly területén és megegyezik az aktivitási időszakuk, úgy nagy eséllyel elő fog kerülni a köpetekből (Cserkész 2010). A köpetekből előkerülő kisméretű-maradványok mennyisége hűen tükrözi az adott területen előforduló kisméretű fajok összetételét és gyakoriságát (Denys *et al.* 1999). Természetvédelmi és állatvédelmi szempontból a legkevésbé invazív módszernek tekinthetjük, emellett használatával viszonylag gyorsan kaphatunk faunisztikai adatokat.

Köpetgyűjtés során az újonnan és a régebben gyűjtött mintákat is elemeztük. Mintáink többsége gyöngybagoly (*Tyto alba*) és kuvik (*Athene noctua*) költőhelyéről származott, melyek templomtornyokból és tanyákról lettek gyűjtve. A köpetek valódi számát az állaguk miatt nem tudtuk meghatározni, ugyanis azok a szállítás és tárolás miatt idővel veszítenek tömörségükből és szétmállanak. A köpetek feltárása során nedves technikát alkalmaztunk. A határozást Ujhelyi (1994) munkája alapján végeztük.

Egykori és mai élőhelyek feltérképezése

Az egykori élőhelyek meghatározásához 1960-as években készült digitalizált georeferált légifotókat (www.fentrol.hu) használtunk. E légifotók készítésének dátuma közel azonos Schmidt Egon (1971) kutatásainak időpontjával: az egykori élőhelyek kiterjedése meghatározható a fotók alapján. A lehetséges recens élőhe-

lyek behatárolásához ezeket a korabeli légifotókat, a Natura 2000-es térképállományokat és a Google Earth aktuális műholdfelvételeit (www.google.hu/maps) vetettük össze (lásd 2. ábra). Ezután a térképek alapján potenciálisnak talált területek bejárásával megbizonyosodtunk arról, hogy ott ténylegesen megtalálható a szöcskeegér számára alkalmas vegetáció. Ahol a legnagyobb átfedést találtuk a régi és a potenciális jelenlegi élőhelyek között, valamint a terepi felmérés is pozitív eredményre vezetett, ott megkezdtük a terepi mintavételt.

A mintavételt talajcsapdázással végeztük, ami szelektív módszernek tekinthető, hiszen a nagyobb egerek (*Mus* és *Apodemus* fajok) könnyen kiugranak belőlük, míg a szöcskeegerek, cickányok és pockok nem. Csapdaként 35 cm átmérőjű és 45 cm mély vödörket használtunk. Aljukat előzetesen kifűrtük, hogy a felesleges csapadékvíz el tudjon szivárogni. A vödörket úgy helyeztük le, hogy a peremük a talajszinttel egy magasságban legyen. A csapdák egymástól 7-10 m távolságra helyezkedtek el. Csali anyagot a csapdába nem tettünk, terelőhálót nem használtunk. Igyekezünk az egyenes vonalú transzektek létrehozására, de a csapdáink inkább a potenciális szöcskeegér élőhelyfoltok mintázatát követték. Előnyben részesítettük az aszatos-bogáncsos foltokat, valamint az olyan területeket, ahol sűrű volt a növényzet. Lehelyezéskor arra törekedtünk, hogy a vegetáció károsodását a minimálisra csökkentsük. Csapdáink koordinátáit minden esetben ArcPad szoftvert futtató GPS készülékre mentettük, ami a későbbi adatelemzést, valamint a csapdák megtalálását is segítette. A térinformatikai elemzéseket QGIS (Quantum GIS 2012) szoftverrel végeztük.

Eredmények

A bagolyköpet-elemzés eredményei

2013 és 2014 során összesen 28 mintavételi helyről 23475 prédaállatot azonosítottunk (lásd 1. táblázat). Az elemzés során 1994-től 2014-ig gyűjtött köpeteket dolgoztunk fel, azonban csak egy csíkos szöcskeegér került elő. Ezt a példányt tartalmazó bagolyköpet anyagot Aszalón Bereczky Attila gyűjtötte 2008.07.08-án, amit Szentgyörgyi Péter határozott meg. A maradványok a Magyar Természet-tudományi Múzeum Emlősgyűjteményébe kerültek 24957 gyarapodási számmal. A köpetek állagából arra lehetett következtetni, hogy a szöcskeegeret a bagoly még a mintagyűjtés előtti 5-6 évben zsákmányolhatta. A nagy távolság (~52 km) miatt kizárhatjuk, hogy a bagoly a Borsodi-Mezőségben zsákmányolta volna az egeret.

A hernád-völgyi köpetekben a csíkos szöcskeegér 1:23474-hez van jelen, míg ez az arányszám azonos időszakban gyűjtött, azonos mennyiségű borsodi-mező-

1. táblázat. A bagolyköpetek gyűjtésének a helye és ideje, mintaszám és zsákmányállat egyedszáma. A „*”-al jelölt évben kétszer is történt gyűjtés.

(ref. temp.=református templom; r. k. temp.=római-katolikus templom; g.k.temp.=görög-katolikus templom, ev.temp=evangélikus templom; elh.ép.=elhagyott épület; ist.=istálló)

	Gyűjtés helye	Gyűjtés ideje	Minta-szám	Zsákmányállat egyedszáma
1.	Abaújalpár	2013	1	87
2.	Alsódobsza (ref.temp.)	1996, 2005	2	765
3.	Alsóvadász (ref.temp.)	1992, 1993	2	1639
4.	Alsószolca (ref.temp.)	2013	1	185
5.	Aszaló (ref. temp.)	1992, 2006, 2008, 2009, 2013	5	3398
6.	Boldogkőújfalu (r.k.temp.)	2013	1	41
7.	Borsodaszaló	2013	1	320
8.	Csobád (g.k.temp.)	1994	1	76
9.	Felsődobsza (ref.temp.)	1994, 1995, 2007, 2009, 2013	5	2259
10.	Garadna (g.k.temp.)	2008	2	145
11.	Gesztely (temp.)	2013	1	295
12.	Göncruszka (ref. és r.k.temp.)	1998, 1999	2	402
13.	Halmaj (ref.temp.)	2010	1	528
14.	Hernádcéce (temp.)	1994	1	14
15.	Hernádkércs (r.k.temp.)	1994	1	85
16.	Hernádszentandrás (ref.temp.)	1998, 2000, 2006, 2008, 2009, 2013*	7	2988
17.	Ináncs (r.k.temp.)	1994,1998	2	96
18.	Kiskinizs (ref.temp., ist.)	2013	4	683
19.	Megyaszó (temp.)	1996	1	1480
20.	Méra (ref.temp.)	2008	1	68
21.	Nagykinizs (ref.temp.)	1994, 2010, 2013	3	166
22.	Novajidrány (r.k.temp.)	2008	1	66
23.	Szentistvánbaksa	1994, 2006, 2013	3	2927
24.	Szikszó (ref.temp.)	1993	1	3120
25.	Taktaharkány (elh.ép.)	2007	1	130
26.	Tornyosnémeti (temp.)	2013	1	47
27.	Újcsanáros (ev.temp.)	1996, 2003	2	1421
28.	Vizsoly (g.k.temp.)	1994	1	44
	Összesen		55	23475

ségi mintában 1:64-hez (a Bükki Emlőstani Kutatócsoport Egyesület bagolyköpet adatbázisa alapján).

A lehetséges szöcskegér élőhelyek feltérképezése

Az 1960-as években készült nagyfelbontású légifotók elemzésével 9 élőhelyfoltot azonosítottunk, amelyek teljes kiterjedése 699 ha. Az egyes foltok átlag mérete 77,6 ha. Az aktuális műholdfelvételek és terepbejárások során 22 élőhelyfoltot találtunk, amelyek teljes mérete 357 ha, az átlag foltnagyság 16,2 ha. A legnagyobb mai élőhelyfolt Pere mellett található (70 ha), ami az egykor összefüggő Pere-Felsődobsza közötti 248 ha terjedelmű élőhely maradványát képezi.

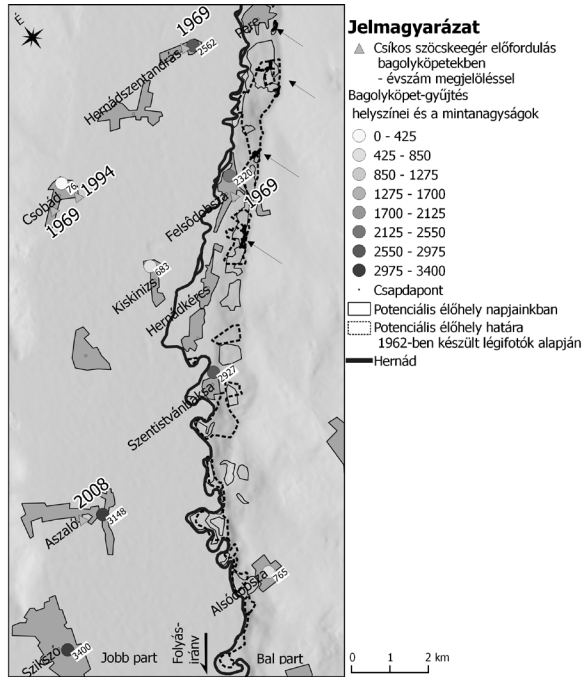
A korábbi és újabb bagolyköpet elemzések, valamint az élőhely térképezések eredményeit felhasználva megkezdtük a Hernád-völgyben a terepi mintavételi területek kijelölését. Minden korábbi előkerülési pont 10 km-es körzetében ellenőriztük a megfelelő minőségű gyepfoltokat. A Hernád jobb partján az intenzív területhasználat és a gyakori árvíz miatt lényegében kizárható a szöcskegér jelenléte, így ott csapdázást sem végeztünk. A bal parton viszont több helyen nagyobb kiterjedésű gyepfoltokat találtunk (jellemzően Hernádkércs és Pere között), amelyek részben korábbi szőlőskertek területén alakultak ki, illetve amennyire a korabeli térképek lehetővé teszik a visszatekintést, mindig is legelőnek használtak.

2014 áprilisában és augusztusában intenzív csapdázást végeztünk Pere és Hernádkércs közötti füves területeken, összesen hat helyen (lásd 1. ábra) 260 csapdával, azonban szöcskeegeret nem tudtunk fogni. Csak néhány kisméretű faj került elő a csapdáinkból: mezei pocok (*Microtus arvalis*), mezei cickány (*Crocidura leucodon*), erdei cickány (*Sorex araneus*) és törpe cickány (*Sorex minutus*).

Értékelés

Korábbi köpetelemzési adatok (Schmidt 1971) alapján valószínűsíthetjük, hogy a faj már az 1970-es években se lehetett gyakori a Hernád-völgyben. Erre utal az előkerült egyedek alacsony száma is. Különösen, ha összehasonlítjuk a borsodi-mezőségi köpetelemzések eredményeivel, ahol a szöcskegér egyes években szinte „tömegesen” fordult elő a bagolyköpetekben (Cserkész 2007). A Hernád-völgyből előkerült szöcskegér maradványok alacsony számát magyarázhatja az is, hogy a gyöngybaglyok többnyire csak a költőhelyük közelében vadásznak, átlagos mozgáskörzetük egy 3 km sugarú kör területének (~28,3 km²) felel meg (Taylor 1994). Ez könnyen ahhoz vezethet, hogy a baglyok nem, vagy csak ritkán jutnak el a szöcskegér élőhelyekre, amennyiben azok távolabb helyezkednek el. Térinformatikai elemzéseink alapján ezt a feltételezést részben kizárhatjuk, mi-

vel a gyűjtőhelyek és a legközelebbi potenciális élőhelyek közötti távolság kevesebb, mint 3 km. Ez alól kivételt képez Aszaló és Csobád, ahol a legközelebbi élőhelyfoltok távolsága 4,7 km, ill. 6,4 km.



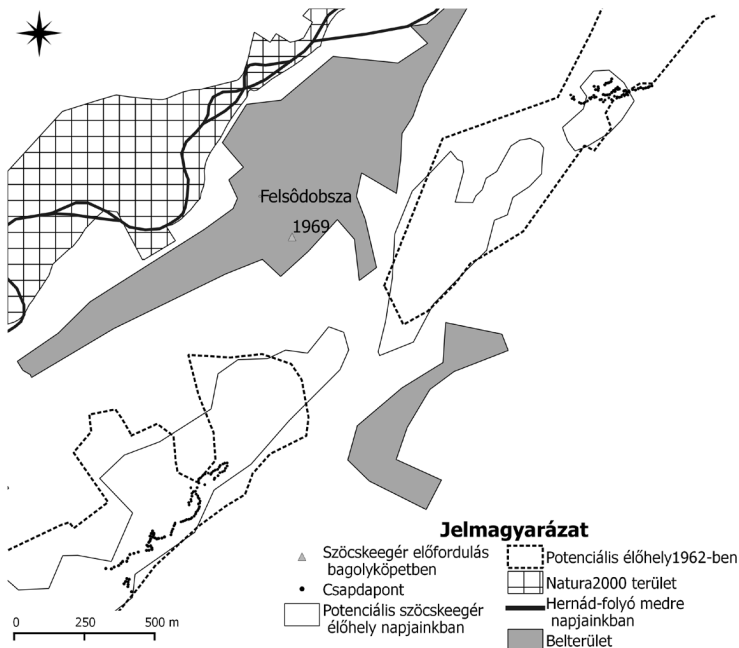
1. ábra. A csíkös szöcskeeger feltételezett előfordulását a Hernád-völgy középső szakaszán az 1960-as években és napjainkban. A bagolyköpetből meghatározott zsákmányállat egyedszámokat, valamint a köpetekből származó szöcskeeger maradványok előkerülésének évszámát is mutatja az ábra.

A hernádi szöcskeeger maradványok előkerülése a Hernád középső, Hernádszentandrás és Aszaló közötti szakaszára korlátozódik. Ezeketől elkülönül Vilmány, amely a legközelebbi élőhelytől, Hernádszentandrástól 17 km-re található. Szentgyörgyi (2014) szerint a hernád-völgyi élőhely már az 1970-es években két részre válhatott szét: az egyik a „középső-déli” (Csobád és Aszaló vonzáskörzete), a másik pedig az „északi” (Vilmány és vonzáskörzete).

Sajnos az itt bemutatott kutatás során a Vilmány és környékén gyűjtött mintákból már nem sikerült kimutatni a szöcskeegeret és a területen potenciális élőhely foltokat se tudtunk felkutatni. A középső-déli élőhelyről előkerült egyetlen új maradvány alapján elmondhatjuk, hogy a faj még az ezredforduló éveiben jelen lehetett a Hernád-völgy faunájában, azonban már akkor is csak igen kis létszámú populáció élhetett a területen. A borsodi- mezőségi köpetelemzés adataival össze-

hasonlítva arra a következtetésre jutottunk, hogy a borsodi-mezőségihez hasonló méretű populáció már biztosan nem maradt fenn a Hernád mentén.

A szöcskegér egykori élőhelyeinek kiterjedése a Hernád-völgyben az utóbbi 50 évben körülbelül a felére csökkent. Viszonylag nagyobb élőhelyfragmentumok még megtalálhatók, tehát nem csökkent olyan mértékben, ami önmagában indokolná a szöcskegér eltűnését (lásd 2. ábra). A nem megfelelő területhasználat (égetés, erdősítés, szarvasmarhával végzett legeltetés megszűnése) miatt azonban az élőhelyek minőségében gyökeres változás következett be.



2. ábra. A szöcskegér feltételezett egykori élőhelye Felsődobosza mellett az 1960-as években és napjainkban. A térképen a jelenlegi potenciális élőhelyeket és a Natura 2000 hálózat területeit is feltüntettük.

Különösen káros a talajlakó fajok számára az élőhelyeken végzett bozótégetés. A közvetlen pusztuláson túl a takarást és táplálékot biztosító növényzet megsemmisülése is komoly hatást gyakorol a kisemlősökre. A felégetett területeken a predációs nyomás is jelentősen megnő (Griffiths & Brook 2014). Védett fajaink közül például az északi pocok (*Microtus oeconomus*) kis-balatoni populációját is a nem megfelelően alkalmazott nádégetés veszélyeztette (Horváth & Gubányi 2004).

A hernád-völgyi területeken rendszeresen alkalmazzák az égetést a cserjésedés visszaszorítására, amely a kisemlős-faunára jelentős negatív hatással lehetett. E feltételezést a csapdázott kisemlősök alacsony fajszáma is alátámasztja, azonban az egyéb tényezőket (erdősítés, környező mezőgazdasági földekről bemosódó vegyszerek, elvadult háziállatok predációja) sem zárhatjuk ki. Mindezekből arra következtethetünk, hogy a szöcskeegér az utóbbi 10-15 évben kipusztult a Hernád-völgyből vagy kimutathatósági szint alatti egyedszámú a populáció.

Alsódobsza környékének bejárása során még további potenciális élőhelyfoltokat is találtunk, amelyeken a további csapdázás még indokolt lehet. Sajnos ezen élőhelyek nem részei a védett területek hálózatának (lásd 2. ábra), ezért a gyakori illegális égetésnek semmi sem szab gátat. E területek védelméről és helyes kezeléséről azonban mégsem mondhatunk le, mivel az esetleges későbbi visszatelepítési programok célterületeként hasznosíthatók lehetnének.

További adatok is az irányba mutatnak, hogy a múlt század elején a Középtisza-vidéken és a Sajó-Hernád-síkon a szöcskeegérnek egy összefüggő populációja élhetett. Szentgyörgyi Péternek ugyanis a Hernád-völgy és a Borsodi-Mezőség között található Hejőkürtön is sikerült kimutatni a faj maradványait 2007.08.19-én gyűjtött mintából (Szentgyörgyi 2014). Az M3-as autópálya építése miatt azonban az itteni élőhelyek nagy része megsemmisült, ezért a szöcskeegér fennmaradása erősen kérdéses a területen.

Érdeemes megjegyezni, hogy nem a szöcskeegér az egyedüli rágcsáló, amely minden bizonnyal eltűnt a Hernád-völgyből. A 20. század elején még a nyugati földikutyta (*Nannospalax leucodon*) hozzátartozott a völgy faunájához, azonban Vásárhelyi István 1932-es észlelése után már nem közölnek adatot a területről. Vásárhelyi (1932) a földikutyát Felső-Méra melletti gyepeken találta, amiket egészen 2005-ig marhalegelőként és kaszálóként hasznosítottak. Mára azonban ezeknek a gyepeknek is már csak a töredéke lelhető fel (Németh *et al.* 2010).

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóságának, különösen Dr. Boldogh Sándornak és Bereczky Attila Szilveszternek a bagolyköpet gyűjtésért. A kutatás anyagi háttérét a Földművelésügyi Minisztérium Zöld Forrás pályázata (PTKF1326/2013) biztosította. Cserkész Tamás részvétele a munkában az OTKA támogatásának köszönhető (PD 105116).

Irodalomjegyzék

- Aczél-Fridrich, Z. & Hegyeli, Z. (2009): *A csíkos szöcskegér új jelzése Erdélyből*. – 10. Kolozsvári Biológus Napok. Kolozsvár, Románia.
- Cserkész, T. & Gubányi, A. (2008): New record of Southern birch mouse, *Sicista subtilis* trizona in Hungary. – *Folia Zool.* **57**(3): 308–312.
- Cserkész, T. (2007): High relative frequency of *Sicista subtilis* (Dipodidae, Rodentia) in owl-pellets collected in Borsodi Mezőség (NE Hungary). – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **31**:173–177.
- Cserkész, T. (2010): *A csíkos szöcskegér (Sicista subtilis trizona) ökológiai, taxonómiai és konzervációbiológiai vizsgálata [egyetemi doktori disszertáció]*. – Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.
- Cserkész, T., Rusin, M., Czabán, D., Kondor, T. & Sramkó, G. (2014): New morphological and molecular evidences to the full species status of *Sicista subtilis* trizona. – In: 14th Rodens et Spatium: International Conference on Rodent Biology. Lisszabon, Portugália, 162 pp.
- Cserkész, T., Török, H. A., Farkas, J., Bodnár, M. & Seres, N. (2010): *Második csíkos szöcskegér (Sicista subtilis trizona) fajmegőrzési program*. – Eger, Bükki Emlőstani Kutatócsoport Egyesület.
- Demeter, G. & Obuch, J. (2004): Recent occurrence of the Southern birch mouse (*Sicista subtilis*) near Leva. – In: Kautman, J. & Stloukal, E. (eds): *Zbornik abstraktov z konferencie 10. Feriancové dni. Faunium*. Bratislava, pp. 9–10.
- Denys, C., Chituaakali, W., Mfune, J. K., Combrexelle, M. & Cacciani, F. (1999): Diversity of small mammals in owl pellet assemblages of Karunga district, northern Malawi. – *Acta Zool. Cracov* **42**: 393–396.
- Dohány, Z. (2010): *Történeti földrajzi tanulmányok a Hernád-völgy területéről (18-20. század)*. – Jósvafő, Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság.
- Frisnyák, S. (2005): *A Hernád-völgy történeti földrajza*. – Nyíregyházi Főiskola, Nyíregyháza. Kézirat.
- Griffiths, A. D. & Brook, B. W. (2014): Effect of fire on small mammals: a systematic review. – *Int. J. Wildland Fire* **23**: 1034–1043.
- Horváth, Gy. & Gubányi, A. (2004): Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) populációk jövője: fenmaradásukat befolyásoló tényezők, természetvédelmi stratégiák. – *Term. Közlem.* **11**: 587–595.
- Martonné, E. K. (2005): *Magyarország tájféldrajza*. – Debreceni Egyetem Kossuth Kiadója, Debrecen, 192 pp.
- Németh, A., Farkas, J., Krnács, Gy. & Csorba, G. (2010): *KvVM Fajmegőrzési tervek: Nyugati földikútya (Nannosplax leucodon)*. – KvVM Természetvédelmi Szakállamtitkárság, Budapest
- Pucek, Z. (1999): *Sicista subtilis* (Pallas 1773): The Southern birch mouse. – In: Mitchell-Jones, A. J., Amori G., Bogdanowich W., Krystufek B., Reijnders P. J. H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thisсен J. B. M., Vohralík V. & Zima J: *The atlas of European mammals*. Academic Press, London, pp. 306–307.
- Quantum GIS Development Team (2012): *Quantum GIS Geographic Information System*. – Open Source Geographic Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Schmidt, E. (1971): Neue Funde der Steppenbirkenmaus, *Sicista subtilis* (Pallas, 1773) in Ungarn. *Säugetierkundliche Mitteilungen* **19**: 384–388.
- Szentgyörgyi, P. (2014): A csíkos szöcskegér (*Sicista subtilis trizona*) kutatása Borsod-Abaúj-Zemplén megyében bagolyköpet elemzés segítségével. Dövény, IRMAG Természetvédelmi Egyesület, 13 pp.

- Szentgyörgyi, P., Fügedi, L. & Gál, I. (1996): Háromcsíkos egér (*Sicista subtilis*) újabb előfordulása Csobádon. *Calandrella* **10**(1-2): 244.
- Taylor, I. (1994): Barn Owls. *Predation-prey relationships and conservation*. – Cambridge University Press.
- Tvrtković, N. & Dzukić, G. (1974): Southern birch mouse (*Sicista subtilis*, Pallas 1773) a new mammal species in the fauna of Yugoslavia. – *Arhiv Bioloskih Nauka* **26**: 1–2.
- Ujhelyi, P. (1994): *A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója*. – Magyar Madártani Egyesület, Budapest.
- Vásárhelyi, I. (1932): A földikutya (*Spalax hungaricus* h. Nhrg.) Abaújtorna megyei előfordulása. – *Allattani Közl.* **29**: 75–77.

The status of Southern birch mouse in the Hernád valley

Tamás Kondor^{1,2}, Péter Estók^{2,3}, Péter Szentgyörgyi⁴,
Krisztina Szóke² and Tamás Cserkész^{1,2}

¹*Department of Systematic Zoology & Ecology, Eötvös Loránd University,
H-1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C, Hungary*

²*Bükk Mammalogical Society,
H-3300 Eger, Maklári u. 77/A, Hungary*

³*Department of Zoology, Eszterházy Károly College,
H-3300 Eger, Eszterházi tér 1, Hungary*

⁴*ÍRMAG Nature Conservation Association,
H-3741 Izsófalva, Építőök u. 9, Hungary
e-mail: kondor.tamas007@gmail.com*

In Hungary, only two localities of the Southern birch mouse (*Sicista subtilis*, Frivaldszky 1865) are known currently. One of the populations is found in the Borsodi-Mezőség Landscape Protected Area, with first trapping records in 2006, the second one is in the Hernád valley which has been improperly ignored so far. Prior to 2006 the species was only known from owl pellets in Hungary. Reporting the species from the Hernád valley was deemed important by us mainly because no live specimen has ever been recorded here. We collected and analyzed owl pellets from 1994, where older pellets were also examined. During our analysis the remains of only one specimen were recovered from a sample collected in Aszaló in 2008. We set pitfall live-traps at places with the highest chance to find the species after thoroughly surveying the area. In order to be able to select the best places for the trapping we used as well aerial photographs from the 1960s. Unfortunately we could not catch any individual, therefore the presence of the species in the Hernád valley is not proved. It can be assumed that as a result of frequent burning on habitats, this species is most probably extinct in the area, however, further live-trappings are required to prove this hypothesis.

Keywords: *Sicista subtilis trizona*, owl-pellet analysis, pitfall live-traps, endangered species

Az ökoszisztémák és a biodiverzitás megőrzésének társadalmi és gazdasági jelentősége néhány példával illusztrálva

Kovács Eszter^{1,2} és Bela Györgyi^{1,2}

¹Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

²Environmental Social Science Research Group (ESSRG),
1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38.

e-mail: kovacs.eszter@mkk.szie.hu

Összefoglaló: A természetes élőhelyek és a biodiverzitás megőrzésének számos pozitív hatása van a társadalomra és a gazdaság működésére. Ezeket a hatásokat érdemes feltérképezni és értéküket számszerű módon is meghatározni azért, hogy az ökoszisztémák megőrzésének fontosságát társadalmi és gazdasági érvekkel is alátámaszthassuk. Ebben a cikkben a területi korlátok miatt csak néhány társadalmi és gazdasági hatásterület kiemelésére van lehetőségünk, amelyet nemzetközi és magyar adatokkal, egyes esetekben saját számításokkal illusztrálunk a Nemzeti Biodiverzitás Stratégiához általunk készített hatásvizsgálati dokumentációra építve, egyes részeit felhasználva. A társadalmi jelentőség hangsúlyozására a foglalkoztatás érintettségét és a lakosság egészségének megőrzését, míg a gazdasági jelentőség kiemelésére az ökológiai gazdálkodásban rejlő piaci potenciált és az inváziós idegenhonos fajok terjedéséből adódó gazdasági károk elkerülésének lehetőségét mutatjuk be példaként. A tanulmány végén felhívjuk a figyelmet arra, hogy a jelenleg rendelkezésre álló adatok korlátozottak, s további interdiszciplináris kutatásokra van szükség a témakör mélyebb elemzéséhez és pontosabb számítások kivitelezéséhez.

Kulcsszavak: biodiverzitás védelem, ökoszisztéma szolgáltatások, társadalmi és gazdasági hatások, jóllét

Bevezetés

A közgazdasági gondolkodásban az ökoszisztémák a társadalmat és a gazdaságot támogató tőkeállomány (technikai, humán, társadalmi és természeti), azon belül a természeti tőke részét képezik (Costanza *et al.* 2014). Az ökoszisztémák számos ellátó, szabályozó, kulturális és támogató ökoszisztéma szolgáltatást nyújtanak, amelyek mind az emberi közösségek, mind a gazdaság számára hasznosak (Kovács *et al.* 2011, 2014a). Az ökoszisztéma szolgáltatások ugyanis azokat a hasznokat jelentik, amelyeket az emberek az ökoszisztémából nyernek (MEA 2003, 2005). Az ökoszisztéma szolgáltatásokat az élő természet nyújtja, de ahhoz, hogy folyamatosan rendelkezésre álljanak, az élőhelyek jó állapota szükséges. A szolgáltatások azért fontosak a társadalom számára, mert meglétük és használatuk nö-

veli a jóllétet (Kelemen 2011, Kovács *et al.* 2011, 2014a). A számos pozitív társadalmi hatásból jelen tanulmányban – terjedelmi korlátok miatt – a foglalkoztatási hatást és az egészség megőrzést emeljük csak ki, de megemlíthető a turizmus és a rekreáció élénkítése vagy a környezeti nevelés lehetőségeinek biztosítása is. Az ökoszisztéma szolgáltatások vagy a belőlük készült termékek egy része értékesíthető, így az élőhelyek és a biodiverzitás megőrzése piaci lehetőséget is nyújthat a természeti értékekre épülő gazdasági ágakban közreműködők számára. Ezen ágak közé tartozik például az ökológiai gazdálkodás vagy az ökoturizmus. Az ökoszisztémák szabályozó szolgáltatásaik révén csökkenthetik egyes ágazatok felmerülő költségeit vagy elősegíthetik a gazdasági károk elkerülését is. Példaként említhető az inváziós idegenhonos fajok okozta károk, a víztisztítási költségek vagy akár az árvízvédelmi költségek elkerülése vagy csökkentése (TEEB 2012). Jelen tanulmányban a pozitív gazdasági hatásoknál az ökológiai gazdálkodás piaci lehetőségeire és az inváziós idegenhonos fajokkal kapcsolatos költségek elkerülésére térünk csupán ki. A hatások számszerűsítésénél nemzetközi és magyar szakirodalmi és statisztikai adatokra, szakpolitikát megalapozó tanulmányok számításaira hagyatkozunk, és egyes esetekben az ezekre épülő saját számítások eredményeit is bemutatjuk a Nemzeti Biodiverzitás Stratégiához általunk készített hatásvizsgálati dokumentációra (Kovács *et al.* 2014b) építve, egyes részeit felhasználva.

A természetes élőhelyek és a biodiverzitás megőrzésének társadalmi jelentősége néhány kiemelt példával illusztrálva

Pozitív foglalkoztatási hatás

A foglalkoztatás az emberek számára jövedelmet, s ezáltal anyagi biztonságot nyújt. Emellett más szükségletek kielégítéséhez is megteremti az alapot, így hozzájárul az egyéni képességek kibontakozásához, s általa fejlődnek a munkahelyhez kötődő közösségi kapcsolatok. A biológiai sokféleség megőrzése, az ökoszisztéma szolgáltatások fenntartható hasznosítása és a foglalkoztatás között szoros a kapcsolat. Egy 2011-es tanulmány szerint az Európai Unióban az összes foglalkoztatottak közel 7%-ának (15 millió fő) foglalkoztatása közvetlenül, míg kb. 55%-ának foglalkoztatása jelentősen függ az ökoszisztéma szolgáltatások állapotától (Nunes *et al.* 2011). Ezt a számítást alapul véve, de némileg módosítva, azt becsültük, hogy Magyarországon közelítőleg 900 ezer ember megélhetését érinti pozitívan a természetes élőhelyek megléte. A hatások becsléséhez a KSH 2012-es szektoronkénti foglalkoztatottsági értékeit használtuk fel (<http://www.ksh.hu>). Az ökoszisztéma szolgáltatásoktól közvetlenül függő szektoroknak a mezőgazdaságot,

erdőgazdálkodást, halászatot és a szálláshely szolgáltatást, vendéglátást tekintetük, s a közvetetten, de az ökoszisztéma szolgáltatásokra nagyban épülő szektorok közül 9 szektort emeltünk ki. A közvetlenül érintett szektoroknál a foglalkoztatottak teljes létszámát vettük alapul, a közvetetten érintett szektoroknál pedig a foglalkoztatottak számának felét. A biodiverzitás megőrzése és a foglalkoztatás közötti kapcsolatok feltárása még csak most induló kutatási irány nemzetközi szinten, s Magyarországon is további kutatásokra van szükség az összefüggések pontosabb feltárásához és számszerűsítéséhez.

Pozitív egészségügyi hatások

A biológiai sokféleség, az ökoszisztémák, az általuk nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások megőrzése és az egészség között szoros a kapcsolat. Az összefüggés érzékeltetésére három példát emelünk ki, az egészséges élelmiszer és a természetes gyógyszer alapanyagok biztosítását, valamint egyes szabályozó szolgáltatások közvetlen vagy közvetett pozitív egészségügyi hatásait.

Egészséges élelmiszerek

A természetkímélő gazdálkodási formák elősegítik a fizikai egészség megőrzéséhez nélkülözhetetlen, vegyszermentes és tápanyagokban gazdag élelmiszer (mint ellátó szolgáltatás) előállítását. Magyarországon az ökológiai gazdálkodásba bevont mezőgazdasági területek nagysága ugyan még elég kicsi, de folyamatos emelkedést mutat. 2012-ben a KSH adatai alapján már meghaladta a 130 ezer hektárt (a mezőgazdasági területek kevesebb, mint 2,5%-a) ([http2](#), [http3](#)). Az agrár-környezetgazdálkodási támogatásban részesülő területek kiterjedése 2010-ben több, mint 1,1 millió hektár volt (Hungarikum Konzorcium 2010). Emellett 2012-ben több, mint 5.800 hektáron folyt ökológiai gazdálkodás. A minősítő intézmények 2012-es adatai alapján az ökológiai gazdálkodással tartott állatállomány megközelítette a 150 ezer egyedet. 2011-ben az ökológiai gazdálkodás alapján ellenőrzött méhcsaládok száma meghaladta a 19 ezer darabot (Vidékfejlesztési Minisztérium 2014). Az hazai ökológiai vagy természetközeli gazdálkodásból származó alapanyagokból készült élelmiszerek mennyiségére nincs még elérhető statisztikai adat.

A természet növények és tartott állatok mellett a vadon élő növények (pl. bogyós növények, gombák, medvehagyma) és állati termékek (pl. hal, vadhús) is jelentős élelmiszerforrások lehetnek. Ez azonban csak lehetőség, a kihasználáshoz további piaci ösztönzőkre és kormányzati stratégiák kialakítására lehet szükség. Azt is fontos kiemelni, hogy a gyűjtésnél, felhasználásnál ügyelni kell az ökológiai fenntarthatóságra és a fajok reprodukciós képességének megtartására. Egy 2011-es, az európai erdők állapotáról szóló jelentés alapján Közép-Kelet-Európában

közel 30.000 tonna gombát, több, mint 61.000 tonna gyümölcsöt és közel 24.000 tonna vadhúst adtak az erdők (Forest Europe *et al.* 2011). Magyarországra nézve erdei gombára, gyümölcsre vonatkozóan nem rendelkezünk hivatalos adatokkal. A Vadgazdálkodási Adattár 2012/13-as vadászati évre vonatkozó adatai alapján az éves lőtt nagyvad értékesítése, felhasználása meghaladta a 12.000 tonnát (Csányi *et al.* 2013). Az Országos Halászati Adattár adatai alapján 2012-ben az étkezési célokat szolgáló természetes vízi halzsákmány Magyarországon meghaladta a 6.000 tonnát (MAHAL 2013). Ezek az értékek a maximális mennyiségeket jelölik csupán, a fenntartható módon kinyert mennyiségek meghatározásához további kutatásokra van szükség.

Gyógyszer alapanyagok

A természetes és az ember által átalakított ökoszisztémákból származik számos hagyományos és modern gyógyszer, illetve gyógyhatású készítmény alapanyaga is, amelyek segíthetnek a betegségek megelőzésében és kezelésében. Schippmann *et al.* (2006) számításai szerint 50-70 ezer növényfajt használ fel a hagyományos és modern orvostudomány világszerte. Magyarországon a Gyógynövény Szövetség és Terméktanács adatai alapján mintegy 110 faj gyűjtése és termesztése folyik. Az előállított drogtömeg mintegy 70%-a vadon élő fajok gyűjtéséből származik (Czirbus 2012). A gyűjtés fenntarthatóságára vonatkozóan nincsenek adataink.

Az egészség megőrzését segítő szabályozó szolgáltatások

A természetes ökoszisztémák szabályozó szolgáltatásai szintén hozzájárulnak az egészség megőrzéséhez. Az erdős területek kiemelkedő szerepet játszanak a levegő tisztításában a szennyezőanyagok (pl. SO_2 , NO_x) felvételével és asszimilációjával (ten Brink *et al.* 2011). Ezáltal csökkenthetik a légúti megbetegedések hatásait vagy hozzájárulhatnak a megelőzésükhöz, ami városokban vagy azok közelében különösen nagy jelentőségű (Powe & Willis 2004). Számos tanulmány érvel amellett, hogy a természetes, egészséges és nagy diverzitású ökoszisztémák közreműködnek a kórokozók számának csökkentésében és a betegségek terjedésének megállításában (Keesing *et al.* 2010, Zoghi *et al.* 2010, Wood & Lafferty 2013). Magyarországon egészségügyi problémát jelent például a Lyme-kórt és vírusos agyvelőgyulladás okozó kullancsok elszaporodása. Wood & Lafferty (2013) rámutat arra, hogy az erdők természetkímélő kezelése, a nagyobb fajdiverzitás (pl. csúcsragadozók megléte), a kullancsot hordozó, szállító vadon élő állatok számának szinten tartása elősegítheti a kullancsok és így az általuk okozott Lyme-kór visszaszorítását is.

A természetes élőhelyek védelmének gazdasági jelentősége két kiemelt példával illusztrálva

Piaci lehetőségek

A biológiai sokféleség megőrzése és az ökoszisztéma szolgáltatások biztosítása kedvezően befolyásolhatja az ezekre a szolgáltatásokra épülő ágazatok (mező-, erdőgazdálkodás, halászat, vízgazdálkodás, természetes alapanyagokat feldolgozó iparágak, természeti értékekre épülő szolgáltatások, oktatás, kutatás) versenyképességét. Ezek közül az ökológiai gazdálkodást emeljük ki, amelynek nagy a piaci potenciálja Magyarországon. Az EU-ban 2011-ben az ökológiai gazdálkodásba vont területek nagysága 9,6 millió ha volt, amely 5,4%-a a teljes mezőgazdasági területnek. A bioélelmiszerek uniós piaca 2011-ben 21,5 milliárd euró értékű volt, s az előző évihez képest 9%-os növekedést mutatott. Az EU a második a bioélelmiszerek piacát tekintve a világon az USA után. Az EU-n belül az ökológiai gazdálkodásból származó termékek számára Németország jelenti a legnagyobb piacot (2011-ben a forgalom 6,6 milliárd euró volt), második Franciaország (3,8 milliárd eurós forgalommal), harmadik az Egyesült Királyság (1,9 milliárd eurós forgalommal) (EC 2013, Schaack *et al.* 2013). Magyarországon az ökológiai gazdálkodásba vont területek nagysága a teljes mezőgazdasági területnek kevesebb, mint 2,5%-a, ami jóval alatta marad az uniós átlagnak ([http2](#), [http3](#)). A hazai bioélelmiszerek piaca jelenleg kicsi, 25 millió euróra becsülik az értékét. Az előállított termékek 85%-át exportálják, leginkább európai országokba, kiemelten Németországba, Ausztriába, Hollandiába és Svájcba. Az ökológiai gazdálkodás számára kedvezőek a feltételek Magyarországon, de ez a szektor jelenleg stagnál, és sok még a kihasználatlan lehetőség. A fellendüléshez szakértők szerint hatékonyabb ösztönzőkre, az export marketing kezdeményezések összehangolására és a hazai fogyasztók körében széleskörű ismeretterjesztésre lenne szükség. A jelenlegi alacsony feldolgozottsági szint növelése is jelentős piaci előnyöket jelenthet (Dezsény & Dexler 2013). Megjegyzendő, hogy a termékek szállítása is terheli a környezetet, ezért érdemes a helyi felvevőpiacot is bővíteni, export esetében pedig környezetbarát szállítási módokat választani.

Elkerült gazdasági károk

A természetes élőhelyek kedvező állapota elősegítheti az ezekre épülő gazdasági ágak költségeinek csökkentését vagy kárainak elkerülését. Az inváziós idegenhonos fajok terjedésének megakadályozása, megjelenése esetén visszaszorítása a természetes élőhelyekről, a degradált ökoszisztémák kedvező állapotának helyreállítása és megtartása jó illusztráló példát ad a gazdasági károk elkerülésére. Kettunen *et al.* (2009) szerint az inváziós idegenhonos fajok dokumentált költsé-

ge 12,5 milliárd euró/év, míg becsült teljes költsége 20 milliárd euró/év európai szinten, amelynek nagy része az okozott kár, és kisebbik része csak a kontroll költsége. A mezőgazdasági, halászati, erdészeti és egészségügyi szektort érintő költségek a legmagasabbak, de pl. a turisztikai szektorra vonatkozóan még nem készült elemzés. A dokumentált költségek nagy része a szárazföldi özőnfajokhoz kapcsolódik, tengeri fajokra vonatkozóan még kevés adat áll rendelkezésre. Shine *et al.* (2010) számításai szerint az uniós inváziós stratégia végrehajtása éves szinten 40-190 millió euró/év költséget jelent az EU és a tagországok számára. A stratégia megvalósításának költségbecslését összehasonlítva a stratégia nélküli költség- és kárbecsléssel azt feltételezhetjük, hogy egy jól célzott stratégia és annak megvalósítása költség-hatékony megoldás lehet. Magyarországra vonatkozóan még nincsenek megbízható kárbecslések. Az inváziós stratégia működtetésének Magyarországra vonatkozó éves költségei az uniós tagállamokra becsült átlagértékek alapján a 336-1.836 millió Ft-ot is elérhetik 2010-es áron. Ez azonban csak egy első gyors becslés, ami pontosításra szorul a hazai számítások alapján.

Összegzés

A természetes élőhelyek, értékeik és a biodiverzitás megőrzésének társadalmi és gazdasági hasznaira az európai uniós szakpolitika is egyre nagyobb hangsúlyt fektet, amit az is mutat, hogy számos háttér tanulmány készült az Európai Unió Biodiverzitás Stratégiájának hatásvizsgálatához. Az általunk idézett tanulmányok is ebből a körből valók. Érdekes azonban megjegyezni, hogy egyrészt töredékesen állnak még rendelkezésre a szükséges statisztikai adatok uniós és hazai szinten egyaránt, másrészt sok a módszertani kérdés és bizonytalanság a hatások számszerű becslésénél, s a számszerűsítésnek vannak korlátai is. Célzott, interdiszciplináris kutatásokra lenne szükség ahhoz, hogy egy-egy pozitív hatást számításokkal is kellően alá lehessen támasztani, és további összefüggésekre tudjunk rávilágítani. Az általunk megadott számszerű adatok a hozzáférhető statisztikai adatokból származnak, vagy ezekre építve egy első gyors becslés eredményei, de mindenképpen pontosításra és finomításra szorulnak. Vélhetően az ökoszisztéma szolgáltatások értékelése, térképezése és nemzeti elszámolási rendszerekbe való beépítése hoz majd jelentős előrelépést a biodiverzitás-védelem társadalmi és gazdasági jelentőségének alátámasztásában is.

Köszönetnyilvánítás – Jelen tanulmány a Vidékfejlesztési Minisztérium által finanszírozott, a Nemzeti Biodiverzitás Stratégiához összeállított hatásvizsgálati dokumentációra épül, amelyet a szerzők az ESSRG Kft. megbízásában készítettek el. A szerzők köszönetet mondanak az Environmental Social Science Research Group (ESSRG) tagjainak a támo-

gátásukért. A cikk megírásához a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence – 8526-5/2014/TUDPOL, 9878/2015/FEKUT is támogatást nyújtott.

Irodalomjegyzék

- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. L., Kubiszewski, I., Farber, S. & Turner, R. K. (2014): Changes in the global value of ecosystem services. – *Global Environ. Chang.* **26**: 152–158.
- Csányi, S., Tóth, K. & Schally, G. (szerk.) (2013): *Vadgazdálkodási Adattár – 2012/2013. vadászati év* (javított kiadás). – Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- Czirbus, Z. (2012): *A gyógynövényágazat helyzete*. – Előadás a Mezőgazdasági Bizottság, Kertészeti Albizottság 2012. február 28-i ülésén http://munkaeropiac.szolfportal.hu/images/kkszszt/czirbus_zoltan_gyogynovenyagazat_helyzete.pdf (letöltve: 2015. december 5.)
- Dezsény, Z. & Drexler, D. (2013): Organic agriculture in Hungary – Past, Present and Future. – In: FiBL @IFOAM (Research Institute of Organic Agriculture and International Federation of Organic Agriculture Movements): *The World of Organic Agriculture - Statistics and Emerging Trends*, pp. 239–242.
- EC (European Commission) (2013): *Facts and figures on organic agriculture in the European Union*
- Forest Europe, UNECE & FAO (2011): *State of Europe's Forests 2011, Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe*. Oslo, Norway
- Hungarikum Konzorcium (2010): Új Magyarország Vidékfejlesztési Program (2007–2013) félidős (Mid-term) értékelése, Zárójelentés, 5.2. fejezet (II. tengely értékelése)
- Keesing, F., Belden L. K., Daszak, P., Dobson, A., Drew Harvell, C., Holt, R. D., Hudson, P., Jolles, A., Jones, K. E., Mitchell, C. E., Myers, S. S., Bogich, T. & Ostfeld, R.S. (2010): Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. – *Nature* **468**: 647–652.
- Kelemen, E. (2011): Árak vagy érvek? – Módszertani dilemmák a természet szolgáltatásainak értékelésében. – *Kovács XV* (1–4): 33–60.
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., ten Brink, P. & Shine, C. (2009): *Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) – Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU* (final module report for the European Commission). – Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium, 44. pp.+ Annexes.
- Kovács, E., Pataki, Gy., Kelemen, E. & Kalóczkai, Á. (2011): Az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalma a társadalomkutató szemszögéből. – *Magyar Tudomány*, **172**: 780–787.
- Kovács E., Kelemen, E. & Czúcz, B. (2014a): A természettől a jóllétig: az ökoszisztéma szolgáltatások természet- és társadalomtudományi meghatározottsága. – In: Kelemen, E. & Pataki, Gy. (szerk.): *Ökoszisztéma szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Environmental Social Science Research Group (ESSRG), Gödöllő-Budapest, pp. 17–36.
- Kovács, E., Bela, Gy. & Kiss, D. (2014b): *A Nemzeti Biodiverzitás Stratégia (NBS) hatásvizsgálata*. – Környezeti Társadalomkutatók (ESSRG), Budapest, kézirat, 139. pp.
- MAHAL (Magyar Haltermelők és Halászati Vízterület-hasznosítók Országos Szövetsége) (2013): *Jelentés a Szövetség és tagjai működésének 2012. évi eredményeiről*, kézirat
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2003): *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. – Island Press, Washington DC, 212. pp.

- MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. – World Resource Institute, Washington DC, 137. pp.
- Nunes, P. A. L. D., Ding, H., Boteler, B., ten Brink, P., Cottee-Jones, E., Davis, M., Ghermandi, A., Kaphengst, T., Lago, M., McConville, A. J., Naumann, S., Pieterse, M., Rayment, M. & Varma, A. (2011): *The Social Dimension of Biodiversity Policy*. – Final Report for the European Commission, DG Environment under contract: ENV.G.1/FRA/2006/0073 – 2nd, Venice/Brussels, 211. pp.
- Powe, N. A. & Willis, K. G. (2004): Mortality and morbidity benefits of air pollution (SO₂ and PM₁₀) absorption attributable to woodland in Britain. – *J. Environ. Manage.* **70**: 119–128.
- Schaack, D., Lernoud, J., Padel, S. & Willer, H. (2013): The Organic Market in Europe 2011- Nince percent Increase Compared to 2010. – In: FiBL @IFOAM (Research Institute of Organic Agriculture and International Federation of Organic Agriculture Movements) (2013): *The World of Organic Agriculture - Statistics and Emerging Trends*, pp. 224 – 229.
- Schippmann, U., Leaman, D. & Cunningham, A. B. (2006): Cultivation and Wild Collection of Medicinal and Aromatic Plants under Sustainability Aspects. – In: Bogers, R. J., Craker, L. E. & Lange, D. (Eds.): *Medicinal and Aromatic Plants: Agricultural, Commercial, Ecological, Legal, Pharmacological and Social Aspects*. Wageningen, the Netherlands, Springer, Dordrecht, pp. 75–95.
- Shine, C., Kettunen, M., Genovesi, P., Essl, F., Gollasch, S., Rabitsch, W., Scalera, R., Starfinger, U. & ten Brink, P. (2010): *Assessment to support continued development of the EU Strategy to combat invasive alien species*. Final Report for the European Commission. – Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium.
- TEEB (2012): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise*. Edited by Joshua Bishop. – Earthscan, London and New York.
- ten Brink, P., Badura, T., Bassi, S., Daly, E., Dickie, I., Ding, H., Gantioler, S., Gerdes, H., Kettunen, M., Lago, M., Lang, S., Markandya, A., Nunes, P. A. L. D., Pieterse, M., Rayment M. & Tinch R. (2011): *Estimating the Overall Economic Value of the Benefits provided by the Natura 2000 Network*. Final Report to the European Commission, DG Environment on Contract ENV.B.2/SER/2008/0038. Institute for European Environmental Policy / GHK / Ecologic, Brussels
- Vidékfejlesztési Minisztérium (2014): *Nemzeti Akcióterv az Ökológiai Gazdálkodás Fejlesztéséért (2014-2020)*, 32. pp.
- Wood, Ch. L. & Lafferty, K. D (2013): Biodiversity and disease: a synthesis of ecological perspectives on Lyme disease transmission. – *Trends Ecol. Evol.* **28**(4): 239–247.
- Zaghi, D., Calaciura, B., Basili, M., Romi, R. & Spinelli, O. (2010): *Literature study on the impact of biodiversity changes on human health*. – Comunità Ambiente Srl, Report for the European Commission (Directorate General Environment)

Internetes hivatkozások

http1: http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_qlf005a.html (letöltés: 2014. december 5.)

http2: http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_ua001.html (letöltés: 2014. december 5.)

http3: http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_hosszu/h_omf001a.html (letöltés: 2014. december 5.)

Social and economic importance of the conservation of ecosystems and biodiversity illustrated with some examples

Eszter Kovács^{1,2} and Györgyi Bela^{1,2}

¹*Szent István University, Institute of Nature Conservation and Landscape Management, H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

²*Environmental Social Science Research Group (ESSRG), H-1024 Budapest, Rómer Flóris u. 38, Hungary
e-mail: kovacs.eszter@mkk.szie.hu*

Conservation of natural habitats and biodiversity holds many positive impacts for society and the economy. These impacts may be evaluated and taken into account to support biodiversity policy making. Due to page limits, in this article we show only a few examples of the positive social and economic impacts of biodiversity conservation supported by international and Hungarian official data or, in some cases, by our own calculations. Demonstrating the positive social impacts, 1) the linkage between employment and the state of ecosystem services 2) the health effects of biodiversity conservation are presented. Selected examples for the positive economic impacts include the demonstration of 1) the market potential of organic farming and 2) the avoided economic damage by invasive species. This paper is based on and uses parts of the impact assessment of the National Biodiversity Strategy conducted by the authors. At the end of the paper we draw the attention to the need for further interdisciplinary research in order to conduct a deeper analysis and to make better calculations.

Keywords: biodiversity conservation, ecosystem services, social and economic impacts, well-being

Szőlősorköz takarónövényzet létrehozására szolgáló magkeverékekkel kapcsolatos tapasztalatok

Miglécz Tamás¹, Donkó Ádám², Valkó Orsolya¹, Deák Balázs³,
Török Péter¹, Kelemen András³, Drexler Dóra² és Tóthmérész Béla³

¹ Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszék,
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

² Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet,
1033 Budapest, Miklós tér 1.

³ MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport,
4010 Debrecen, Pf. 71.

e-mail: tamas.miglecz@gmail.com

Összefoglaló: Az ökológiai szőlőtermesztés során szükség van új módszerek fejlesztésére a talaj tápanyagtartalmának megőrzése, a tápanyagok felvehetővé tétele, vízháztartásának optimalizálása, a talaj mikrobiális aktivitásának javítása, valamint a gyomok és az erózió elleni védekezés terén is. Sorköztakaró növényzet telepítése kiváló lehetőséget nyújt ezen feladatok megoldására. Vizsgálatunk során művelt szőlőültetvényeken értékeltünk három magas diverzitású sorköztakaró növényzet létrehozására alkalmas magkeveréket a Tokaji és Szekszárdi borvidék két-két szőlőültetvényén. 2012 márciusában háromféle magkeveréket vetettek: Biocont-Ecowin, Pillangós és Fűves-gyógynövényes magkeverékeket. A vetés után 2012, 2013 és 2014 júniusának végén feljegyeztük a vetett és nem vetett növényfajok borításértékeit. Az első évben mindkét vizsgálatban résztvevő borvidéken a Biocont-Ecowin és a Pillangós magkeverékek megtelepedése és ezzel együtt gyomvisszaszorító képessége volt a legjobb. A második és harmadik évre a Fűves-gyógynövényes és Pillangós magkeverékekkel vetett szőlősorközökben kisebb gyomborítást, míg egyes Biocont-Ecowin magkeverékekkel vetett és kontrol sorközökben nagyobb gyomborítást tapasztaltunk. Eredményeink alapján a fajgazdag sorköztakaró növényzet létrehozására alkalmas magkeverékek vetése borvidéktől függetlenül kiváló lehetőséget nyújt a gyomok visszaszorítására.

Kulcsszavak: agro-biodiverzitás, biodiverzitás, ökoszisztéma szolgáltatások, talajvédelem, gyomvisszaszorítás, sorköztakaró növényzet, szőlőtermesztés, ökológiai gazdálkodás

Bevezetés

Az ökoszisztéma működésének és szolgáltatásainak fenntartása és a fenntartható mezőgazdasági művelési módok vizsgálata kiemelt fontosságú agro-ökológiai és természetvédelmi szempontból (Batáry *et al.* 2011, Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). A mezőgazdasági termelés és a biodiverzitás fenntarthatósága érdekében az ökológiai mezőgazdaságban olyan módszereket alkalmaznak, amik mezőgazdasági és természetvédelmi szempontból is megfelelőek (Illyés *et al.* 2012,

Miglécz *et al.* 2013a). Ehhez az is hozzájárul, hogy az ökológiai mezőgazdaság nagyrészt helyi erőforrásokra támaszkodik, így kiemelten fontos az ökoszisztéma szolgáltatások és a helyi agro-biodiverzitás hosszútávú fenntartása. A talajvédelem (erózió és defláció ellen), a károsítók és gyomok elleni biológiai védekezés és az ökoszisztéma szolgáltatások fenntartása (beporzás, víztisztítás, talajvédelem és tápanyag forgalom fenntartása) kulcsfontosságúak az ökológiai gazdálkodásban (Batáry *et al.* 2011, Christ & Burritt 2013). Ezen célok elérésére az ökológiai mezőgazdaságban gyakran alkalmaznak fajgazdag, őshonos növényfajok magjait tartalmazó magkeverékeket, amelyek alkalmasak sorköz takarónövényzet létrehozására (Török *et al.* 2011). Több tanulmány kimutatta, hogy az ökológiai művelés előnyösen hat az agrártájak biodiverzitására (Altieri 1999, Tomich *et al.* 2011). A fenntartható gazdálkodás iránti megnövekedett igény hatására hozták létre az agrár-környezetvédelmi támogatásokat (Isselstein *et al.* 2005, Kleijn *et al.* 2006). Manapság az Európai Unió mezőgazdasági területeinek mintegy 20 %-át művelik az agrár-környezetvédelmi előírásoknak megfelelően (Rounsevell *et al.* 2005).

A szőlő- és bortermeles világszerte nagy gazdasági és kulturális jelentőséggel bír, ezért kiemelten fontos a szőlőtermesztés során az ágazat fenntarthatóságának biztosítása a fellépő környezeti terhelés minimalizálásával (Christ & Burritt 2013). Az ökológiai szőlőtermesztés során kiemelten fontos a talaj tápanyagtartalmának megőrzése és a gyomok visszaszorítása, ugyanakkor tiltott a szintetikusan előállított növényvédő szerek és műtrágyák használata (FAO 1999, Letourneau & Bothwell 2008). Az ökológiai gazdálkodásban kiemelt jelentősége van a gyomvisszaszorítást, az agro-biodiverzitást és a talaj termőképességének megőrzését elősegítő alternatív művelési módszerek vizsgálatának. Az ökológiai szőlőtermesztésben ilyen alternatív módszer lehet a takarónövényzet telepítése.

A szőlősorközökbe vetett takarónövényzettel biztosíthatjuk a talaj megfelelő termékenységét, szerkezetét és mikrobiális aktivitását. A takarónövényzet segítheti a szőlő megfelelő fejlődését és a kívánt mennyiségű és minőségű termés realizálását, miközben a környező élőhelyekre is pozitív hatással lehet azáltal, hogy a helyi flóra és fauna megtelepedéséhez megfelelő élőhelyeket biztosít (Hartwig & Ammon 2002). Ezen felül a takarónövényzet növeli a szőlőültetvény biodiverzitását és esztétikai értékét, amely az ökoturizmus szempontjából is fontos. A sorköztakaró növényzet vetésének egyik legfontosabb célja a gyomok visszaszorítása, mivel a vetett növények árnyékolásuk és jó kompetíciós képességük révén jó gyomelnyomó képességgel rendelkeznek (Creamer *et al.* 1996, Martin 1996, Liebman & Davis 2000). Több vizsgálat kimutatta azonban, hogy nem megfelelő fajösszetétel vagy vetési sűrűség esetén a sorköztakaró növényzet akár hátráltathatja is a szőlő fejlődését (Krohn & Ferree 2005, Sanguaneko *et al.* 2009).

1. táblázat. A vizsgálatban alkalmazott magkeverékek összetétele (m/m%) és a vetett fajok egyszerűsített életformája (É – évelő, R – rövid életű).

Fajok	Életforma	Biocont-Ecowin	Füves- gyógynövényes	Pillangós
Achillea millefolium	É	-	1,5	-
Centaurea cyanus	R	-	1	-
Centaurea jacea	É	-	1	-
Coronilla varia	É	-	10	10
Daucus carota	R	1,5	-	-
Fagopyrum esculentum	R	7,5	-	-
Festuca rupicola	É	-	30	-
Galium verum	É	-	1,5	-
Linum perenne	É	-	1,5	-
Lotus corniculatus	É	2,5	10	15
Medicago lupulina	R	15	10	15
Onobrychis viciifolia	É	34,5	-	14,5
Phacelia tanacetifolia	R	2,5	-	-
Plantago lanceolata	É	1	10	5
Salvia nemorosa	É	-	1,5	-
Sanguisorba minor	É	0,5	0,5	0,5
Silene vulgaris	É	-	1,5	-
Sinapis alba	R	5	-	-
Trifolium incarnatum	R	7,5	-	-
Trifolium pratense	É	-	5	15
Trifolium repens	É	7,5	5	15
Vicia sativa	R	15	10	10
Fajszám		12	16	9

Jelen tanulmány elsődleges célja a három szőlősorköz takarónövényzet létrehozására alkalmas magkeverék megtelepedésének és gyomelnyomó képességének vizsgálata volt Tokaji- és Szekszárdi borvidékek szőlőültetvényeiben. A következő hipotéziseket vizsgáltuk: (i) A szőlősorköz takarónövényzete alkalmas a gyomok visszaszorítására. (ii) A takarónövényzet megtelepedési sikere azonos a két vizsgált borvidéken.

Módszerek

Magkeverékek és a területek kezelése

Vizsgálatunk során három magkeveréket értékeltünk: Biocont-Ecowin, Fűves-gyógynövényes és Pillangós magkeverékeket. A Biocont-Ecowin magkeverék egy kereskedelmi forgalomban is kapható, az ECOWIN project során összeállított magkeverék, amelyet a Biocont Magyarország Kft. forgalmaz (Vér & Takács 2013). A Fűves-gyógynövényes és Pillangós magkeverékeket az Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet munkatársai állították össze szőlészek és ökológusok segítségével. A magkeverékek összetétele az 1. táblázatban található. A vizsgálat során vetett magok beszerzésekor a legtöbb faj esetében lokális magforrásokra támaszkodtunk, de bizonyos esetekben készlethiány miatt külföldről kellett beszerezni azokat (pl. *Medicago lupulina*, Csehország). Vetés előtt minden esetben talajlazítást alkalmaztak, ami szőlőbirtoktól függően lehetett szántás, talajmarózás, vagy ásógépezés, majd ezt boronálással, vagy simítózással elmunkálták. Az így kapott magágyba történt a vetés. A vetéssűrűség 30 kg/ha körül volt, de a vetéstechnológiától függően (kézi vagy gépi vetés) változhatott. Ha egyes ültetvények sorközeiben nyárra a növényzet túl magasra nőtt, a növényeket lehengerelték, esetleg magas tarlós kaszálással kezelték. A nyári beavatkozástól függetlenül ősszel ismét magas tarlós kaszálást alkalmaztak.

Vizsgálati terület és mintavétel

A mintavételi területek a Tokaji (Gróf Degenfeld Szőlőbirtok és Tokaj Oremus Kft.) és Szekszárdi (Illyés Kúria Pincészet és Tringa Borpince) borvidék két-két szőlőültetvényén található. A vizsgálatban résztvevő szőlőültetvények többségében déli, egy esetben délnyugati (Tringa Borpince) kitettséűek voltak. A magkeverékek vetése 2012 márciusában történt. Egy mintavételi terület 12 sorközből állt. Három szomszédos sorközbé ugyanazt a magkeveréket vetették. A vetett sorközökön felül három kontrol sorközt is kijelöltünk, amelyeket mechanikai műveléssel kezelték. 2012, 2013 és 2014 késő júniusában feljegyeztük az edényes

növényfajok borításértékeit a középső vetett és kontrol sorközökben 5 db 1×1 m-es állandó kvadrátban (összesen 80 kvadrát).

Adatfeldolgozás

Az adatfeldolgozás során minden nem vetett fajt gyomfajnak tekintettünk. A vetett és gyomfajok borításának időbeni változásának kimutatására RM ANOVA-t és Tukey tesztet használtunk. Az éven belüli borításértékek átlagait ANOVA vagy Kruskal-Wallis teszt segítségével hasonlítottuk össze az F-teszt (varianciaegyezőség) és Kolmogorov-Smirnov teszt (normalitás) eredményétől függően. A szignifikánsan elváló csoportok kiválasztásánál Tukey tesztet használtunk.

Eredmények

Gyomvisszaszorítás

A kontrol sorközökben három területen növekedett a gyomok átlagos borítása a második évre, ami a legtöbb területen nem változott szignifikánsan a harmadik évre (2. táblázat). A Biocont-Ecowin magkeverékek esetében a vetett sorközökben egy területen se csökkent a gyomok átlagos borítása a második évre, szignifikáns növekedést csak egy területen detektáltunk (1. táblázat). A harmadik évre egy területen (Oremus) szignifikánsan nőtt, egy területen (Tringa) pedig szignifikánsan csökkent a gyomborítás. A Fűves-gyógynövényes magkeveréssel vetett sorközökben a második évre három területen csökkent a gyomok átlagos borítása a második és harmadik évre (2. táblázat, Degenfeld, Oremus, Tringa). A Pillangós magkeveréssel vetett sorközökben nem voltak szignifikáns változások a gyomborításban a vizsgálat ideje alatt. A harmadik évre minden területen a Fűves-gyógynövényes magkeveréssel vetett sorközökben tapasztalhattuk a legalacsonyabb gyomborítást az egyes területeken belül, ez a különbség három esetben szignifikáns volt.

Vetett fajok borítása

A tokaji területeken az első év után nem növekedett a vetett fajok borítása a Biocont-Ecowin magkeveréssel vetett szőlősorközökben, sőt az egyik tokaji területen (Oremus) a borítás értéke a harmadik évre szignifikánsan csökkent. A Fűves-gyógynövényes magkeverékekkel vetett sorközökben a vetett fajok borítása három területen nőtt a második évre (Degenfeld, Illyés kúria, Tringa). A harmadik évre a tokaji területeken csökkent a vetett fajok borítása, míg a szekszárdi területeken nem változott. A Pillangós magkeveréssel vetett sorközökben a második évre két területen nőtt (Degenfeld és Tringa), míg egy területen csökkent (Oremus) a

vetett fajok borítása. A harmadik évre további két területen csökkent a Pillangós magkeverékkel vetett sorközökben a vetett fajok borítása (Degenfeld és Illyés kúria, 2. táblázat). Alacsony borítással néhány vetett faj a kontrol sorközökben is kimutatható volt.

A harmadik évre a Tokaji borvidéken a Pillangós és Füves-gyógynövényes magkeverékkel vetett sorközökben tapasztaltuk a vetett fajok magasabb borítását, míg a Szekszárdi borvidék területein a Füves-gyógynövényes keverékkel vetett sorközökben volt a legmagasabb a vetett fajok borítása, bár a különbség csak az Illyés kúria esetében szignifikáns (2. táblázat). A harmadik évre a Tokaji borvidék területein a Biocont-Ecwin magkeverékkel vetett sorközökben tapasztaltuk a legalacsonyabb vetett borítás értékeket, míg a Szekszárdi borvidék területein a Pillangós magkeverékkel vetett sorközökben volt a legalacsonyabb a vetett fajok borítása. A tokaji területeken a harmadik évre inkább a vetett fajok borításának csökkenése volt jellemző, míg a szekszárdi területeken az esetek többségében nem volt változás.

2. táblázat. A szőlősorközökben a vetett és gyomfajok átlagos borításértékei. A borításérték előtt felső indexben látható ABC betűk a szignifikáns különbségeket jelzik egy területen belül az adott évben (egyutas ANOVA, $p < 0,05$). A borításérték után felső indexben látható abc betűk a szignifikáns különbségeket jelzik egy magkeverék esetében a három év között (RM ANOVA, $p < 0,05$).

Terület	Magkeverék	Vetett			Gyom		
		1. év	2. év	3. év	1. év	2. év	3. év
Degenfeld	Ecwin	^{AB} 34,8 ^a	^A 37,7 ^a	^{AB} 22,9 ^a	^A 38,4 ^a	^A 56,2 ^a	^A 63,0 ^a
	Füves-gyógynövényes	^A 15,5 ^a	^B 68,2 ^b	^A 37,2 ^a	^A 58,1 ^a	^{AB} 34,0 ^b	^B 31,8 ^b
	Pillangós	^{AB} 48,4 ^a	^B 83,1 ^b	^{AB} 32,7 ^a	^A 38,8 ^a	^B 15,9 ^a	^B 35,9 ^a
	Kontrol	^C 1,0 ^a	^C 2,7 ^a	^B 1,8 ^a	^A 47,0 ^a	^A 74,5 ^b	^A 62,9 ^b
Oremus	Ecwin	^{AB} 60,6 ^a	^A 62,7 ^a	^A 30,6 ^b	^A 11,1 ^a	^A 26,8 ^a	^A 38,7 ^b
	Füves-gyógynövényes	^A 84,4 ^a	^B 88,9 ^a	^B 51,6 ^b	^A 18,9 ^a	^B 2,5 ^b	^B 8,3 ^b
	Pillangós	^A 86,5 ^a	^A 57,6 ^b	^B 57,0 ^b	^B 26,0 ^a	^B 5,3 ^b	^{AB} 24,8 ^a
	Kontrol	^B 2,0 ^a	^C 1,4 ^a	^C 0,8 ^a	^B 26,1 ^a	^A 44,9 ^a	^A 35,8 ^a
Illyés kúria	Ecwin	^A 49,2 ^a	^A 70,9 ^{ab}	^A 55,0 ^a	^A 3,7 ^a	^A 16,0 ^a	^{AB} 21,3 ^a
	Füves-gyógynövényes	^A 50,4 ^a	^A 90,1 ^b	^B 99,5 ^b	^A 13,6 ^a	^A 12,3 ^a	^A 3,9 ^a
	Pillangós	^B 75,5 ^a	^A 88,5 ^a	^A 48,8 ^b	^A 14,6 ^a	^A 8,7 ^a	^{AB} 21,1 ^a
	Kontrol	^C 1,7 ^a	^B 25,6 ^a	^A 26,5 ^a	^A 12,0 ^a	^B 52,3 ^b	^B 59,4 ^b
Tringa	Ecwin	^A 24,4 ^a	^A 92,0 ^b	^A 89,0 ^b	^A 7,6 ^a	^A 26,9 ^b	^A 14,0 ^a
	Füves-gyógynövényes	^B 12,6 ^a	^A 115,5 ^b	^A 124,7 ^b	^{AB} 24,7 ^a	^B 2,5 ^b	^A 1,9 ^b
	Pillangós	^{AB} 21,2 ^a	^A 96,4 ^b	^A 86,4 ^b	^{AB} 25,8 ^a	^{AB} 9,1 ^a	^A 8,7 ^a
	Kontrol	^C 2,1 ^a	^B 0,4 ^a	^B 0,2 ^a	^B 36,6 ^a	^C 81,0 ^b	^B 59,3 ^c

Értékelés

Mindegyik vetett magkeverék esetében szignifikáns gyomelnyomó képességet mutattunk ki. Az első évben a Biocont-Ecowin és Pillangós magkeverékek megtelepedése és gyomvisszaszorító képessége sikeresebb volt a Füves-gyógynövényes magkeverékénél. A második és harmadik évre a Füves-gyógynövényes és Pillangós magkeverékek borítása magasabb volt a Biocont-Ecowin magkeverékénél. A vetett magkeverékek fajainak borítása nem volt minden területen egyforma. Ennek okai az egyes területek különböző lejtése, kitettsége vagy talajállapota, a vetőágy-előkészítés minősége az alkalmazott vetéstechnika és a különböző csapadékviz viszonyok lehetnek. Például a vetett fajok borítása szinte minden magkeverék esetében a Tringa területen volt a legnagyobb a harmadik évre. A magkeverékek a második és harmadik évben is jól szerepeltek, főként a Pillangós és Füves-gyógynövényes keverékek. A második és harmadik évben ezen magkeverékekkel vetett sorközökben volt a leghatékonyabb a gyomvisszaszorítás, míg a kontrol sorközökben megnövekedett gyomborítást tapasztaltunk. Hasonlóan hatékony gyomvisszaszorító hatást mutattak ki más takarónövényzettel foglalkozó vizsgálatokban is (Hoffman *et al.* 1996, Fageria *et al.* 2005, Gago *et al.* 2007). A Biocont-Ecowin magkeverék megtelepedése ígéretes volt az első évben, de a második és harmadik évre nem alakult ki a gyomok elnyomásához elégséges borítású vetett növényfajokból álló növénytakaró. Így a legtöbb területen nem csökkent a gyomok borítása a Biocont-Ecowin magkeverékkel vetett sorközökben, sőt, a gyomborítás nyhe növekedését tapasztaltuk. Ennek egyik lehetséges oka, hogy a magkeverékben található rövid életű fajok megtelepedése ugyan sikeres volt az első évben, azonban a második és harmadik évre eltűntek a sorközök növényzetéből, de a növényzet szezonális kezelési módszereinek (hengerezés, kaszálás) kivitelezési minősége is oka lehet a vetett növényzet kiritkulásának. A vetett fajok borításának csökkenése a gyomok megtelepedéséhez alkalmas mikroélőhelyek mennyiségének növekedéséhez vezetett (Jensen & Gutekunst 2003, Miglécz *et al.* 2013b).

A tokaji területeken a harmadik évre szinte minden esetben a vetett fajok borításcsökkenését figyeltük meg. Ezzel szemben a szekszárdi területeken ez nem volt általános. Ennek oka valószínűleg a két borvidék klimatikus viszonyainak eltérése lehet, de hozzájárulhat a szőlőültetvények eltérő művelése is. Ez kiemeli az ilyen jellegű vizsgálatok több borvidéken történő elvégzésének jelentőségét. Figyelembe kell venni továbbá azt, hogy a vizsgálatok működő szőlőültetvényeken zajlanak, amely a vizsgálati eredmények összehasonlíthatóságát kérdésessé teszi. Mivel az egyes borvidékeken különbözőek lehetnek a környezeti feltételek ezért az alapvető pozitív trendek kimutatása mellett, szükséges a borvidék-specifikus

hatások vizsgálata is, melyek célja, a helyi körülmények között leghatékonyabb magkeverékek kifejlesztése.

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönik Illyés Eszter, Albert Ágnes, Kelbert Bernadett, Molnár Csaba és Tóth Katalin terepi munkában nyújtott segítségét. Köszönet az Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet posztdoktori ösztöndíjának. A szerzőket (M.T., V.O., K.A., T.P.) a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 Nemzeti Kiválóság Program című kiemelt projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg. A kutatáshoz szükséges eszközöket és infrastruktúrát részben a TÁMOP-4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007, TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0024, TAMOP-4.2.2.C-11/1/KONV-2012-0010, OTKA PD 100 192 (T.P.), az OTKA PD 111807 (V.O) és a Debreceni Egyetem belső kutatási pályázata (V.O) biztosította. A publikáció elkészítését a TÁMOP-4.2.2.B-15/1/KONV-2015-0001 számú projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

Irodalomjegyzék

- Altieri, M. A. (1999): The ecological role of biodiversity in agroecosystems. – *Agr. Ecosys. Environ.* **74**: 19–31.
- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D. & Tschamtker, T. (2011): Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. – *Proc. R. Soc. B* **278**: 1894–1902.
- Christ, K. L. & Burritt, R. L. (2013): Critical environmental concerns in wine production: an integrative review. – *J. Clean. Prod.* **53**: 232–242.
- Creamer, N. G., Bennett, M. A., Stinner, B. R., Cardina, J. & Regnier, E. E. (1996): Mechanisms of weed suppression in cover crop-based production systems. – *HortScience* **31**: 410–413.
- Fageria, N. K., Baligar, V. C. & Bailey, B. A. (2005): Role of cover crops in improving soil and row crop productivity. – *Commun. Soil Sci. Plan.* **36**: 2733–2757.
- FAO (Food and Agriculture Organisation) (1999): *Organic agriculture*. – Rome, Italy: Food and Agriculture Organisation.
- Gago, P., Cabaleiro, C. & García, J. (2007): Preliminary study of the effect of soil management systems on the adventitious flora of a vineyard in northwestern Spain. – *Crop Prot.* **26**: 584–591.
- Hoffman, M. L., Weston, L. A., Snyder, J. C. & Regnier, E. E. (1996): Allelopathic influence of germinating seeds and seedlings of cover crops on weed species. – *Weed Sci.* **44**: 579–584.
- Illyés, E., Drexler, D., Herpergel, Z. P., Valkó, O., László, G. & Török, P. (2012): Fajgazdag szőlősorköz-takarónövényzet magkeverékek kifejlesztése és alkalmazási lehetőségei magyarországi szőlőültetvényeken: kitekintés és előzetes eredmények. – *LIV. Georgikon Napok. A mezőgazdaságtól a vidékgazdálkodásig*. Keszthely: PE Georgikon Kar, **2012**: 250–260.
- Isselstein, J., Jeangros, B. & Pavlu, V. (2005): Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe - A review. – *Agron. Res.* **3**: 139–151.
- Hartwig, N. L. & Ammon, H. U. (2002): Cover crops and living mulches. – *Weed Sci.* **50**(6): 688–699.
- Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Diáz, M., DeEsteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E. J. P., Steffan-Dewenter, I., Tschamtker, T., Verhulst, J., West, T. M. & Yela, J. L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. – *Ecol. Lett.* **9**: 243–254.

- Jensen, K. & Gutekunst, K. (2003): Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. – *Basic. Appl. Ecol.* **4**: 579–587.
- Kovács-Hostyánszki, A., Körösi, Á., Orci, K. M., Batáry, P. & Báldi, A. (2011): Set-aside promotes insect and plant diversity in a Central European country. – *Agr. Ecosys. Environ.* **141**: 296–301.
- Krohn, N. G. & Feree, D. C. (2005): Effects of low-growing perennial ornamental groundcovers on the growth and fruiting of ‘Seyval blanc’ grapevines. – *HortScience* **40**: 561–568.
- Letourneau, D. K. & Bothwell, S. G. (2008): Comparison of organic and conventional farms: challenging ecologists to make biodiversity. – *Front. Ecol. Environ.* **6**(8): 430–438.
- Liebman, M. & Davis, A. S. (2000): Integration of soil, crop and weed management in low-external input farming systems. – *Weed Res.* **40**: 27–47.
- Martin, C. D. (1996): Weed control in tropical ley farming systems: A review. – *Aust. J. Exp. Agr.* **36**: 1013–1023.
- Miglécz, T., Donkó, Á., Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóth, K., Drexler, D. & Tóthmérész, B. (2013a): Magkeverékek fejlesztése fajgazdag szőlősorköz-takarónövényzethez. – *Gyepgazd. Közl.* **2013**(1–2): 37–42.
- Miglécz, T., Tóthmérész, B., Valkó, O., Kelemen, A. & Török, P. (2013b): Effects of litter on seedling establishment: an indoor experiment with short-lived Brassicaceae species. – *Plant Ecol.* **214**: 189–193.
- Sanguankee, P. P., Leon, R. G. & Malone, J. (2009): Impact of Weed Management Practices on Grapevine Growth and Yield Components. – *Weed Sci.* **57**(1): 103–107.
- Rounsevell, M. D. A., Ewert, F., Reginster, I., Leemans, R. & Carter, T. R. (2005): Future scenarios of European agricultural land use II. Projecting changes in cropland and grassland. – *Agr. Ecosys. Environ.* **107**: 117–135.
- Tomich, T. P., Brodt, S., Ferris, H., Galt, R., Horwath, W. R., Kebreab, E., Leveau, J. H. J., Liptzin, D., Lubell, M., Merel, P., Michelsmore, R., Rosenstock, T., Scow, K., Six, J., Williams, N. & Yang, L. (2011): Agroecology: A review from a global-change perspective. – *Annu. Rev. Env. Resour.* **36**: 193–222.
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. – *Biodiv. Conserv.* **20**(11): 2311–2332.
- Vér, A. & Takács, K. (szerk.) (2013): „ECOWIN – Természetvédelem a szőlőtermesztés ökológizálásán keresztül” projekt záró beszámoló. – Nyugat-magyarországi Egyetem Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar Szaktanácsadó és Továbbképző Intézet, Sopron

Experiences about vineyard cover crop seed mixtures

Tamás Miglécz¹, Ádám Donkó², Orsolya Valkó¹, Balázs Deák³,
Péter Török¹, András Kelemen³, Dóra Drexler²
and Béla Tóthmérész³

¹*University of Debrecen, Department of Ecology,
H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

²*Hungarian Research Institution of Organic Agriculture,
H-1033 Budapest, Miklós tér 1, Hungary*

³*MTA-DE Biodiversity and Ecosystem Services Research Group,
H-4010 Debrecen, Pf. 71, Hungary
e-mail: tamas.miglecz@gmail.com*

In organic viticulture the development of new methods to save soil fertility, enhance soil microbial activity, control erosion, deflation and suppress weeds are high priority issues. Sowing high diversity cover crop seed mixtures in vineyard inter-rows offers a great opportunity to fulfill these tasks. During our study we evaluated three high diversity cover crop seed mixtures in on-farm field trials in two vineyards of Tokaj and two vineyards of Szekszárd vine regions. Seed sowing was applied in March, 2012: Biocont-Ecowin, Legume and Grass-medical herb seed mixtures were sown. The percentage cover of sown and unsown (weed) species was recorded in late June, 2012, 2013 and 2014. In the first year the Biocont-Ecowin and Legume seed mixtures were best established in both vine regions, therefore the weed control capability was also the best in inter-rows sown with these seed mixtures. For the second and third year in inter-rows sown with the Grass-medical herb and Legume seed mixtures lower weed cover was detected, while in inter-rows sown with Biocont-Ecowin seed mixture and in control inter-rows higher weed cover was detected. Our results show that sowing high-diversity cover crop seed mixtures in vineyard inter-rows offers a great opportunity to control weeds regardless of vine regions.

Keywords: agro-biodiversity, biodiversity, ecosystem services, soil protection, weed management, cover crop, viticulture, ecological farming

Tájidegen ültetvények hatása az alföldi őshonos tölgyesek pók- (Araneae) és holyva- (Coleoptera: Staphylinidae) együtteseire

Mizser Szabolcs¹, Tajthi Bence², Debnár Zsuzsanna¹
és Nagy D. Dávid¹

¹MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport,
4010 Debrecen, Pf. 71.

²Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék,
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

e-mail: mizersszabolcs@gmail.com

Összefoglaló: A tájidegen ültetvények talajfaunára gyakorolt hatását vizsgáltuk a debreceni Nagyerdő területén. A vizsgálat során őshonos kocsányos tölgyes állományok, és ezen állományok tarvágása után telepített tájidegen ültetvényekben (akác, erdeifenyő, vöröstölgy) élő holyvák és pókok együtteseit elemeztük; minden állományból két térbeli ismétlés volt. A mintavételhez avarrostát használtunk. A holyvák átlagos egyed- és fajszáma, valamint a bomló szubsztrátokhoz kötődő holyvák egyed- és fajszáma is szignifikánsan alacsonyabb volt az ültetvényekben, mint az őshonos állományokban. A pókok átlagos fajszáma a vöröstölgy-ültetvényekben volt a legalacsonyabb. Az erdei specialista pókok egyed- és fajszáma is szignifikánsan magasabb volt a kocsányos tölgyes állományokban, mint a vöröstölgy-ültetvényekben. A nyílt élőhelyeket preferáló pókfajok száma nem különbözött szignifikánsan az ültetvények és az őshonos tölgyes állományok között, ugyanakkor egyedszámuk jelentősen nagyobb volt az akácültetvényekben, mint az őshonos tölgyes állományokban. Az őshonos állományok tarvágása után létesített tájidegen ültetvények jelentős hatással vannak a talajlakó ízeltlábúakra és főként a speciális élőhelyekhez és szubsztrátokhoz kötődő fajokat érintik hátrányosan.

Kulcsszavak: avarrosta, diverzitás, holyvák, őshonos tölgyes, pókok

Bevezetés

Az idegenhonos fafajok telepítése jelentős hatással van a talajlakó ízeltlábúakra; főleg az erdei specialista fajokat érintik hátrányosan (Horváth *et al.* 2012, Magura *et al.* 2010, 2013, 2015). Korábbi tanulmányok szerint a talajlakó holyvák (Staphylinidae) és pókok (Araneae) jól használhatók bioindikátorként, mivel érzékenyek a zavarásra és gyorsan reagálnak az élőhelyük környezeti tényezőinek változásaira (Pajunen *et al.* 1995, Boháč 1999, Willett 2001, Finch 2005). A holyva- és pókfajok többsége talajlakó életmódra specializálódott, amelyek közül számos faj speciális mikroklimát igényel (pl. megfelelő fényerősség, páratartalom, Boháč 1999, Horváth *et al.* 2012). A mikroélőhelyek (földalatti mikrojáratok, kövek

alatt, fészkek) és szubsztrát anyagok (kidőlt fák, dögök, gombák) szintén kulcsfontosságúak a specialista fajok számára. Ugyanakkor ezek a környezeti változók az erdészeti kezelések során jelentősen átalakulnak vagy megsemmisülnek, ami jelentősen befolyásolja a hollyva- és pókegyüttesek szerkezetét is (Boháč 1999, Pohl *et al.* 2007, Magura *et al.* 2010, Horváth *et al.* 2012).

Vizsgálatunk célja tájidegen ültetvények (akác, erdeifenyő, vöröstölgy) hollyva- és pókegyüttesekre gyakorolt hatásának tesztelése a debreceni Nagyerdő területén. Hipotéziseink a következők: a (i) hollyvák faj- és egyedszáma az őshonos kocsányos tölgyes állományokban a legmagasabb. A kezelések miatt megsemmisülő speciális élőhelyek és szubsztrátok fontosak a hollyvák többségének és ezért várható, hogy (ii) a szubsztrát anyagokhoz kötődő hollyvák faj- és egyedszáma az ültetvényekben csökken. A hollyvákhoz hasonlóan a pókegyüttesek is érzékenyen reagálnak a környezeti körülmények változásaira, ezért várhatóan, a (iii) pókok teljes egyed- és fajszáma csökken a tájidegen ültetvényekben az őshonos állományokéhoz képest (Horváth *et al.* 2012). Ugyanakkor a teljes faj- és egyedszám nem mindig megbízható mutatója az élőhelyek állapotának (Magura *et al.* 2010). Ezért teszteltük a (iv) habitat specialista hipotézist, miszerint az erdei specialista pókok egyed- és fajszáma várhatóan az őshonos kocsányos tölgyes állományokban a legnagyobb (Horváth *et al.* 2012). Emellett arra is számítottunk, hogy a (v) környező nyílt mátrixból behatól fajok miatt a nyílt-élőhelyekhez kötődő fajok és azok egyedeinek száma a vizsgált ültetvények közül a legnyitottabb akácültetvényekben a legmagasabb (mátrixfaj hipotézis) (Tóthmérész & Magura 2009).

Módszerek

A mintavételi terület

A debreceni Nagyerdő az egykor kiterjedt és összefüggő alföldi erdeink egyik utolsó maradványa. Az összefüggő, őshonos homoki gyöngyvirágos tölgyes (*Convallario-Quercetum*) napjainkra feldarabolódott és több, egykor tölgyesek által elfoglalt területen monokultúrás ültetvényeket létesítettek (Török & Tóthmérész 2004). Vizsgálatainkban három tájidegen ültetvényben (akác, erdeifenyő, vöröstölgy) élő hollyva- és pókegyütteseket hasonlítottunk össze őshonos kocsányos tölgyes állományokban élőkkal. Az (i) őshonos, kocsányos tölgy (*Quercus robur*) állományokból a kidőlt, korhadt fákat nem távolították el az erdőkezelések során. A cserjeszintben a mezei juhar (*Acer campestre*) mellett az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) és a fekete bodza (*Sumbucus nigra*) dominált. Az (ii) akác- (*Robinia pseudoacacia*) ültetvényekben a lágy szárú szint dús, többek között a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*) is jelen volt. Az (iii) erdeifenyő (*Pinus*

sylvestris) ültetvényekben a lágyszárú szintben az adventív alkörmös (*Phytolacca americana*) dominált, a cserjeszintben a kései meggy (*Padus serotina*) és a fekete bodza (*Sambucus nigra*) is jelen volt. A (iv) vöröstölgy (*Quercus rubra*) ültetvényeiben a lombkorona záródása miatt a lágyszárú szint meglehetősen ritka volt. A cserjeszint is hiányzott, csak a vöröstölgy magoncai voltak fellelhetők.

Mintavételi módszer

Az avarrostálás az avar- és növényi törmeléklakó ízeltlábúak gyűjtésének hatékony módszere (Martin 1977, Shavrin 2009). A pókokat és holványakat ezzel a mintavételi módszerrel gyűjtöttük (4 élőhelytípus x 2 független ismétlés x 5 minta = összesen 40 minta); a mintavételhez 25x25x5 cm-es fémkeretet használtunk. A mintákat az avarrostába helyeztük, amiben egy rácst (1x1 cm) rögzítettünk. Ezt követően az avart és a növényi törmelékeket átrostáltuk a rácson. Az így kapott mintákat zsákokba gyűjtöttük. Az ízeltlábúakat laboratóriumban, élve válogattuk és 70%-os alkoholban tartósítottuk (Shavrin 2009). Az avarrostálást április végétől október végéig havonta végeztük.

Adatfeldolgozás

A holványakat élőhelyi és ökológiai igényük alapján külön kategóriákba soroltuk (Koch 1989). A bomló szubsztrátokat kedvelő fajokat, a gombakedvelőket, valamint a növényi törmeléklakókat szubsztrátfüggő fajokként egy csoportba osztályoztuk. A gyűjtött pókfajokat ökológiai igényeik (erdei és nyílt élőhelyhez kötődő fajok) alapján csoportosítottuk saját terepi tapasztalatok, valamint irodalmi források (Buchar & Ruzicka 2002) alapján. A holványak esetében a teljes faj- és egyedszámot valamint a szubsztrátfüggő holvány faj- és egyedszámát, míg a pókok esetében a teljes faj- és egyedszámot, valamint az erdei fajok és a nyílt élőhelyekhez kötődő fajok faj- és egyedszámát elemeztük a különböző élőhelytípusokban. A faj- és egyedszámok közötti különbségek tesztelésére a négy élőhelytípus két-két ismétlése között általánosított lineáris modellt (GZLM) használtunk faktoriális elrendezéssel, ahol az élőhelytípusokat és az ismétléseket használtuk faktorokként. Ha a GZLM szignifikáns különbséget mutatott az átlagok között, Tukey tesztet használtunk az átlagok közötti többszörös összehasonlításához.

Eredmények

A vizsgálat során összesen 86 holványfaj 1201 egyedét gyűjtöttük. A leggyakoribb holványfaj a kocsányos tölgyes állományokban a *Geostiba circellaris* (Gravenhorst, 1806), az akácültetvényekben a *Sepedophilus pedicularis* (Gravenhorst, 1802), az

erdeifenyő-ültetvényekben a *Pselaphus heisei* Herbst, 1792, a vöröstölgy-ültetvényekben pedig az *Omalium caesum* Gravenhorst, 1806 volt. Pókok esetében összesen 50 faj 546 egyedét találtuk meg a mintákban. A leggyakoribb pókfaj a kocsányos tölgyes állományokban és az erdeifenyő-ültetvényekben az *Ozyptila praticola* (C. L. Koch, 1837), az akác- és vöröstölgy-ültetvényekben pedig az *Arctosa lutetiana* (Simon, 1876) voltak.

A holyvák átlagos egyed- és fajszáma (egyedszám: $\chi^2 = 53,31$; $df = 3,3$; $p < 0,0001$; fajszám: $\chi^2 = 75,07$; $df = 3,3$; $p < 0,0001$; 1. táblázat), valamint a szubsztrátanyagokhoz kötődő holyvák egyed- és fajszáma is szignifikánsan alacsonyabb volt az ültetvényekben, mint az őshonos állományokban (egyedszám: $\chi^2 = 11,52$; $df = 3,3$; $p < 0,001$; fajszám: $\chi^2 = 36,19$; $df = 3,3$; $p < 0,0001$; 1. táblázat). A pókok átlagos fajszáma a vöröstölgy-ültetvényekben volt a legalacsonyabb ($\chi^2 = 20,76$; $df = 3,3$; $p < 0,001$; 2. táblázat), míg az egyedszámuk az akácültetvényekben volt a legmagasabb ($\chi^2 = 24,245$; $df = 3,3$; $p < 0,001$; 2. táblázat). Az erdei specialista pókok egyed- és fajszáma szignifikánsan magasabb volt a kocsányos tölgyes állományokban, mint a vöröstölgy-ültetvényekben (egyedszám: $\chi^2 = 7,898$; $df = 3,3$; $p < 0,05$; fajszám: $\chi^2 = 14,282$; $df = 3,3$; $p < 0,01$; 2. táblázat). A nyílt élőhelyeket kedvelő pókfajok száma nem különbözött szignifikánsan az ültetvények és az őshonos tölgyes állományok között ($\chi^2 = 3,928$; $df = 3,3$; $p > 0,05$; 2. táblázat), míg egyedszámuk az akácültetvényekben volt a legnagyobb ($\chi^2 = 31,855$; $df = 3,3$; $p < 0,001$; 2. táblázat).

1. táblázat. Holyvák átlagos faj- és egyedszáma és a szubsztrátanyagokhoz kötődő holyvák faj- és egyedszáma (\pm SD) az egyes mintavételi helyeken. A különböző betűk a szignifikáns különbségeket jelentik ($p < 0,05$) a Tukey teszt alapján.

Holyvák	Akác	Erdeifenyő	Vöröstölgy	Kocsányos tölgy
Teljes fajszám	11,7 \pm 3,02 ^a	11,0 \pm 2,26 ^a	13,0 \pm 2,10 ^a	20,3 \pm 2,70 ^b
Szubsztrát-függő fajok száma	8,8 \pm 2,82 ^a	6,8 \pm 1,03 ^a	9,2 \pm 2,04 ^a	12,7 \pm 2,31 ^b
Teljes egyedszám	26,2 \pm 10,92 ^a	25,5 \pm 7,38 ^a	21,0 \pm 5,42 ^a	47,4 \pm 7,95 ^b
Szubsztrát-függő fajok egyedszáma	17,3 \pm 6,60 ^a	16,7 \pm 4,85 ^a	15,9 \pm 4,95 ^a	23,6 \pm 5,30 ^b

Értékelés

Eredményeink azt mutatják, hogy a tájidegen fajok telepítése jelentős hatással van a talajlakó ízeltlábú együttesekre (Magura *et al.* 2003, Bird *et al.* 2004). Az ültetvények létesítésekor az őshonos erdőállományokra jellemző élőhely-heterogenitás csökken, ami veszélyezteti az erdei élőhelyekhez és a szubsztrátanyagokhoz

kötődő fajok fennmaradását. A tájidegen ültetvényekben a nyílt élőhelyeket kedvelő és szünantróp fajok száma növekedett. A tarvágás utáni őshonos fajokkal történő felújítás megkönnyíti az állományok regenerálódását, mivel a környező őshonos erdőállományok helyi propagulum-forrásai rendelkezésre állnak és a klíma is kedvező (Brockerhoff *et al.* 2008). Az így regenerálódó őshonos állományokban az eredeti ízeltlábú fauna néhány évvel a tarvágás után már helyreállhat. Tájidegen ültetvények esetében ez nem feltétlenül valósul meg, mert a környező állományok propagulumai nehezebben vagy egyáltalán nem tudnak megtelepedni, így a vegetáció és a mikroklíma is eltérő lesz az őshonos állományokhoz képest.

2. táblázat. Pókok átlagos faj- és egyedszáma, valamint az erdei és a nyílt élőhelyekhez kötődő pókok átlagos faj- és egyedszáma (\pm SD) az egyes mintavételi helyeken. A különböző betűk a szignifikáns különbségeket jelentik ($p < 0,05$) a Tukey teszt alapján.

Pókok	Akác	Erdeifenyő	Vöröstölgy	Kocsányos tölgy
Teljes fajszám	8,6 \pm 0,73 ^a	7,3 \pm 0,70 ^a	4,3 \pm 0,58 ^b	8,3 \pm 0,98 ^a
Erdei specialista fajok száma	4,8 \pm 1,00 ^{ab}	4,3 \pm 0,76 ^{ab}	2,3 \pm 0,53 ^b	5,8 \pm 1,00 ^a
Nyílt élőhelyhez kötődő fajok száma	1,3 \pm 0,15 ^a	0,8 \pm 0,20 ^a	1,0 \pm 0,00 ^a	0,8 \pm 0,39 ^a
Teljes egyedszám	21,6 \pm 2,63 ^b	11,7 \pm 1,66 ^a	8,5 \pm 1,42 ^a	12,8 \pm 1,79 ^a
Erdei specialisták egyedszáma	3,0 \pm 0,54 ^{ab}	2,6 \pm 0,34 ^{ab}	1,6 \pm 0,27 ^b	4,1 \pm 0,62 ^a
Nyílt élőhelyhez kötődő fajok egyedszáma	8,2 \pm 1,56 ^a	1,3 \pm 0,50 ^b	4,2 \pm 1,12 ^b	0,9 \pm 0,41 ^b

A hollyvák érzékenyen és egységesen reagáltak mindhárom vizsgált tájidegen ültetvényben. Hipotéziseinknek megfelelően mind a teljes faj- és egyedszám, mind pedig a szubsztrátanyagokhoz kötődő hollyvák faj- és egyedszáma az őshonos kocsányos tölgyesben volt a legmagasabb. A változatos vegetáció, a nagy mennyiségű korhadó avar és holt faanyag megléte védelmet és táplálékforrást biztosít a hollyvák számára. A tájidegen ültetvények ezekkel a forrásokkal korlátozottan vagy egyáltalán nem rendelkeznek, ezáltal kedvezőtlen élőhelynek bizonyulnak a szubsztrátokat kedvelő hollyvafajok számára (Langor *et al.* 2008, Nagy 2012). Eredményeink igazolták, hogy a hollyvák alkalmasak a tájidegen fafajok ültetésével és egyéb erdőkezelési módszerekkel járó emberi zavarások hatásainak vizsgálatára és nyomon követésére.

A hollyvakkal ellentétben a pókok nem reagáltak egységesen az eltérő tájidegen ültetvényekben jelentkező abiotikus és biotikus változásokra. A teljes fajszám a pókok esetében szignifikánsan alacsonyabb volt a vöröstölgy-ültetvényekben, mint a másik három élőhelytípusban. Korábbi tanulmányok kimutatták, hogy a fajszám nem minden esetben megbízható mutató, mivel a kezelések hatására egyes

fajok előtérbe, míg más fajok háttérbe szorulhatnak az eltérő ökológiai igényeik és diszperziós képességeik miatt (Horváth *et al.* 2012, Magura *et al.* 2013, Bogyó *et al.* 2015). A fajok élőhelyi és ökológiai igényeit figyelembe vevő vizsgálat tudja megfelelően értelmezni a pókegyüttesekben bekövetkező változásokat. Az erdei specialista pókok fajszáma a vöröstölgy-ültetvényekben volt a legalacsonyabb. Ennek oka az ültetvényeken belüli alacsony élőhely-heterogenitás lehetett. A vöröstölgy-ültetvényekre jellemző gyér aljnövényzet és a fás törmelékek alacsony száma valószínűleg nem biztosít elegendő búvóhelyet a specialista pókfajok számára. A nyílt élőhelyekhez kötődő fajok egyedszáma az akácültetvényekben volt a legnagyobb. Ennek oka az lehet, hogy az akácültetvényekben a lombkorona kevésbé zárt, ezért az alsóbb szintek fényben gazdagabbak, melegebbek és az aljnövényzet is dúsabb (Mátyás 1996). A mátrixfaj hipotézis nem igazolódott, mivel a nyílt élőhelyeket preferáló pókok fajszáma esetén nem volt szignifikáns különbség az egyes élőhelytípusok között. Ugyanakkor az akácültetvényekben szignifikánsan magasabb volt a pókok teljes egyedszáma a többi élőhelytípushoz képest, ami jelzi az akácültetvények eredeti élőhelyeket átalakító hatását.

Az őshonos állományok letermelése és ültetvények létrehozása más ízeltlábú csoportok összetételére és szerkezetére is jelentős hatással van (Magura *et al.* 2000, 2015). A fenntartható erdőgazdálkodás érdekében célszerű olyan, a természeti folyamatokat imitáló erdészeti eljárásokat alkalmazni, amelyekhez a talajfelszíni ízeltlábúak alkalmazkodni képesek.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Tóthmérész Bélának értékes tanácsaiért és a statisztikai feldolgozásban nyújtott segítségéért, Magura Tibornak a terepmunkákban nyújtott segítségéért és tanácsaiért, Makranczy Györgynek és Ádám Lászlónak pedig a határozásban nyújtott segítségükért. Köszönet illeti továbbá a mintavételezésben és a minták feldolgozásában nyújtott segítségükért: Bogyó Dávidot, Horváth Rolandot és Szabó Gyulát. A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 Nemzeti Kiválóság Program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

Irodalomjegyzék

- Bird, S. B., Coulson, R. N. & Fisher, R. R. (2004): Changes in soil and litter arthropod abundance following tree harvesting and site preparation in a loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation. – *Forest. Ecol. Manag.* **202**: 195–208.
- Bogyó, D., Magura, T., Simon, E. & Tóthmérész, B. (2015): Millipede (Diplopoda) assemblages alter drastically by urbanisation. – *Landscape Urban Plan.* **133**: 118–126.
- Bohác, J. (1999): Staphylinid beetles as bioindicators. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **74**: 357–372.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P. & Sayer, J. (2008): Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? – *Biodivers. Conserv.* **17**: 925–951.

- Buchar, J. & Ruzicka, V. (2002): *Catalogue of spiders of the Czech Republic*. – 1st edn. Peres, Praha, 351 pp.
- Finch, O. D. (2005): Evaluation of mature conifer plantations as secondary habitat for epigeic forest arthropods (Coleoptera: Carabidae; Araneae). – *Forest Ecol. Manag.* **204**: 21–34.
- Horváth, R., Magura, T. & Tóthmérész, B. (2012): Ignoring ecological demands masks the real effect of urbanization: a case study of ground-dwelling spiders along a rural-urban gradient in a lowland forest in Hungary. – *Ecol. Res.* **27**: 1069–1077.
- Koch K (1989): *Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 1*. – Goecke & Evers Verlag, Krefeld, 440 pp.
- Langor, D. W., Hammond, H. E. J., Spence, J. R., Jacobs, J. & Cobb, T. P. (2008): Saproxylic insect assemblages in Canadian forests: diversity, ecology, and conservation. – *Can. Entomol.* **140**: 453–474.
- Magura, T., Horváth, R. & Tóthmérész, B. (2010): Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. – *Landscape Ecol.* **25**: 621–629.
- Magura, T., Nagy, D. & Tóthmérész, B. (2013): Rove beetles respond heterogeneously to urbanization. – *J. Insect. Conserv.* **17**: 715–724.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Bordán, Zs. (2000): Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. – *Biol. Conserv.* **93**: 95–102.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek, Z. (2003): Diversity and composition of carabids during a forestry cycle. – *Biodivers. Conserv.* **12**: 73–85.
- Magura, T., Bogyó, D., Mizser, Sz., Nagy, D. D. & Tóthmérész, B. (2015): Recovery of ground-dwelling assemblages during reforestation with native oak depends on the mobility and feeding habits of the species. – *Forest Ecol. Manag.* **339**: 117–126.
- Martin, J. E. H. (1977): *Collecting, preparing, and preserving insects, mites, and spiders. Part 1. The Insects and arachnids of Canada*. – Canada. Dept. Agric. Pub., Ottawa Hull, Que.
- Mátyás, Cs. (szerk.) (1996): *Erdészeti Ökológia*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 275 pp.
- Nagy, D. (2012): Últetvények és őshonos tölgyesek holyvaegyüttese (Staphylinidae). – *Term. Közlem.* **18**: 383–392.
- Pajunen, T., Haila, Y., Halme, E., Niemelä, J. & Punttila, P. (1995): Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding managed forests in southern Finland. – *Ecography* **18**: 62–72.
- Pohl, G. R., Langor, D. W. & Spence, J. R. (2007): Rove beetles and ground beetles (Coleoptera: Staphylinidae, Carabidae) as indicators of harvest and regeneration practices in western Canadian foothills forests. – *Biol. Cons.* **137**: 294–307.
- Shavrin, A. V. (2009): Impact of industrial pollutions on forest communities of rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae) in Shelekhov raion of Irkutsk oblast. – *Contemp. Probl. Ecol.* **2**: 40–45.
- Tóthmérész, B. & Magura, T. (2009): Az urbanizáció hatása a talajfaunára: Hipotézisek és nemzetközi kitekintés. – *Term. Közlem.* **15**: 13–22.
- Török, P. & Tóthmérész, B. (2004): A debreceni nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata. – *Term. Közlem.* **11**: 107–116.
- Willett, T. R. (2001): Spiders and other arthropods as indicators in old-growth versus logged redwood stands. – *Restor. Ecol.* **9**: 410–420.

The effects of non-native plantations on ground-dwelling spider (Araneae) and rove beetle (Coleoptera: Staphylinidae) assemblages

Szabolcs Mizser¹, Bence Tajthi², Zsuzsanna Debnár¹
and Dávid D.Nagy¹

¹MTA-DE Biodiversity and Ecosystem Services Research Group,
H-4010 Debrecen, P.O. Box 71, Hungary

²Department of Ecology, University of Debrecen,
H-4010 Debrecen, P.O. Box 71, Hungary

e-mail: mizerszabolcs@gmail.com

Ground-dwelling rove beetles and spiders were studied in three non-native plantations (*Robinia pseudoacacia*, *Pinus sylvestris* and *Quercus rubra*) established after clear-cutting of native forest stands, and native oak forest stands (*Quercus robur*) in the Nagyerdő Forest Reserve, Debrecen (Hungary). Samples were collected by leaf litter sifting, with five litter sampling locations at each stand. Overall, 40 litter samples (4 habitat types x 2 replicates x 5 samples) were collected. The total number of rove beetle individuals and species and the number of substrate-dependent rove beetle individuals and species were significantly lower in the non-native plantations compared to that of native oak forest stands. The species richness of spiders was lowest in the red oak plantations, while their abundance was the highest in the black locust plantations. The number of individuals and species of forest specialist spiders were higher in the native oak forest stands than in the red oak plantations. There were no significant differences between the number of open-habitat spider species of non-native plantations and that of native oak forest stands. The abundance of open-habitat spiders was the highest in the black locust plantations. The spider and rove beetle assemblages of native oak forest stands differed from assemblages in non-native plantations. During the establishment of non-native plantations, the habitat heterogeneity characteristic of the native oak forest stands was eliminated, which threatened the maintenance of specialist species in both groups.

Keywords: diversity, leaf litter sifting, native oak forest, rove beetles, spiders

Holyvák válasza a mikroélőhelyek és a mozaikosság csökkenésére urbanizációs grádiens mentén

Nagy D. Dávid és Mizser Szabolcs

MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport,
4010 Debrecen, Pf. 71.

e-mail: nagydavin@gmail.com

Összefoglaló: Az urbanizáció holyvákra (Coleoptera: *Staphylinidae*) gyakorolt hatását vizsgáltuk Debrecenben és a város körüli erdős területeken egy urbanizációs grádiens mentén (természetközeli erdő – városszéli erdő – városi erdős park). Eredményeink igazolják a növekvő zavarási hipotézist és az élőhely specialista hipotézist, amelyek szerint a teljes fajszám és az erdei specialisták fajszáma a természetközeli állapotú erdőben a legnagyobb. A nedvességkedvelő fajok száma szignifikánsan csökkent, míg a melegkedvelő fajoké növekedett az urbanizáció hatására. A szubsztrát anyagokhoz és mikroélőhelyekhez kötődő bomló szubsztrátkedvelő, növényi törmeléklakó, hangyakedvelő és gombakedvelő holyvafajok száma szignifikánsan nagyobb volt a természetközeli erdőben, mint a városi erdős parkban. Vizsgálataink eredményei azt mutatják, hogy az urbanizáció a speciális szubsztrátokat és/vagy mikroélőhelyeket igénylő specialista holyvafajokat érinti hátrányosan. A közösségi szintű változások pontosabb megértéséhez elengedhetetlen a holyvafajok ökológiai igényeinek figyelembe vétele.

Kulcsszavak: diverzitás, GlobeNet, mikroélőhely, erdei specialista, Staphylinidae, szubsztrát, városiasodás, zavarás

Bevezetés

Az urbanizáció során átalakulnak az eredeti élőhelyek, létrehozva egy mesterségesen kialakított tájszerkezetet. Ennek következtében a világ nagyvárosai hasonló mintázatot mutatnak. Kialakul egy urbanizációs grádiens, aminek az egyik végén egy zavarásnak enyhén kitett, természetközeli állapotú élőhely található. Ezt egy mérsékelt zavar, kevésbé átalakított városszéli élőhely követi. A grádiens másik végén pedig az ember által erősen zavar, épületekkel és aszfaltozott felszínekkel jelentősen feldarabolt városi zöldterület helyezkedik el (Niemelä *et al.* 2000, Mizser 2007). Az urbanizáció hatására megváltoznak az abiotikus és biotikus viszonyok és gyakran megsemmisülnek azok a mikro- és makroélőhelyek, amelyek nélkülözhetetlenek számos faj számára (Magura *et al.* 2010b, Horváth *et al.* 2012, Bogyó *et al.* 2015). A városi területeken az eredeti élőhelyek feldarabolódnak, aminek következtében erősödik a szegélyhatás, jelentősen befolyásolva ezzel az adott élőhely biodiverzitását (Fahrig 2003, Magura *et al.* 2010b, Tóthmérész *et al.* 2014).

Számos hipotézist leírtak a zavarás élőlényekre gyakorolt hatásainak magyarázatára (Tóthmérész & Magura 2009). A legtöbb zavarási hipotézis a teljes fajgazdagságon alapszik. Ugyanakkor a fajok eltérő ökológiai igényeik miatt különbözőképpen reagálnak az ember által okozott zavarásokra (Magura *et al.* 2010a). Ezért fontos, hogy a teljes fajszám mellett vizsgáljuk a speciális igényekkel rendelkező fajok számának változását is (Horváth *et al.* 2012).

Jelen tanulmány célja az urbanizáció holyvákra gyakorolt hatásainak vizsgálata. A vizsgálat során az alábbi hipotéziseket teszteltük: (1) a növekvő zavarási hipotézis szerint a fajgazdagság monoton csökken a természetközeli élőhelytől a városi erdős park irányába (Tóthmérész & Magura 2009). Az (2) élőhely specialista hipotézis azt állítja, hogy a zavarás növekedésével az erdei élőhelyekhez szorosan kötődő fajok száma csökken (Magura *et al.* 2004). Az urbanizáció következtében a városi erdőfoltok nyitottabbak, melegebbek és szárazabbak a városszéli és a természetközeli erdőkhöz képest (Jones *et al.* 1990). Ezért (3) a nedvességkedvelő fajok száma várhatóan a városon kívüli, természetközeli élőhelyen lesz a legmagasabb (nedvességkedvelő faj hipotézis), míg ezzel ellentétben (4) a melegkedvelő fajok száma itt lesz a legalacsonyabb (melegkedvelő faj hipotézis). A kezelések során a városi parkokból intenzíven, a városszéli területekről mérsékelten, míg a természetközeli állapotú élőhelyekről egyáltalán nem távolítják el a bomló szerves anyagokat. Ezért (5) a bomló szubsztrátokat kedvelő fajok (bomló szubsztrátkedvelő faj hipotézis) és (6) a lágyszárú törmelék között élő fajok (növényi törmelékklakó faj hipotézis) száma valószínűleg a zavartalan természetközeli erdőben a legmagasabb. A hangyák és a gombák előnyben részesítik a sűrű, elhalt és rothadó szerves anyagokat (Rayner & Boddy 1988, Savitha *et al.* 2008) és érzékenyen reagálnak az urbanizációra (McDonnell *et al.* 1997, Vepsäläinen *et al.* 2008). Ezért (7) a hangyákhoz kötődő fajok (hangyakedvelő faj hipotézis) és (8) a gombákhoz kötődő fajok száma (gombakedvelő faj hipotézis) is várhatóan a szerves anyagokban gazdag, természetközeli állapotú erdőben lesz a legmagasabb.

Módszerek

A mintavételi területek egy urbanizációs grádiens (természetközeli állapotú erdő – városszéli erdő – városi erdős park) mentén helyezkedtek el a Debreceni Nagyerdő Természetvédelmi Területen. Mindhárom terület tipikus, természetes társulása a homoki gyöngyvirágos tölgyes (*Convallario-Quercetum roboris*) volt, amelynek domináns fafaja a kocsányos tölgy (*Quercus robur*). A mintavételi területek közötti legnagyobb különbség az emberi zavarás (erdészeti kezelés, rekreációs tevékenységek) mértékében és a beépített területek arányában volt. A természetközeli

erdőben a cserjeszintet nem ritkították és a kidőlt, korhadt fákat nem távolították el. A mérsékelten zavart városszéli élőhelyen a nagyobb kidőlt fákat eltávolították, azonban a cserje és lágyszárú vegetáció érintetlen maradt. A városi erdős parkban a kidőlt fák, ágak eltávolítása mellett a cserjéket ritkították, a lágyszárúakat pedig rendszeresen kaszálták, ezáltal biztosítva az élőhely park jellegét.

Mindhárom mintavételi terület típust két egymástól független ismétlésben vizsgáltuk. Az ismétlések több mint 100 m-re voltak egymástól. Mindegyik ismétlésben 10 talajcsapda működött (3 terület x 2 ismétlés x 10 csapda = 60 csapda). A csalétek nélküli csapdák ölü-konzerváló folyadékként 100 ml 4%-os formalint tartalmaztak. A csapdákra faforgácslapból készült, szegélyákon álló fedőt (20 x 20 cm) helyeztünk, ami megakadályozta az esővíz és az avar csapdádba kerülését. A csapdákat kéthetente ürítettük, április végétől október végéig.

Adatfeldolgozás

A fajokat élőhelyi (erdei specialisták, növényi törmeléklakók) és ökológiai (nedvességkedvelők, melegkedvelők, bomló szubsztrátkedvelők, gombakedvelők, hangyakedvelők) igényük alapján csoportosítottuk (Koch 1989, Irmeler & Gürlich 2007, Stan 2008). Az adatok feldolgozása során a csapdánkénti fogást a teljes évről vonatkoztatva összevontuk. A hollyvák fajszámában, valamint a különböző ökológiai igényű hollyvafajok számában tapasztalt különbségek kimutatására általános lineáris modellt (GLM) használtunk (Zuur *et al.* 2009). Mivel egy élőhelytípuson belül két mintavételi hely volt, ezért egymásba ágyazott elrendezést használtunk. Ha a GLM szignifikáns különbséget mutatott az átlagok között, akkor az LSD (legkisebb szignifikáns különbség) teszt felhasználásával elvégeztük a többszörös összehasonlítást.

Eredmények

A vizsgálat sorozat során összesen 84 faj 3105 egyedét gyűjtöttük. Mindhárom élőhely típusban az *Omalium caesum* Gravenhorst, 1806 volt a leggyakoribb faj. A teljes fajszám szignifikánsan csökkent a természetközeli élőhelytől a városi erdős park irányába ($F_{2,54} = 35,5$; $p < 0,0001$; 1. táblázat). Az erdei specialista fajok száma szignifikánsan alacsonyabb volt a városi parkban, mint a városszéli és természetközeli erdőkben ($F_{2,54} = 18,82$; $p < 0,0001$; 1. táblázat). A nedvességkedvelő fajok száma szignifikánsan csökkent a természetközeli élőhelytől a városi erdős park irányába, míg a melegkedvelő fajok száma szignifikánsan magasabb volt a városi erdős parkban, mint a városszéli és természetközeli erdőkben (nedvességkedvelők: $F_{2,54} = 28,43$; $p < 0,0001$; melegkedvelők: $F_{2,54} = 4,75$; p

< 0,05; 1. táblázat). A bomló szubsztrátkedvelő, a hangyakedvelő és a növényi törmeléklakó fajok száma a természetközeli állapotú erdőben volt a legnagyobb (bomló szubsztrátkedvelők: $F_{2,54} = 6,6$; $p < 0,001$; hangyakedvelők: $F_{2,54} = 21,81$; $p < 0,0001$; növényi törmeléklakók: $F_{2,54} = 22,56$; $p < 0,0001$; 1. táblázat). A gombakedvelő fajok száma szignifikánsan kisebb volt a városi erdős parkban a városzéli és természetközeli erdőkhöz képest ($F_{2,54} = 16,32$; $p < 0,0001$; 1. táblázat).

1. táblázat. A holyvák csapdánkénti átlagos fajszámának (\pm S.D.), valamint az erdei specialista, a nedvességkedvelő, a melegkedvelő, a bomló szubsztrátkedvelő, a növényi törmeléklakó, a hangyakedvelő és a gombakedvelő holyvafajok számának változása az urbanizációs gradiens mentén. A különböző betűk a szignifikáns különbségeket jelentik ($p < 0,05$) az LSD teszt alapján.

	Természetközeli erdő	Városszéli erdő	Városi erdős park
Teljes fajszám	18,8 \pm 0,90 ^a	14,5 \pm 0,58 ^b	10,5 \pm 0,64 ^c
Erdei specialisták fajszáma	3,9 \pm 0,37 ^a	4,2 \pm 0,35 ^a	1,7 \pm 0,26 ^b
Nedvességkedvelő fajok száma	11,0 \pm 0,59 ^a	9,5 \pm 0,25 ^b	6,4 \pm 0,47 ^c
Melegkedvelő fajok száma	0,2 \pm 0,09 ^a	0,3 \pm 0,11 ^a	0,7 \pm 0,13 ^b
Bomló szubsztrátkedvelő fajok száma	1,9 \pm 0,27 ^a	1,2 \pm 0,08 ^b	1,1 \pm 0,14 ^b
Törmeléklakó fajok száma	14,0 \pm 0,73 ^a	9,9 \pm 0,51 ^b	8,6 \pm 0,59 ^b
Hangyakedvelő fajok száma	1,7 \pm 0,26 ^a	0,4 \pm 0,20 ^b	0,2 \pm 0,08 ^b
Gombakedvelő fajok száma	6,4 \pm 0,46 ^a	5,6 \pm 0,39 ^a	3,9 \pm 0,49 ^b

Értékelés

Eredményeink azt mutatják, hogy a holyvák fajgazdagsága szignifikánsan csökkent a természetközeli erdőtől a városi erdős park irányába, így a növekvő zavarási hipotézis érvényesült. Futóbogarak esetében hasonló mintázatot figyeltek meg Belgiumban, Kanadában, Finnországban, Japánban és Nagy-Britanniában (Niemelä *et al.* 2002, Gaublotte *et al.* 2008). Ugyanakkor Magyarországon futóbogarak (Magura *et al.* 2004), szárazföldi ászkarákok (Hornung *et al.* 2007) és talajlakó pókok (Magura *et al.* 2010a, Horváth *et al.* 2012), Romániában és Dániában pedig futóbogarak esetében (Niemelä *et al.* 2002, Tóthmérész *et al.* 2011) nem tapasztaltak csökkenést a faji sokféleségben az urbanizáció mértékének nö-

vekedésével. A nem egységes diverzitásbeli mintázat egyik lehetséges oka, hogy a különböző igényekkel rendelkező élőlények eltérő választ adhatnak az urbanizáció okozta zavarásra. Habitat affinitásuktól és ökológiai igényüktől függően bizonyos fajok (tágtűrűsű, invazív fajok) előtérbe kerülhetnek, míg mások (szűktűrűsű, specialista fajok) háttérbe szorulhatnak (Magura *et al.* 2010a, Magura *et al.* 2015). Az ellentétes változások kiolthatják egymást, így az alapvető ökológiai mintázatok rejtve maradnak (Magura *et al.* 2013). Ezért a teljes fajszám vizsgálata mellett szükség van a különböző élőhelyi és ökológiai igényekkel rendelkező fajokra irányuló elemzésekre is. A GlobeNet tanulmányok egységesen rámutattak arra, hogy az erdőkhöz kötődő specialista futóbogár fajok száma szignifikánsan nagyobb a kismértékben zavart természetközeli erdőben, mint az erősen zavart városi erdős parkban (Magura *et al.* 2010b). A futóbogarakhoz hasonlóan az erdei specialista holyvafajok is érzékenyen reagáltak a jelentős zavarással járó élőhely átalakításokra (Boháč 1999, Pohl *et al.* 2008). Deichsel (2006) eredményeihez hasonlóan jelen tanulmányban is jelentősen magasabb volt az erdei specialista holyvafajok száma a természetközeli erdőben a városi erdős parkhoz képest.

Az urbanizáció során a természetes élőhelyek fragmentálódnak, degradálódnak és homogenizálódnak, ami megváltoztatja a mikroklimatikus viszonyokat és ez jelentős hatással lehet az érzékeny, szűktűrűsű fajokra (Horváth *et al.* 2012, Tóthmérész *et al.* 2014). A városi erdőfoltok fragmentálódása és a cserjeszint rendszeres ritkítása lehetővé teszi a napfény mélyebbre hatolását, ami melegebb és szárazabb mikroklímát eredményez (McDonnell *et al.* 1997). Ezek a változások hozzájárulnak a meleg, száraz élőhelyeket kedvelő fajok (nyílt élőhelyekre jellemző fajok, melegkedvelő fajok) bevándorlásához és tartós fennmaradásához ezeken a területeken, míg más fajok (erdei specialisták, nedvességkedvelő fajok) kiszorulnak a nyíltabb erdőfoltokból (Magura *et al.* 2010a). Eredményeink is megerősítik ezeknek a változásoknak a fajösszetételt befolyásoló hatásait, mivel a nedvességkedvelő fajok száma jelentősen csökkent a természetközeli erdőtől a városi erdős park felé haladva, miközben a melegkedvelő fajok száma a városi erdős parkban volt a legnagyobb.

Számos speciális mikroélőhely (fészkek, kidőlt fák, avar) és szubsztrát anyag (rothadó gyümölcsök, dögök, gombák) nélkülözhetetlen a specialista fajok számára (Nagy 2012). A bomló, gombásodó állati és növényi anyagok jellegzetes mikroklímával rendelkeznek, védelmet nyújtanak a ragadozók ellen, táplálékforrást biztosítanak, valamint fontos szerepük van az áttelelésben és a peték vagy lárvák fejlődésében (Magura *et al.* 2013). A természetközeli élőhelyeken ezek az anyagok nagy számban fordulnak elő, míg az intenzíven kezelt városi parkokból rendszeresen eltávolítják őket. A bomló szubsztrátkedvelő, a hangyakedvelő, a növényi törmelékklakó és gombakedvelő fajok szorosan kapcsolódnak ezekhez a

speciális mikroélőhelyekhez és szubsztrát anyagokhoz, ezért számuk jelentősen alacsonyabb volt a városi erdős parkban, mint a természetközeli állapotú erdőben.

Eredményeink azt mutatják, hogy az urbanizáció jelentős hatással van a holyvaegyüttesekre. A holyvák fajszáma fokozatosan csökkent a természetközeli erdőtől a városszéli területeken keresztül a zavarásnak jelentősen kitett városi erdős park irányába. Így ez a gerinctelen csoport alkalmasnak bizonyult az urbanizáció hatásainak kimutatására. A holyvaegyüttesek összetétele jelentősen megváltozott a természetközeli – városszéli – városi grádiens mentén. Ez többek között a fajok szerves anyagokhoz való kötődésével és az erdőfoltok nyitottságának mértékével magyarázható. A kezelések következtében a városi területek átalakulnak, ami az eredeti élőhelyhez kötődő fajok számának csökkenéséhez és új fajok bevándorlásához vezethet.

Köszönetnyilvánítás – Köszönetünket fejezzük ki Tóthmérész Bélának és Magura Tibornak a hasznos tanácsokért, amelyek nagyban segítették a publikáció elkészülését. Külön köszönet illeti Ádám Lászlót és Makranczy Györgyöt a határozásban nyújtott segítségükért. Ezen kívül köszönet illeti Horváth Rolandot, Bogyó Dávidot, Szalkovszki Ottót és Nagy Leilát a terepi mintavételek során nyújtott segítségükért. A kutatás megvalósulását a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság támogatta. A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 Nemzeti Kiválóság Program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

Irodalomjegyzék

- Bogyó, D., Magura, T., Simon, E. & Tóthmérész, B. (2015): Millipede (Diplopoda) assemblages alter drastically by urbanisation. – *Landscape Urban Plan.* **133**: 118–126.
- Boháč, J. (1999): Staphylinid beetles as bioindicators. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **74**: 357–372.
- Deichsel, R. (2006): Species change in an urban setting - ground and rove beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae) in Berlin. – *Urban Ecosyst.* **9**: 161–178.
- Fahrig, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. – *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* **34**: 487–515.
- Gaublomme, E., Hendrickx, F., Dhuyvetter, H. & Desender, K. (2008): The effects of forest patch size and matrix type on changes in carabid beetle assemblages in an urbanized landscape. – *Biol. Conserv.* **141**: 2585–2596.
- Hornung, E., Tóthmérész, B., Magura, T. & Vilisics, F. (2007): Changes of isopod assemblages along an urban-suburban-rural gradient in Hungary. – *Eur. J. Soil Biol.* **43**: 158–165.
- Horváth, R., Magura, T. & Tóthmérész, B. (2012): Ignoring ecological demands masks the real effect of urbanization: a case study of ground-dwelling spiders along a rural-urban gradient in a lowland forest in Hungary. – *Ecol. Res.* **27**: 1069–1077.
- Irmeler, U. & Gürlich, S. (2007): What do rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) indicate for site conditions? – *Faun. Ökol. Mitt.* **8**: 439–455.

- Jones, P. D., Groisman, P. Y., Coughlan, M., Plummer, N., Wang, W. C. & Karl, T. R. (1990): Assessment of Urbanization Effects in Time-Series of Surface Air-Temperature over Land. – *Nature* **347**: 169–172.
- Koch, K. (1989): *Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 1.*– Goecke & Evers Verlag, Krefels, 440 p.
- Magura, T., Bogyó, D., Mizser, S., Nagy, D. D. & Tóthmérész, B. (2015): Recovery of ground-dwelling assemblages during reforestation with native oak depends on the mobility and feeding habits of the species. – *Forest Ecol. Manag.* **339**: 117–126.
- Magura, T., Horváth, R. & Tóthmérész, B. (2010a): Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. – *Landscape Ecol.* **25**: 621–629.
- Magura, T., Lövei, G. L. & Tóthmérész, B. (2010b): Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? – *Global Ecol. Biogeogr.* **19**: 16–26.
- Magura, T., Nagy, D. & Tóthmérész, B. (2013): Rove beetles respond heterogeneously to urbanization. – *J. Insect Conserv.* **17**: 715–724.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2004): Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. – *Landscape Ecol.* **19**: 747–759.
- McDonnell, M. J., Pickett, S. T. A., Groffman, P., Bohlen, P., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C., Parmelee, R. W., Carreiro, M. M. & Medley, K. (1997): Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. – *Urban Ecosyst.* **1**: 21–36.
- Mizser, S. (2007): Futóbogarak előfordulási mintázata egy urbanizációs élőhelygradiens mentén. – *Állattani Közlem.* **92**: 79–90.
- Nagy, D. (2012): Últetvények és őshonos tölgyesek holyvaegyüttese (Staphylinidae). – *Termvéd. Közlem.* **18**: 383–392.
- Niemelä, J., Kotze, D. J., Venn, S., Penev, L., Stoyanov, I., Spence, J., Hartley, D. & de Oca, E. M. (2002): Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. – *Landscape Ecol.* **17**: 387–401.
- Niemelä, J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M. & Spence, J. (2000): The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. – *J. Insect Conserv.* **4**: 3–9.
- Pohl, G. R., Langor, D. W., Klimaszewski, J., Work, T. & Paquin, P. (2008): Rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) in northern Nearctic forests. – *Can. Entomol.* **140**: 415–436.
- Rayner, A. D. M. & Boddy, L. (1988): *Fungal decomposition of wood: its biology and ecology.*– Wiley, Chichester; New York, 587 p.
- Savitha, S., Barve, N. & Davidar, P. (2008): Response of ants to disturbance gradients in and around Bangalore, India. – *Tropical Ecol.* **49**: 235–243.
- Stan, M. (2008): New data on the rove beetle fauna (Coleoptera: Staphylinidae) from București and its surroundings. – *Trav. Mus. Nat. d’Hist. Nat.* **51**: 369–386.
- Tóthmérész, B. & Magura, T. (2009): Az urbanizáció hatása a talajfaunára: hipotézisek és nemzetközi kitekintés. – *Termvéd. Közlem.* **15**: 13–22.
- Tóthmérész, B., Máthé, I., Balázs, E. & Magura, T. (2011): Responses of carabid beetles to urbanization in Transylvania (Romania). – *Landscape Urban Plan.* **101**: 330–337.
- Tóthmérész, B., Nagy, D. D., Mizser, S., Bogyó, D. & Magura, T. (2014): Edge effects on ground-dwelling beetles (Carabidae and Staphylinidae) in oak forest-forest edge-grassland habitats in Hungary. – *Eur. J. Entomol.* **111**: 686–691.
- Vepsäläinen, K., Ikonen, H. & Koivula, M. J. (2008): The structure of ant assemblages in an urban area of Helsinki, southern Finland. – *Ann. Zool. Fenn.* **45**: 109–127.
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A. & Smith, G. M. (2009): *Mixed effects models and extensions in ecology with R.* – Springer, New York, 574 p.

Response of rove beetles to urbanization in a forested area of East-Hungary

Dávid D. Nagy and Szabolcs Mizser

*MTA-DE Biodiversity and Ecosystem Services Research Group,
H-4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary
e-mail: nagydavin@gmail.com*

We investigated the effect of urbanization on staphylinid assemblages in Debrecen and the surrounding forested areas. A rural oak forest, a moderately disturbed suburban area and a forested urban park were studied. We tested the increasing disturbance hypothesis, the habitat specialist hypothesis, the hygrophilous species hypothesis, the thermophilous species hypothesis, the phytodetriticol species hypothesis, the saprophilous species hypothesis, the myrmecophilous species hypothesis and the mycetophilous species hypothesis. Our results showed that the overall species richness decreased from the rural forest toward the urban park. The number of forest specialist species was significantly higher in the rural forest and suburban area than in the urban park. The number of thermophilous species was significantly higher in the urban park than in the suburban and rural habitats, while the number of hygrophilous species increased from the urban park to the rural forest. The number of substrate dependent and habitat specialist species (saprophilous species, phytodetriticol species, myrmecophilous species, mycetophilous species) were significantly higher in the rural forest than in the urban one. Our results supported that the urbanization had drastic effects mainly on the special substrate and microhabitat dependent staphylinid species.

Keywords: disturbance, diversity, GlobeNet, microhabitat, substrate material, staphylinid, habitat specialist species

Az *Armadillidium vulgare* (Latreille, 1804) (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) toxikus elemtartalmának vizsgálata urbanizációs grádiens mentén

Nagy Leila¹ és Mizser Szabolcs²

¹ Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék,
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

² MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport,
4010 Debrecen, Pf. 71.

e-mail: nagyleila@gmail.com

Összefoglaló: Az urbanizációs hatások becslésére kiválóan alkalmasak a szárazföldi gerinctelen szervezetek. Közönséges gömbászka (*Armadillidium vulgare*, Latreille, 1804) egyedek toxikus elemtartalmát vizsgáltuk urbanizációs grádiens mentén, belvárosi parkban, külvárosi erdős területen Debrecenben és a várost környező Nagyerdőben. Vizsgáltuk a hímek és nőtények közötti toxikus elemtartalombeli különbségeket is. A vizsgált 6 toxikus elem közül (Ba, Cu, Fe, Mn, Pb és Zn) a bárium és a réz esetében jelentős különbséget tapasztaltunk az egyes területekről gyűjtött közönséges gömbászka egyedek között. Szignifikánsan nagyobb réz koncentrációt mértünk a belvárosi területről gyűjtött közönséges gömbászka egyedek között. A Nagyerdőben gyűjtött egyedekben magasabb volt a bárium koncentráció, mint a külvárosi és belvárosi területről gyűjtött egyedekben. A hímek és nőtények között a bárium koncentrációjában tapasztaltunk szignifikáns eltérést. Eredményeink azt mutatják, hogy az urbanizáció hatása nyomon követhető a közönséges gömbászka egyedek toxikus elemtartalmának változásában, ezért környezeti terhelés monitorozására alkalmas az általunk kidolgozott módszer.

Kulcsszavak: elemösszetétel, biológiai indikátor, MP-AES

Bevezetés

Az urbanizáció negatív hatással lehet a szárazföldi ökoszisztéma szolgáltatókra, ezáltal a talaj, valamint a levegő minősége a városiasodás hatására romolhat. (Simon *et al.* 2011, 2013, 2014). Az abiotikus környezeti tényezők minőségének romlása a szárazföldi gerinctelen taxonok diverzitását is csökkenti (Magura *et al.* 2006, 2010, Bogyó *et al.* 2015). A szárazföldi gerinctelen taxonok közül az ászkarákok igen érzékenyen reagálnak számos környezeti tényező változására, ezért környezeti terhelés monitorozására kiválóan használhatók (Hornung *et al.* 2009, Vona-Túri *et al.* 2013). A városi élőhelyek ászkarák együtteseinek jellemzője, hogy viszonylag fajszegények és főként euriók és szünantróp fajok alkotják (Hornung *et al.* 2007). Dekomponáló szervezetek révén fontos szerepük van a szerves anyag részleges lebontásában (Otártics *et al.* 2014). Mivel a toxikus fé-

mek nagy része szerves anyaghoz kötött formában van jelen a szárazföldi ökoszisztémában, ezért az ászkarákok kiváló indikátorok lehetnek az élőhelyeiket érő toxikus fémterhelések monitorozására is (Jones & Hopkin 1998).

Az általunk vizsgált elemek közül a bárium és ólom toxikusnak, míg a réz, vas, mangán és cink esszenciális elemnek tekinthető, viszont nagy koncentrációban már toxikus elemként viselkednek. A réz az ászkarákokban az oxigénszállító hemicyaninhoz kötődik. Antagonizmusban áll a kadmiummal és a cinkkel, azaz utóbbi két elem nagy koncentrációban való jelenléte gátolja a rézfelvételt az ászkarákokban. A réz nagy koncentrációban toxikus elemként az idősebb egyedek pusztulásához vezethet (Dallinger & Rainbow 1993). A cink is toxikus koncentrációban a szaporodási arány, valamint légzésszám csökkenéséhez vezethet (Dallinger & Rainbow 1993, Drobne & Hopkin 1995). Vizsgálatunkban közönséges gömbászka egyedek toxikus elemtartalmában bekövetkező változásokat tanulmányoztuk egy urbanizációs grádiens mentén belvárosi, külvárosi és természetközeli területről gyűjtött egyedek vizsgálatával. A választott faj az egész világon elterjedt, kozmopolita, nem kötődik tipikus élőhelyhez. Jól viseli a szárazságot és a meleget, továbbá az antropogén hatások egyik jellemző indikátora (Farkas & Vilicsics 2013). Azt is teszteltük, hogy tapasztalható-e különbség a nőstény és hím egyedek toxikus elemtartalmában a közönséges gömbászka egyedek esetében.

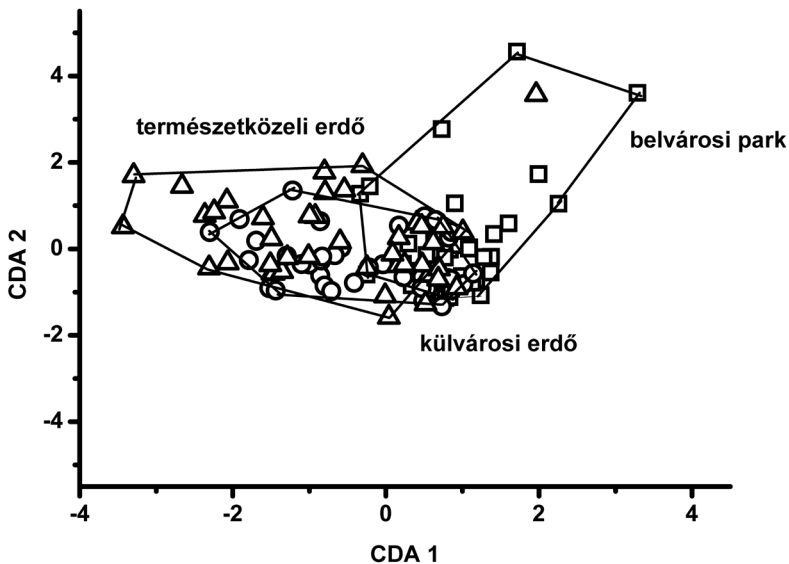
Módszerek

Egy urbanizációs grádiens mentén 3 mintavételi helyről gyűjtöttünk élvefogó csapdázással közönséges gömbászka (*Armadillidium vulgare*) egyedeket. Debrecenben és környékén egy belvárosi parkból, egy külvárosi erdős területről és a város mellett lévő Nagyerdőből, mint természetközeli területről 2012-ben áprilistól októberig történt a mintagyűjtés. Az urbanizáció mértékét az egyes területeken a beépítettség mértéke jelzi, amely a városi élőhely esetében 60 %, a kertvárosi élőhelyen 30 % volt, míg a természetközeli élőhelyen 0 % volt a beépítettség (Magura *et al.* 2004). Területenként 20 csapdát helyeztünk el, amelyeket 3 napon ta ürítettük. A mintavételi helyek közül valamennyi mintavételi helyről 40 egyedet gyűjtöttünk. A begyűjtött fajokat Farkas & Vilicsics (2013) munkája alapján határoztuk. A feldolgozásig a mintákat fagyasztóban -15°C-on tároltuk. A minták feldolgozását Braun *et al.* (2009, 2012) által leírt módszer alapján végeztük. A toxikus elemtartalom meghatározást CETAC 45 000 AT + ultrahangos porlasztóval ellátott ICP-OES IRIS Intrepid II XSP készülékkel végeztük.

Az eredmények statisztikai feldolgozása során a varianciák homogenitását Levene próbával ellenőriztük. A különböző területekről gyűjtött ászkarák egyedek toxikus elemtartalmát kanonikus diszkriminancia-analízissel (CDA) és két-utas általánosított lineáris modellel (GLM ANOVA) vizsgáltuk. A különböző élőhelyek egy faktort, míg az ivar egy másik faktort jelentett az elemzés során. Azokban az esetekben, ahol szignifikáns különbséget tapasztaltunk Tukey-féle tesztet végeztünk.

Eredmények

Kanonikus diszkriminancia-analízist alkalmazva a belvárosi park, külvárosi és természetközeli állapotú területek jól elkülönültek egymástól az ászkarák egyedek toxikus elemtartalma alapján (1. ábra) ($p < 0,001$). Átfedést tapasztaltunk a



1. ábra. Ászkarák egyedek toxikus elemtartalma a különböző mintavételi helyek alapján ($\mu\text{g/g}$).

belvárosi és külvárosi, illetve a külvárosi és a természetközeli állapotú területekről gyűjtött ászkarákok toxikus elemtartalma között. A vizsgált toxikus elemek közül a bárium koncentráció negatívan korrelált az 1. tengellyel ($r = -0,643$), míg

a réz ($r = 0,470$) és vas ($r = 0,080$) esetében pozitív korrelációt tapasztaltunk az 1. tengellyel. A többi toxikus elem esetében az elemek koncentrációja a mangán esetében pozitívan, míg az ólom és cink esetében negatívan korrelált a 2. tengellyel (Mn: $r = 0,710$; Pb: $r = -0,432$; Zn: $r = -0,180$).

Variancia-analízis alkalmazásával szignifikáns különbséget tapasztaltunk a vizsgált területek között a bárium és réz koncentrációjában (Ba: $F_{2,119} = 12,058$; $p < 0,001$; Cu: $F_{2,119} = 4,626$; $p = 0,012$; Fe: $F_{2,119} = 0,082$; $p = 0,921$; Mn: $F_{2,119} = 1,660$; $p = 0,195$; Pb: $F_{2,119} = 0,607$; $p = 0,547$; Zn: $F_{2,119} = 0,411$; $p = 0,664$). Szignifikánsan nagyobb Cu koncentrációt mértünk a belvárosi területről gyűjtött ászkarák egyedekben ($F_{2,119} = 6,324$; $p = 0,002$). A természetközeli állapotú területről gyűjtött egyedekben szignifikánsan magasabb bárium koncentrációt tapasztaltunk, mint a külvárosi és belvárosi területről gyűjtött egyedekben (1. táblázat). A hím- és nőtényegyek elemösszetételének összehasonlításakor a bárium esetében tapasztaltunk szignifikánsan nagyobb koncentrációt a nőtény egyedekben ($F_{1,119} = 4,092$; $p = 0,045$) (2. ábra).

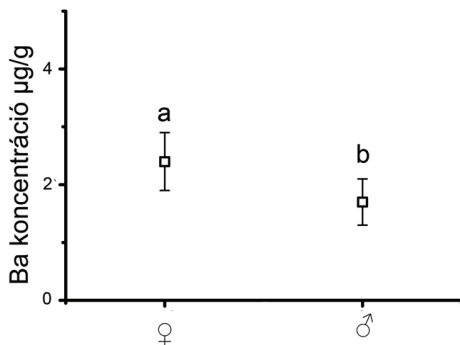
1. táblázat. Ászkarák egyedek toxikus elemtartalma ($\mu\text{g/g}$, átlag \pm SE).

Toxikus elemek	Területek					
	belváros		külváros		természet közeli	
	♂	♀	♂	♀	♂	♀
Ba	0,2 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	3,8 \pm 0,8	0,8 \pm 0,4	0,7 \pm 0,3	5,7 \pm 1,0
Cu	210 \pm 15	173 \pm 13	142 \pm 17	127 \pm 11	113 \pm 12	127 \pm 24
Fe	27,1 \pm 7,0	12,1 \pm 3,8	21,2 \pm 5,9	17,6 \pm 6,2	12,1 \pm 3,8	9,0 \pm 2,6
Mn	9,4 \pm 4,5	2,6 \pm 0,4	2,2 \pm 0,2	2,3 \pm 0,3	1,8 \pm 0,2	5,6 \pm 1,4
Pb	2,6 \pm 0,5	4,5 \pm 0,7	4,7 \pm 0,5	4,1 \pm 0,7	3,5 \pm 0,9	3,3 \pm 0,5
Zn	4,9 \pm 0,7	4,9 \pm 0,5	5,4 \pm 0,6	5,8 \pm 0,5	3,9 \pm 0,6	4,7 \pm 0,6

Értékelés

Korábbi tanulmányok bizonyították, hogy a réz- és cinkfelhalmozódás mértéke a szárazföldi gerinctelen taxonok közül az isopodákban a legnagyobb mértékű (Heikens *et al.* 2001, Van Straalen *et al.* 2001). Ez a nagymértékű bioakkumuláció detritivor táplálkozási típusukkal magyarázható, mivel a szerves anyaghoz kötött toxikus elemekhez avar- és szerves-anyagfogyasztásukkal könnyen hozzáférnek az ászkarák egyedek (Heikens *et al.* 2001, Van Straalen *et al.* 2001). Az irodalmi adatok alapján az általunk vizsgált elemek közül valamennyi növényi táplálékból származhat, amelyet korábbi vizsgálatok támasztanak alá, miszerint az ászkarák egyedek szervezetében található elemek 100%-ban növényi eredetűek (Dallinger

& Rainbow 1993). Az esszenciális és toxikus elemek felhalmozódásának helye az ászkarák egyedekben a hepatopancreas, amelynek két sejt típusa vesz részt az elemek tárolásában és kiválasztásában. Amennyiben a bárium, az ólom és a cink toxikus koncentrációban van jelen, a hepatopancreas B típusú sejtjeiben kiválasztódás történik, míg a réz és vas esetében az S típusú sejtekben történik a raktározás



2. ábra. Nőstény és hím ászkarák egyedekben mért bárium koncentráció (átlag ± SD).

(Hopkin & Martin 1982, Hames & Hopkin 1991, Witzel 2000).

A kapott elemtartalmakat korábbi tanulmányokkal összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy hasonló ólomkoncentrációkat tapasztaltunk a vizsgált mintavételi területeinken, mint Van Straalen *et al.* (2001). Azonban a vas koncentráció lényegesen kisebb volt, mint a Van Straalen *et al.* (2001) vizsgálatában kapott eredmények. A különbségek oka az eltérő talajtípus és a mintavételi területek jellegéből adódhat, mivel a toxikus elemek viselkedése jelentős mértékben függ a talajtípustól (Laskowski *et al.* 1995). Van Straalen *et al.* (2001) munkájában *Hyloniscus riparius* (C. L. Koch, 1838) egyedeket vizsgáltak, amely szintén eredményezheti az eltérő elemkoncentrációkat.

Eredményeink arra utalnak, hogy a toxikus elemtartalom különbözik a nőstény és hím ászkarák egyedekben. Az eltérő elemkoncentrációt a kataláz és glutation S-transzferáz enzimaktivitásának különbsége okozhatja, amelyet korábbi tanulmányok bizonyítottak (Jemec *et al.* 2008, 2012).

Eredményeink azt mutatják, hogy az urbanizáció eredményezheti az ászkarák egyedek elemösszetételének eltérését, ezért a környezeti terhelés monitorozására, valamint az élőhelyek minősítésére a vizsgált taxon egyedei egyaránt alkalmasak, korábbi vizsgálatokhoz hasonlóan (Hornung *et al.* 2009, Vona-Túri *et al.* 2013).

Köszönetnyilvánítás – A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 Nemzeti Kiválóság Program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

Irodalomjegyzék

- Bogyó, D., Magura, T., Simon, E. & Tóthmérész, B. (2015): Millipede (Diplopoda) assemblages alter drastically by urbanisation. – *Landscape Urban Plan.* **133**: 118–126.
- Braun, M., Simon, E., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. (2009): The effects of ethylene glycol and ethanol on the body mass and elemental composition of insects collected with pitfall traps. – *Chemosphere* **77**: 1447–1452.
- Braun, M., Simon, E., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. (2012): Elemental analysis of pitfall-trapped insect samples: effects of ethylene glycol grades. – *Entomol. Exp. Appl.* **143**: 89–94.
- Dallinger, R. & Rainbow, P. S. (szerk.) (1993): *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. – Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Lewis Publishers, Boca Raton, 461 pp.
- Drobne, D. & Hopkin, S. P. (1995): The toxicity of zinc to terrestrial isopods in a „Standard” laboratory test. – *Ecotox. Environ. Safe.* **31**: 1–6.
- Farkas, S. & Vilisics, F. (2013): Magyarország szárazföldi ászkarák faunájának határozója (Isopoda: Oniscidea). – *Nat. Somogy.* **23**: 89–124.
- Hames, C. A. C. & Hopkin, S. P. (1991): Assimilation and loss of ¹⁰⁹Cd and ⁶⁵Zn by the terrestrial isopod *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. – *B. Environ. Contam. Tox.* **47**: 440–447.
- Hopkin, S. P. & Martin, M. N. (1982): The distribution of zinc, cadmium, lead and copper within woodlouse *Oniscus asellus* (Crustacea, Isopoda). – *Oecologia* **54**: 227–232.
- Heikens, A., Peijnenburg, W. J. G. M. & Hendricks, A. J. (2001): Bioaccumulation of heavy metal sin terrestrial invertebrates. – *Environ. Pollut.* **113**: 358–393.
- Hornung, E., Tóthmérész, B., Magura, T. & Vilisics, F. (2007): Changes of isopod assemblages along an urban-suburban-rural gradient in Hungary. – *Eur. J. Soil Biol.* **43**: 158–165.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Sólmos, P. (2009): Ászkarák együttesek (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) felhasználhatósága élőhelyek minősítésében. – *Term. Közlem.* **15**: 381–395.
- Jemec, A., Drobne, D., Remskar, M., Sepcic, K. & Tisler, T. (2008): Effects of ingested nano-sized titanium dioxide on terrestrial isopods (*Porcellio scaber*). – *Environ. Toxicol. Chem.* **27**: 1904–1914.
- Jemec, A., Leser, V. & Drobne, D. (2012): The link between antioxidant enzymes catalase and glutathione S-transferase and physiological condition of a control population of terrestrial isopod (*Porcellio scaber*). – *Ecotox. Environ. Safe.* **79**: 42–47.
- Jones, D. T. & Hopkin, S. P. (1998): Reduced survival and body size in terrestrial isopod *Porcellio scaber* from a metal-polluted environment. – *Environ. Pollut.* **99**: 215–233.
- Laskowski, R., Niklinska, M. & Maryanski, M. (1995): The dynamics of chemical elements in forest litter. – *Ecology* **76**: 1393–1406.
- Magura, T., Lövei, G. & Tóthmérész, B. (2010): Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? – *Global Ecol. Biogeogr.* **19**: 16–26.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek, Z. (2004): Effects of leaf-litter addition on carabid beetles in a nonnative norway spruce plantation. – *Acta Zool. Acad. Sci. H.* **50**: 9–23.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Lövei, G. (2006): Body size inequality of carabids along an urbanization gradient. – *Basic Appl. Ecol.* **7**: 472–482.

- Otártics, M. ZS., Juhász, N., Üst, N. & Farkas, S. (2014): Egy heterogén erdőállomány avarlakó szárazföldi ászkarák közösségeinek (Isopoda: Onicidea) összehasonlítása. – *Nat. Somogy*. **24**: 61–70.
- Simon, E., Baranyai, E., Braun, M., Cserháti, Cs., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. (2014): Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. – *Sci. Total Environ.* **490**: 514–520.
- Simon, E., Braun, M., Vidic, A., Bogyó, D., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. (2011): Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. – *Environ. Pollut.* **159**: 1229–1233.
- Simon, E., Vidic, A., Braun, M., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. (2013): Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. – *Environ. Sci. Pollut. R.* **20**: 917–924.
- Van Straalen, N. M., Butovsky, R. O., Pokarzhevskii, A. D., Zaitsev, A. S. & Verhoef, S. C. (2001): Metal concentrations in soils and invertebrates in the vicinity of a metallurgical factory near Tula (Russia). – *Pedobiologia* **45**: 451–466.
- Vona-Túri, D., Szmátóna-Túri, T. & Kiss, B. (2013): Szárazföldi ászkarák együttesek (Crustacea, Isopoda: Oniscidea) a magyarországi autópályák szegélyzónájában. – *Term. Közl.* **19**: 106–116.
- Witzel, B. (2000): The influence of zinc on the uptake and loss of cadmium and lead in the woodlouse, *Porcellio scaber* (Isopoda, Oniscidae). – *Ecotox. Environ. Safe.* **47**: 43–53.

Toxic element content in isopods along an urbanization gradient

Leila Nagy¹ and Szabolcs Mizser²

¹*Department of Ecology, University of Debrecen,
H-4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary*

²*MTA-DE Biodiversity and Ecosystem Services Research Group,
H-4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary*

e-mail: nagyleila@gmail.com

The aim of our study was to analyse the toxic element contents in isopods (*Armadillidium vulgare*) along an urbanization gradient in and around Debrecen city. Isopods were collected from three forested areas: urban forested park, suburban forest, and rural forest. The following toxic elements were analysed: Ba, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn. The results of canonical discriminant analysis demonstrated that studied areas were separated from each other based on toxic element contents of isopods. There was overlap in the cases of urban and suburban, and suburban and rural areas. There were significant differences among areas based on toxic element contents of isopods by ANOVA in the case of Ba and Cu concentration. Significantly higher Cu concentration was found in the urban than in the suburban and rural area. The Ba concentration was the highest in the rural. Our study demonstrated that the Ba concentration was higher in the females, than in the males. In summary, we demonstrated that isopods are suitable bioindicator organisms to assess the effect of urbanization on the terrestrial ecosystem, and the sexes cause differences in the accumulation of toxic elements.

Keywords: elemental content, indicators, MP-AES

A vízszintcsökkentés hatása erdei béka (*Rana dalmatina*) ebihalak egyedfejlődésére

Orf Stephanie^{1,2,3}, Urszán Tamás János², Hettyey Attila³,
Nagy Gergely² és Herczeg Gábor²

¹Szent István Egyetem, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék,
1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.

²Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet, Állatrendszertani és Ökológiai
Tanszék, Viselkedésökológiai Csoport,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

³Magyar Tudományos Akadémia, Agrártudományi Kutatóközpont, Növényvédelmi
Intézet, Lendület Evolúciós Ökológiai Kutatócsoport,
1022 Budapest, Herman Ottó út 15.
e-mail: stephanie.orf@gmail.com

Összefoglaló: Az időszakos víztestekben szaporodó kétéltűek lárvái számára élőhelyük korai kiszáradása katasztrofális következményekkel járhat. Az ilyen szaporodóhelyeket használó fajok lárváinál a vízszintcsökkenés a túlélést elősegítő fenotípusos változásokat (adaptív fenotípusos plaszticitás) indukálhat. Magyarország kétéltűfaunájának egyik időszakos víztestekben is szaporodó tagja az erdei béka (*Rana dalmatina*). Manipulatív laborkísérletben vizsgáltuk, hogy a vízszint csökkentése indukál-e eltérést az erdei béka ebihalak életmenetében, morfológiájában vagy viselkedésében. Az általunk vizsgált populációban a vízszintcsökkentés nem befolyásolta sem az átalakulás idejét, sem a testalakot, ugyanakkor csökkentette az ebihalak mozgási aktivitását és kockázatvállalását, valamint a metamorfok testtömegét. Eredményeink alapján elmondható, hogy az erdei béka ebihalak reagálnak ugyan a vízszintcsökkentésre, de adaptív válasz helyett csak egy általános negatív hatás figyelhető meg. Vizsgálatunk eredményei nem támasztják alá azt a feltevést, hogy extrém száraz években fejlődésük felgyorsításával az erdei béka ebihalak el tudnák kerülni a kiszáradás megnövekedett veszélyét, de még ha időben át is alakulnak, úgy tűnik, a kisbékák rátermettsége csökkenni fog.

Kulcsszavak: fenotípusos plaszticitás, tó kiszáradás, ebihal, viselkedési aktivitás, kockázatvállalás

Bevezetés

A környezeti változatosság adaptív fenotípusos változatosságot indukálhat nem csak evolúciós, hanem ontogenetikus skálán is. Egy adott genotípus képességét, hogy különböző környezetekben különböző fenotípusokat hozzon létre, fenotípusos plaszticitásnak nevezzük (pl. West-Eberhard 2003). Az így létrejövő fenotípusos változatosság gyakran (de nem feltétlenül) adaptív (Ghalambor *et al.* 2007). Mivel a kétéltűlárváknak generációról generációra nagymértékben és vé-

letlenszerűen változó környezeti hatásoknak kell megfelelniük, relatíve korlátozottak mozgásukban és könnyen tarthatók kísérleti körülmények között, kiváló és kedvelt modelljei a fenotípusos plaszticitással foglalkozó kutatásoknak (Ward *et al.* 1992, Beebe 1996, Relyea 2007). Szembetűnőek például a ragadozók jelenlétében kialakuló morfológiai változások, amelyek hatására ugyancsak növekedhet az ebihalak túlélési esélye (Van Buskirk & McCollum 2000, Laurila *et al.* 2002a). Az ebihalak viselkedésüket is megváltoztathatják, így például aggregálódhatnak, függően a napszaktól és a rájuk vadászó ragadozó típusától (Spieler 2003), vagy módosíthatják aktivitásukat (Lawler 1989). Plaszticitás figyelhető meg a kikelésben is: patogén vagy ragadozó jelenlétében, annak típusától függő módon, később vagy hamarabb kelnek ki az ebihalak a petékből (Laurila *et al.* 2002b, Touchon *et al.* 2006).

A kétéltűlárvák számára a ragadozókon kívül nagy veszélyt rejt a lárvakori élőhely esetleges kiszáradása. Ez különösen az időszakos vizekre jellemző, így az ilyen élőhelyeket használó fajok lárváinál a kiszáradás adaptív fenotípusos plaszticitást indukálhat. A víz csökkenésére adaptív válaszként például a *Hyla pseudopuma* faj ebihalai gyorsabban fejlődtek, de kisebb testtömeggel alakultak át (Crump 1989). Hasonló válaszokat figyeltek meg a gyepi béka (*Rana temporaria*) (Loman 1999), a *Scaphiopus hammondii* (Denver *et al.* 1998) és a *Rhinella spinulosa* (Márquez-García *et al.* 2009) esetében is. A jelenség nem csak békáknál, hanem gőtéknél is ismert (Boone & Semlitsch 2002). A metamorfóziskori testméret és a metamorfózis ideje között fennálló negatív korreláció kiszáradástól függetlenül is ismert jelenség, vagyis a korábban átalakuló egyedek kisebb méretűek (Loman & Claesson 2003). Az életmenetet érintő változásokon kívül morfológiai válaszok is ismertek: kisebb mértékű vízszintcsökkenéskor nagyobb szem átmérőt, száj-orr távolságot, illetve nagyobb hátsó láb hosszát mértek, mint drasztikus kiszáradás esetében (Márquez-García *et al.* 2009). De nem csak a fejlődésre van hatása a kiszáradásnak, hanem a viselkedésre is. Az alacsony vízszint csökkenő táplálkozási és mozgási aktivitást eredményez béka és gőtefajoknál egyaránt (Laurila & Kujasalo 1999, Bridges 2002). A kiszáradás érzékelésének mechanizmusa lehet szaporodóhely-specifikus. A nyugati álsáskabéka (*Pseudacris triseriata*) faj esetében lokális adaptációt írtak le a kiszáradással kapcsolatosan: a különböző élőhelyeken szaporodó populációk más-más vegyületek töményedésének követésével szereznek információt a kiszáradás mértékéről (Gerlanc & Kaufman 2005).

A hazai kétéltűfajok többsége efemer kisvizekben is szaporodik (Péchy & Haraszthy 1997). Jelen vizsgálatban ezen fajok egyik tipikus képviselőjén, az erdei béka (*Rana dalmatina*) ebihalain vizsgáltuk a vízszintcsökkenés kiváltotta fenotípusos válaszokat. Legalább három kimenetel képzelhető el. A vízszint csökkentése 1) nem okoz változást, 2) általános negatív hatást fejt ki a fejlődésre (pl.

kisebb testméret, csökkenő viselkedési aktivitás) vagy 3) adaptív választ vált ki (pl. metamorfózis idejének előrehozása). Egy manipulatív laborkísérletben teszteltük, hogy a vízszint csökkenése hogyan befolyásolja az erdei béka ebihalak életmenetét, morfológiáját és viselkedését.

Módszerek

A vizsgálati állatok és a kísérlet

Az erdei béka (*Rana dalmatina* Fitzinger in Bonaparte, 1839) a kétéltűek (*Amphibia*) osztályán belül a farkatlan kétéltűek (*Anura*) rendjébe és a valódibéka-félék (*Ranidae*) családjába tartozik. A faj széles körben elterjedt Európában. Lombhullató erdőkben, illetve erdőszegélyeknél található vizes élőhelyeken, február végétől április elejéig petecsomókban rakja le petéit, gyakran időszakos víztestekben. A lárva algákkal, vízi növényekkel táplálkozik és június elejére alakul át (Nöllert & Nöllert 1992). A vizsgálatunkban szereplő populáció Szigetmonostor környékéről (47°40'40.77" É, 19°5'31.47" K) származik egy évente kiszáradó kis tóból. 2013 tavaszán 40 frissen lerakott petecsomóból gyűjtöttünk véletlenszerűen kiválasztott petéket, majd ezeket 1,5 literes műanyag edényekben (ProForm Kft, kódszám: EP1500) tároltuk, amelyek 1 liter lágy vizet (RSW, APHA 1985) tartalmaztak. A kikelés után az ebihalakat egyedileg helyeztük el 1,5 literes edényekben. A kontroll kezelésben a vízmennyiség változatlan volt (6 cm mély), míg a kiszáradást imitáló kezelésnél négy naponta 20%-kal csökkentettük a víz mennyiségét, amely a kísérlet végére 200 ml-re (1,5 cm mélységűre) csökkent. A családok a kezeléseken egy-egy ebihallal voltak képviselve. Jelen vizsgálathoz csak az egyedek felét használtuk fel. Néhány állat elpusztult a vizsgálat alatt, így végül 18 kontroll és 15 vízszintcsökkentéssel átesett ebihal adatait értékeltük ki. Mivel a természetben a párolgás eredményeként nem csak vízszintcsökkenés, hanem az oldott ásványi anyagok töményedése is megfigyelhető, ezt is figyelembe vettük: A kiinduló sókoncentráció az RSW alapkonzentrációjának megfelelő volt (APHA 1985), majd ezt a térfogatesökkentéssel arányos módon növeltük. A vizsgálat 19 °C-on, 12 órás megvilágítás alatt zajlott. Az ebihalakat forrázott spenóttal etettük naponta *ad libitum*, a vizüket négy naponta cseréltük.

Vizsgált változók és kiértékelésük

A metamorfóziskori testtömeget és a metamorfózisig eltelt időt a 42. fejlődési állapot (Gosner 1960, a mellső láb megjelenése) elérésekor rögzítettük. Az ebihalakat ekkor standardizált módon lefényképeztük oldalról és alulról. A digitális képekről az alábbi lineáris méreteket vettük fel: testhossz (szájtól a farok végéig),

törzshossz (szájtól a kloákáig), testmagasság (a legnagyobb méret), testszélesség (a legnagyobb méret), farokhossz (kloákától a farok végéig), farokizom magassága (legnagyobb méret) farokvitorla magassága (legnagyobb méret).

A viselkedést 32-36. fejlődési állapotú (Gosner 1960, hátsó lábujjak megjelenése) ebihalaknál mértük. Az aktivitást a tartóedényben mutatott mozgási aktivitással, a kockázatvállalást pedig egy szimulált vészhelyzetet (az ebihalakat megérintettük egy kis ecsettel) követő mozdulatlan periódus („lefagyás”) időtartamával jellemeztük (Urszán *et al.* 2015). A viselkedéseket digitális kamerával rögzítettük. Az aktivitást reggel 10:00-10:30 között, a kockázatvállalást pedig 12:30-13:05 között mértük. A felvétel ideje alatt megtett utat (aktivitás) a MATLAB program segítségével kalkuláltuk. A lefagyás idejét, vagyis az érintés és az első megmozdulás között eltelt időt, manuálisan mértük a videókon. Mindkét viselkedést három egymást követő napon mértük, az analízisekben a három mérés átlagát használtuk fel.

A testalakot leíró változókat korrigáltuk a testhosszra. Ehhez változónként lineáris regressziókat futtattunk a testhosszal, mint magyarázó változóval, és az így kapott reziduálisokat használtuk a további elemzésekben, mint méret-független változókat. Ezekben az egymással még mindig korrelációban álló, származtatott változókon főkomponens analízist futtattunk, hogy egy kisebb számú és statisztikailag egymástól független változóval írassuk le a testalakot. Két főkomponenst kaptunk 1-nél magasabb sajátértékkel. Az első pozitívan korrelált a törzshosszal és a farokvitorla magasságával, de negatívan a farokhosszal (1. táblázat). A második főkomponens pozitívan függött össze a testszélességgel és a farokizom magasságával (1. táblázat).

1. táblázat. A morfológiai változókon futtatott főkomponens analízis eredményei. A faktorok és az eredeti változók kapcsolata, a faktorok sajátértékei és az általuk magyarázott variancia kerül bemutatásra. Az adott főkomponensnél figyelembe vett összefüggések vastag betűtípussal vannak jelölve.

	Főkomponens 1	Főkomponens 2
törzshossz	0,95	<0,001
testmagasság	0,4	-0,03
testszélesség	0,1	0,86
farokhossz	-0,95	< -0,001
farokizom magasság	-0,21	0,83
farokvitorla magasság	0,72	0,13
sajátérték	2,52	1,45
magyarázott variancia (%)	42	24

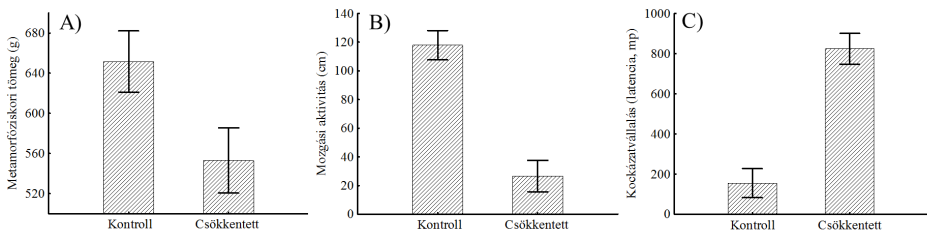
Kezeléseink hatását a vizsgált – nem független – viselkedési (aktivitás, kockázatvállalás), életmenet (metamorfózis kora, és metamorfóziskori tömeg) és morfológiai (alakfőkomponens 1 és 2) változókra egy többváltozós általános lineáris modellel teszteltük. Magyarázó kategória változónk a kiszáradás-kezelés volt. A többváltozós teszt szignifikanciájának függvényében értékeltük a változónkénti eredményeket.

2. táblázat. A kiszáradás-kezelés életmenet, morfológiai és viselkedési változókra kifejtett hatását tesztelő többváltozós általános lineáris modell egyváltozós eredményei. A változók melyeket a kiszáradás-kezelés szignifikánsan befolyásolt vastag betűtípussal vannak jelölve.

	$F_{1,30}$	P
metamorfózis ideje	0,1	0,75
metamorfóziskori testtömeg	4,89	0,035
aktivitás	37,04	< 0,001
kockázatvállalás	40,29	< 0,001
alakfőkomponens 1	2,29	0,14
alakfőkomponens 2	1,36	0,25

Eredmények és megvitatásuk

A kiszáradás-kezelés hatása a vizsgált változókra a többváltozós megközelítésben szignifikáns volt ($Wilks \lambda_{6,25} = 0,22$; $p < 0,001$). Az egyváltozós tesztek eredményei szerint a vízszintesökkenés a vizsgált változók közül a metamorfóziskori testtömeget, az aktivitást és a kockázatvállalást befolyásolta szignifikánsan (2. táblázat). A kiszáradással szembenező ebihalak kisebb testtömeggel alakultak át, csökkentették mind az aktivitásukat, mind a kockázatvállalásukat (1. ábra). Morfológiai paraméterek tekintetében nem találtunk különbséget a kontroll és a kiszáradást modellező kezelésben nevelt ebihalak között.



1. ábra. A kiszáradás-kezelés hatása a metamorfóziskori testtömegre (A), aktivitásra (B) és a kockázatvállalásra (C). Az ábrákon átlagok és a hozzájuk tartozó standard hibák láthatók.

A fellelhető irodalom nagy részében az élőhely kiszáradásának veszélyére az ebivalak fejlődésük gyorsításával reagálnak (adaptív fenotípusos plaszticitás), amit alacsonyabb ebivalakori aktivitás és kisebb átalakuláskori tömeg kísér. A *Scaphiopus hammondi* faj esetében Denver és munkatársai (1998) fenotípusos plaszticitásként írta le az állatok válaszát a kiszáradásra. Loman (1999) tanulmányában az erdei béka közeli rokona a gyepi béka is gyorsabb fejlődést mutatott, illetve kisebb testtömeeggel alakult át a vízszint csökkenés hatására. Várható volna, hogy a hasonló lárvális élőhelyeket használó erdei békánál is megjelenik ez az adaptív válasz. Ugyanakkor az erdei békával korábban egy genusba tartozó pocsolyalako béka (*Lithobates palustris*) esetén a testtömeg csökkenése nem függött össze a vízszint csökkenésével, hanem kizárólag a táplálék mennyiségétől függött (Bridges 2002). Ettől függetlenül ebben a tanulmányban is hatással volt a kiszáradás a fejlődésre, adaptív válaszként az ebivalak gyorsabban alakultak át (Bridges 2002). Az általunk elvégzett kísérletben azonban nem így alakult, nem tudtuk kimutatni a vízszintcsökkenés-indukálta adaptív választ. Megjegyezzük, hogy nem tudjuk kizárni azt az alternatív magyarázatot, miszerint már a kontroll kezelésünk 6 cm-es vízmagasságára is fejlődés-gyorsítással reagáltak az ebivalaink, a vízszintcsökkenés okozta negatív hatások pedig a vízminőséggel függenek össze, bár az irodalomban a mienkhez hasonló, de akár alacsonyabb vízszintmagasságot is jellemeztek „magas vízszint kezelés”-ként (Crump 1989: 4,1 cm, Denver *et al.* 1998: 10 cm). Az alternatíva biztos elvetéséhez a kísérlet megismétlésére lenne szükség több kezeléssel.

A vizsgált változók közül az átalakuláskori testtömegre és a viselkedésre volt hatással a kiszáradás-kezelés. A testtömeg mellett az aktivitás is csökkent a korábbi tanulmányok szerint. Laurila és Kujasalo (1999) a víz csökkentésére alacsonyabb aktivitást figyeltek meg, emellett ezek az egyedek hamarabb és kisebb testtömeeggel alakultak át. Bridges (2002) kísérletében a táplálkozással töltött idő a felére csökkent a kiszáradás hatására, ezáltal a testtömeg is csökkent. Eredményeink is megerősítik azt a megfigyelést, hogy a kiszáradás hatására az ebivalak csökkentett aktivitással reagálnak, ami csökkent testtömeghez vezethet. Ugyanakkor a fejlődés időtartamának csökkentése nélkül ezeknek a változásoknak az adaptív értéke ismeretlen, bár a metamorfóziskori testtömeg rátermettséget növelő hatásának ismertében (Altwegg & Reyer 2003) negatívnak tekinthető.

Összegezve tehát, a három hipotézisünk közül az első, miszerint nem okoz változást a kiszáradás, elvethető, mivel az ebivalak reagáltak a csökkenő vízszintre: a csökkenő vízszint hatására csökkent az ebivalak testtömege, aktivitása és kockázatvállalása. Ezen reakciók összességét azonban nem nevezhetjük adaptívoknak, mivel a fejlődés időtartama nem rövidült le a kiszáradást imitáló kezelésben, így az élőhely megszűnése okozta pusztulás esélyét nem csökkentették. Ezért a meg-

figyelt hatásokat a kiszáradás okozta stressz hatására fellépő, a fejlődést negatívan befolyásoló maladaptív (*sensu* Ghalambor *et al.* 2007) plaszticitásként interpretáljuk, bár elképzelhető, hogy a viselkedési aktivitás csökkentése előnyös lehet, amennyiben a csökkenő vízszint következtében az ebihalak könnyebben elérhetővé válnak a ragadozók számára.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Baumann Juditnak a terepi és labormunkákban nyújtott segítségéért. A kutatást az OTKA (HG: K-105517), és a Magyar Tudományos Akadémia Lendület programja (HA: LP 2012-24/2012) és Bolyai János Kutatási Ösztöndíja (HG) támogatta és a Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi és Természetvédelmi Felügyelőség engedélyével (KTVF:10950-3/2013) zajlott.

Irodalomjegyzék

- Altwegg, R. & Reyer, H-U. (2003): Patterns of natural selection on size at metamorphosis in water frogs. – *Evolution* **57**: 872–882.
- Beebe, T. J. C. (1996): *Ecology and conservation of amphibians*. – Chapman and Hall, London
- Boone, D. M. & Semlitsch, D. R. (2002): Interactions of an insecticide with competition and pond drying in amphibian communities. – *Ecol. Appl.* **12**(1): 307–316.
- Bridges, M. C. (2002): Tadpoles balance foraging and predator avoidance: effects of predation, pond drying, and hunger. – *J. Herpetol.* **36**: 627–634.
- Crump, L. M. (1989): Effect of habitat drying on developmental time and size at metamorphosis in *Hyla pesudopuma*. – *Copeia* **3**: 794–797.
- Denver, J. R., Mirhadi, N. & Phillips, M. (1998): Adaptive plasticity in Amphibian metamorphosis: response of *Scaphiopus hammondi* tadpoles to habitat desiccation. – *Ecology* **79**(6): 1859–1872.
- Gerlanc, N. M. & Kaufman, G. A. (2005): Habitat of origin and changes in water chemistry influence development of western chorus frogs. – *J. Herpetol.* **39**: 254–265.
- Gosner, K. L. (1960): A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. – *Herpetologica* **16**: 183–190.
- Ghalambor, C. K., McKay, J. K., Carroll, S. P. & Reznick, D. N. (2007): Adaptive versus non adaptive phenotypic plasticity and the potential for contemporary adaptation in new environments. – *Funct. Ecol.* **21**(3): 394–407.
- Laurila, A. & Kujasalo, J. (1999): Habitat duration, predation risk and phenotypic plasticity in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. – *J. Anim. Ecol.* **68**: 1123–1132.
- Laurila, A., Pakkasmaa, A., Crochet, P. A. & Merilä, J. (2002a): Predator induced plasticity in early life history and morphology in two anuran amphibians. – *Oecologia* **132**: 524–530.
- Laurila, A., Karttunen, S. & Merilä, J. (2002b): Adaptive phenotypic plasticity and genetics of larval life histories in two *Rana temporaria* populations. – *Evolution* **56**: 617–627.
- Lawler, S. P. (1989): Behavioural responses to predators and predation risk in four species of larval anuras. – *Anim. Behav.* **38**: 1038–1047.
- Loman, J. (1999): Early metamorphosis in common frog *Rana temporaria* tadpoles at risk of drying: an experimental demonstration. – *Amphibian-Reptilia* **20**: 421–430.
- Loman, J. & Claesson, D. (2003): Plastic response to pond drying in tadpoles *Rana temporaria*: tests of cost models. – *Evol. Ecol. Res.* **5**: 179–194.

- Márquez-García, M., Correa-Solis, M., Sallaberry, M. & Méndez, M. A. (2009): Effects of pond drying on morphological and life-history traits in the anuran *Rhinella spinulosa* (Anura: Bufonidae). – *Evol. Ecol. Res.* **11**: 803–815.
- Nöllert, A. & Nöllert, C. (1992): *Die Amphibien Europas: Bestimmung-Gefährdung-Schutz*. – Stuttgart, Franckh-Kosmos Verlag.
- Péchy, T. & Haraszthy, L. (1997): *Magyarország kétéltűi és hüllői*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Relyea, R. A. (2007): Getting out alive: how predators affect the decision to metamorphose. – *Oecologia* **152**: 389–400.
- Spieler, M. (2003): Risk of predation affects aggregation size: a study with tadpoles of *Phrynomantis microps*. – *Anim. Behav.* **65**: 179–184.
- Touchon, J. C., Gomez-Mestre, I. & Warkentin, K. M., (2006): Hatching plasticity in two temperate anurans: responses to a pathogen and predation cues. – *Can. J. Zool.* **84**: 556–563.
- Urszán, T. J., Török, J., Hettyey, A., Garamszegi, L. Zs. & Herczeg, G. (2015): Behavioural consistency and life-history in *Rana temporaria* tadpoles. – *Oecologia, in press*
- Van Buskirk, J. & McCollum, S. A. (2000): Functional mechanism of an inducible defense in tadpoles: morphology and behaviour influence mortality risk from predation. – *J. Evol. Biol.* **13**: 336–347.
- Ward, R. D., Skibinski, D. O. & Woodwark, M. (1992): Protein heterozygosity, protein structure, and taxonomic differentiation. – In: Hecht, K. M. (Eds.): *Evolutionary biology*. Plenum press, New York, pp. 73–159.
- West-Eberhard, M. J. (2003): *Developmental plasticity and evolution*. Oxford University Press.

Effect of water level reduction on the development of wood frog (*Rana dalmatina*) tadpoles

Stephanie Orf^{1,2,3}, Tamás J. Urszán², Attila Hettyey³, Gergely Nagy² and Gábor Herczeg²

¹*Department of Ecology, Institute of Biology, Faculty of Veterinary Sciences, Szent István University,*

H-1077 Budapest, Rottenbiller u. 50, Hungary

²*Department of Systematic Zoology and Ecology, Institute of Biology, Eötvös Loránd University, Behavioural Ecology Group,*

H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary

³*Plant Protection Institute, Centre for Agricultural Research, Hungarian Academy of Sciences, Lendület Evolutionary Ecology Research Group,*

H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15, Hungary

e-mail: stephanie.orf@gmail.com

Pond drying can be fatal for amphibian larvae developing in temporary water bodies. Decreasing water level can induce phenotypic changes in amphibian larvae inhabiting such habitats aiding survival (adaptive phenotypic plasticity). One species of the Hungarian herpetofauna breeding in temporary water bodies is the agile frog, *Rana dalmatina*. We studied whether decreasing water level induced changes in life history, morphological and behavioural traits of agile frog tadpoles in a manipulative laboratory experiment. Decreasing water level did not affect timing of metamorphosis or body shape, but it decreased body mass at metamorphosis, activity and risk-taking of the tadpoles. Our results suggest that even though agile frog tadpoles do react to decreasing water levels, there is only a general negative impact on development instead of an adaptive response. Therefore, it seems highly unlikely that agile frog tadpoles could compensate pond drying by accelerated development. Further, even if they would successfully metamorphose before the pond dried out, their fitness would decrease due to their decreased size.

Keywords: phenotypic plasticity, pond drying, tadpoles, behavioral activity, risk-taking

Demográfiai különbségek és eltérő élőhelyhasználat két együttesen előforduló *Maculinea nausithous* és *Maculinea teleius* populációban

Patalenszki Adrienn¹, Körösi Ádám², Ambrus András³,
Csósz Sándor² és Szindekovicz Ágnes⁴

¹Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi
és Környezetgazdálkodási Kar
4032 Debrecen, Böszörményi u. 138

²MTA–ELTE–MTM Ökológiai Kutatócsoport
1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/c

³Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság
9435 Sarród, Rév-Kócsagvár

⁴Pannon Egyetem, Georgikon Kar
8360 Keszthely, Deák Ferenc u. 16.

e-mail: adrienn.patalenszki@gmail.com

Összefoglaló: A természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű hangyaboglárka fajok közül kutatásunkban a vérfű (*Maculinea teleius*) és a sötétaljú hangyaboglárka (*Maculinea nausithous*) együttesen előforduló populációját vizsgáltuk három éven keresztül (2012–2014) egy fertő-hansági vérfűves kaszálóréten (Hidegség). A két faj nagyon hasonló ökológiai igényekkel rendelkezik, ám korábbi vizsgálatok eredményei szerint az élőhelyen belüli eloszlásuk eltérő. Feltételezésünk szerint ez annak lehet a következménye, hogy a hangyagazdák spektruma eltér és az egyes hangyafajok különböző mikroklímatis körülményeket kedvelnek. Elsődleges célkitűzésünk az volt, hogy megállapítsuk, hogy a két lepkefaj egyedeinek térbeli eloszlása összefügg-e potenciális hangyagazdák eloszlásával. Továbbá összehasonlítottuk a két faj demográfiáját egy három éves jelölés-visszafogásos mintavétel alapján. A *M. nausithous* előfordulása és elsődleges hangyagazdájának (*Myrmica rubra*) gyakorisága között pozitív összefüggést találtunk. A *M. teleius* egyedszámára a potenciális hangyagazdák jelenléte csak nagy tápnövény denzitás mellett volt pozitív hatással. A *M. teleius* populáció mérete mindhárom évben kb. négyszerese volt a *M. nausithous* populációnak és mindkét populáció mérete jelentős fluktuációt mutatott az évek között.

Kulcsszavak: szimpatikus populáció, élőhelyhasználat, jelölés-visszafogás, Phengaris, Myrmica, térbeli eloszlás

Bevezetés

Az utóbbi évtizedek során a hangyaboglárka fajok (*Maculinea spp.*) a nappali lepkék egyik legintenzívebben kutatott csoportjává váltak különleges, hangyákhoz kötődő életmódjuk, egyedülálló fejlődésmenetük, illetve a Nyugat-Európában

tapasztalt megritkulásuk következtében (Thomas 1980, Wynhoff 1998, Settele *et al.* 2005). A természetvédelemben is egyre nagyobb figyelmet érdemeltek ki, mivel speciális életmenetükből adódóan érzékenyen reagálnak az élőhelyüket érintő kedvezőtlen változásokra, így jó indikátorfajoknak tekinthetők (Skórka *et al.* 2007, Spitzer *et al.* 2009). Ezen kívül a hangyaboglárkák által benépesített élőhelyeken a biodiverzitás igen magas fokú, így „ernyő-fajokként” is funkcionálnak, mivel élőhelyeik védelmével számos más élőlény fennmaradása is biztosítható (Van Swaay *et al.* 2012).

Az általunk vizsgált sötétaljú (*Maculea nausithous*) és vérfű hangyaboglárka (*Maculea teleius*) morfológiailag és genetikailag is különböző, taxonómiailag világosan elkülöníthető fajok (Als *et al.* 2004). Élőhelyigényük nagyon hasonló és mindkét faj nösténye az őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis*) virágfejeibe rakja petéit (Thomas 1984). Nemrégiben Batáry *et al.* (2009) és Körösi *et al.* (2012) kimutatták, hogy az együttesen előforduló populációkban a két faj mikro-élőhely használatát tekintve vannak különbségek. A *M. nausithous* elsősorban az erdős szegélyeket részesíti előnyben, míg a *M. teleius* nagy denzitásban fordul elő a rétek belső, kevésbé árnyékolt részein, illetve a nyílt gyepekben is (4. ábra az online függelékben [OF]). Ennek az eltérő mikro-élőhely választásnak feltételezésünk szerint az a magyarázata, hogy a két faj hangyagazdáinak térbeli előfordulása különböző lehet. A *M. nausithous* elsődleges hangyagazdája Európa nagy részén a *Myrmica rubra* (Als *et al.* 2004, Witek *et al.* 2008), hernyója hazánkban mind eddig kizárólag *M. rubra* fészkekből került elő (Tartally 2009). Más *Myrmica* fajokhoz képest a *M. rubra* nedvesebb és hűvösebb mikrohabitatokat foglal el, melyek gyakran a rétek szegélyeiben találhatóak, és itt szuperkolóniákat is alkothat (Elmes *et al.* 1998, Csósz 1999, Dauber & Wolters 2004). Ezzel szemben a *M. teleius* sokkal kevésbé gazdaspecifikus (Witek *et al.* 2008), Magyarországon főleg *M. scabrinodis* és *M. rubra* fészkekből került eddig elő, de további négy gazdafaja is ismert (Tartally & Varga 2008; Tartally 2009). Az általunk vizsgált hidegségi élőhelyen csak *M. rubra* fészkekben találták meg, mivel kizárólag *M. rubra* fészkekben keresték (Tartally 2009). Ezek alapján azt feltételezzük, hogy a *M. teleius* könnyebben találhat hangyagazdát olyan mikro-élőhelyeken, ahol a *Myrmica* közösséget több faj alkotja, mint a *M. nausithous*, amely számára a *M. rubra* által dominált mikro-élőhelyek a legmegfelelőbbek.

A két *Maculea* faj élőhelyhasználatáról már több tanulmány látott napvilágot, ám ezek vagy tájleptéken zajlott, durva felbontású vizsgálatok voltak (Anton *et al.* 2008, Batáry *et al.* 2009, Dierks & Fischer 2009), vagy figyelmen kívül hagyták a gazda hangyák térbeli eloszlását (Körösi *et al.* 2012). Jelen vizsgálatban – mely egy hosszabb (2002–2014) jelölés-visszafogás sorozat utolsó három évét öleli fel – azt próbáltuk kideríteni, hogy a két *Maculea* faj imágóinak eloszlását a (po-

tenciális) gazda hangyák térbeli eloszlása befolyásolja-e. Emellett megvizsgáltuk, hogy van-e különbség a két *Maculinea* faj demográfiájában az utolsó három év adatai alapján.

Módszerek

Mintavételi terület

A két vizsgált faj Nyugat-Magyarország számos élőhelyén együtt fordul elő (Ábrahám 2012). Mintavételezéseinket a Nyugat-Dunántúli régióban, a Győr-Moson-Sopron megye nyugati részén elhelyezkedő Hidegség község határánál lévő láp-
réten ($47^{\circ} 37.472'$, $16^{\circ} 44.877'$) végeztük.

Lepkék mintavételezése

Munkánk során a területen egy részletes jelölés-visszafogásos vizsgálatot (Mark-Release-Recapture: MRR vagy Capture-Recapture: CRC) végeztünk a lepkéken. Ennek során a mintavételi területet körbejárva igyekeztünk minden egyedet lepkéhálóval megfogni. A lepkéket vékonyhegyű alkoholos filctoll használatával egyedi azonosítóval láttuk el a hátsó szárnyak fonákán.

Mintavételt 2012-ben 8 napon (júl. 22. – aug. 1.), 2013-ban 30 napon (júl. 22. – aug. 31.), 2014-ben pedig 15 napon (júl. 17. – aug. 18.) végeztünk. Minden egyes fogásnál feljegyeztük a dátumot, az időpontot, a példányok ivarát és becsült életkorát, továbbá 2013-ban GPS segítségével meghatároztuk a befogások pontos pozícióját, más években papír térképen rögzítettük a fogási eseményeket.

Hangyák vizsgálata

A hangyák mintavételezését 2013. júliusában és augusztusában 3–3 napon át végeztük. Összesen 24 kvadrátot jelöltünk ki úgy, hogy a lepkék 2003–2009. évi térbeli eloszlását ábrázoló, jelölés-visszafogás adatokból elkészített térképek alapján, megközelítőleg fele-fele arányban helyezkedjenek el a *Maculinea nausithous* által preferált és kevésbé preferált részekben (lásd Adatelemzés). Kvadrátonként kilenc (3×3) darab 8 cm átmérőjű, csalival (olajos hal és méz keveréke) ellátott műanyag lapot helyeztünk a talajra egymástól 3 méteres távolságban. Ezt követően 20–30 percen át figyeltük az ott megjelenő hangyákat, majd a későbbi, laboratóriumban történő meghatározás céljából néhány példányt begyűjtöttünk és alkoholban eltároltunk. A hangyák mintavételezését követően minden alkalommal elvégeztük a kvadrátok területén lévő vérű virágfejek számlálását, illetve GPS készülék segítségével meghatároztuk a kvadrátok középpontjának koordinátáit.

Adatelemzés

A jelölés-visszafogás adatokra először Cormack-Jolly-Seber modellt illesztettünk, mellyel a látszólagos túlélési rátát (ϕ) és a visszafogási valószínűséget becsültük. A ϕ értéke megmutatja, hogy adott mintavételi alkalomkor a populációban tartózkodó egyed mekkora valószínűséggel lesz a következő mintavételkor is a populációban. A visszafogási valószínűség (p) értéke pedig azt adja meg, hogy adott mintavételi alkalomkor a populációban lévő jelölt egyed mekkora valószínűséggel kerül bele a mintába (White & Burnham 1999).

A MARK programban alapmodellként a $\phi(g^*t)p(g^*t)$ modellt használtuk, ebben az esetben a túlélési ráta és a visszafogási valószínűség is időfüggő (t), és ivarokra nézve eltérő (g). Az alapmodell illeszkedését az adatokhoz bootstrap GOF („goodness of fit”) tesztekkel vizsgáltuk. A paraméterek időtől és ivartól való függésének kombinálásával különböző modelleket alkottunk, s ezek között AICc értéken alapuló modell-szelekciót hajtottunk végre, majd a legjobb modell becsléseit fogadtuk el.

A populációk egyedszámának becslése Jolly-Seber modellel történt, a modell-szelekció a fentiekhez hasonlóan zajlott. Megbecsültük az ún. szuperpopuláció egyedszámát, valamint a bruttó populációméretet. A szuperpopuláció azon egyedek összessége, akik a mintavétel időtartama alatt legalább egy mintavétel alkalmával a populációban voltak, míg a bruttó populációméret a teljes mintavételi időszak alatt a populációban tartózkodó egyedek számát jelenti.

A hangyafajok és a lepkék térbeli eloszlását kétféle módon elemeztük. Először összefüggést kerestünk a hangyakvadrátok körül 10 méteres körzetben 2013-ban fogott lepkék egyedszáma és a kvadrátban talált potenciális hangyagazdák gyakorisága között (hány csalétken fordult elő az adott hangyafaj) (1. ábra az online függelékben [OF]). Mindkét *Maculinea* faj esetében teszteltük mind a *M. rubra*, mind a *M. scabrinodis* gyakoriságának hatását. Az elemzéshez általánosított lineáris modelleket (GLM) használtunk Poisson hibaeloszlással, magyarázó változóként a *Myrmica* gyakoriságokon kívül szerepelt még a vérfű virágfejek száma (gyök-tranzformáltan) és a vérfű mennyiség \times *Myrmica* gyakoriság interakciója. AICc alapú modellszelekció után a legjobb modell eredményeit fogadtuk el. Ezt követően a hangyakvadrátokat két csoportra osztottuk aszerint, hogy a 2003–2009 közötti időszakban és 2013-ban (összesen 8 évben) történt jelölés-visszafogások alapján a kvadrátok a *M. nausithous* által kedvelt mikroélőhelyekre estek-e (15 kvadrát), vagy sem (9 kvadrát). A *M. nausithous* által kedvelt mikroélőhelynek tekintettük azokat a területeket, ahol a vizsgált évek min. 75%-ában előfordult a faj. A hangyakvadrátok e két csoportjában a *M. rubra* gyakoriságát Kruskal-Wallis teszt segítségével hasonlítottuk össze. Az elemzésekhez az R 3.1.0 statisztikai szoftvert (R Core Team 2014) és a ‘MuMIn’ csomagot (Barton 2014) használtuk.

Eredmények

Populációdinamikai paraméterek

A *M. nausithous* túlélési rátái nem mutattak nagy eltérést a három vizsgálati évben, viszont a *M. teleius* esetében 2014-ben valamivel nagyobb volt a különbség a két ivar között, mint 2013-ban. Azoknál az adatsoroknál, ahol a túlélési ráta különbözött a nemek között, mindig a nőstények túlélése volt magasabb (1. táblázat). A 2012-es adatsor alapján a két ivar túlélése megegyezett, ám itt időbeli mintázatot találtunk a túlélésben. Az egyedszámbebecsléseknél figyelembe kell venni, hogy a három vizsgálati évben a mintavétellel lefedett időszak eltérő hosszúságú volt (2012: 11, 2013: 41, 2014: 33 nap). Ezek alapján a populációk mérete hasonlóknak tekinthető 2012-ben és 2013-ban, 2014-ben azonban jelentősen kisebb volt mindkét faj esetében. A *M. teleius* egyedszáma minden évben jóval meghaladta a *M. nausithous* egyedszámát (2. táblázat, 2-3. ábra az online függelékben [OF]).

1. táblázat. A legjobb CJS modellek paraméter becslései. CI: konfidencia intervallum, *1,2: időfüggő modellek.

Év	Faj	Model	Becsült (ϕ)		95% CI alsó és felső határa		Becsült (p)		95% CI alsó és felső határa	
			hím	nőstény	hím	nőstény	hím	nőstény	hím	nőstény
2012	<i>Maculinea nausithous</i>	Phi(.) p(.)	0.52		0.35-		0.52		0.22-	
					0.68				0.80	
	<i>Maculinea teleius</i>	Phi(t) p(.)	idő- függő				0.35		0.28-	
2013	<i>Maculinea nausithous</i>	Phi(g) p(g)	0.47	0.64	0.37-	0.54-	0.49	0.25	0.32-	0.15-
					0.57	0.74			0.66	0.38
	<i>Maculinea teleius</i>	Phi(g) p(t)	0.63	0.70	0.59-	0.66-	idő- függő			
2014	<i>Maculinea nausithous</i>	Phi(.) p(.)	0.59		0.35-		0.28		0.06-	
					0.79				0.72	
	<i>Maculinea teleius</i>	Phi(g) p(.)	0,62	0.74	0.52-	0.67-	0.29		0.21-	
					0.71	0.80			0.38	

A hangyák és a lepkék térbeli előfordulása

Összesen 528 hangya egyedét sikerült meghatározni a 24 kvadrátból. A csalikon 10 hangyafaj jelent meg, ebből a *Myrmica rubra* (195 pld.) és a *M. scabrinodis*-t (171 pld.) volt a legdominánsabb. A többi *Myrmica* faj közül a *M. sabuleti*-t (57 pld.) és a *M. schenki*-t (19 pld.) sikerült kimutatnunk (1. táblázat az online függelékben [OF]). Azokban a kvadrátokban, amelyek 10 m-es körzetén belül

fogtunk *M. nausithous*-t (13 kvadrát), összesen öt hangyafajt mutattunk ki, míg a *M. nausithous* által nem preferált 11 kvadrátban 10 hangyafaj került elő.

2. táblázat. A legjobb Jolly-Seber modellek becslései (N: szuperpopuláció, N gross: bruttó populáció mérete)

Év	Faj	Modell	N		95% CI alsó és felső határa		N gross		95% CI alsó és felső határa	
			hím	nős-tény	hím	nős-tény	hím	nős-tény	hím	nős-tény
2012	<i>Maculinea nausithous</i>	Phi(.)p(.) pent(t)N(.)	69		59-125		126	84	92-172	53-135
	<i>Maculinea teleius</i>	Phi(t)p(g*t) pent(t)N(g)	421	230	372-490	197-278	502	287	432-582	237-346
2013	<i>Maculinea nausithous</i>	Phi(g)p(g) pent(g*t)N(.)	184		158-225	141-224	277	214	229-336	172-266
	<i>Maculinea teleius</i>	Phi(g)p(t) pent(g*t)N(.)	884		796-997		1147	1050	1012-1299	938-1174
2014	<i>Maculinea nausithous</i>	Phi(g)p(g) pent(t)N(g)	23	125	55-357		56	128	37-86	47-347
	<i>Maculinea teleius</i>	Phi(g)p(.) pent(g*t)N(.)	227		186-289		379	399	297-484	326-488

3. táblázat. A hangykvadrátok 10 m-es körzetében fogott lepkék egyedszámára illesztett legjobb modellek eredményei.

	Magyarázó változó	Becslés (\pm SE)	p-érték
<i>M. nausithous</i>	vérfű virágfejek száma	0.03 (0.035)	0,426
	<i>M. rubra</i> gyakoriság	0.16 (0.07)	0,031
	<i>M. scabrinodis</i> gyakoriság	-0.34 (0.20)	0,097
	vérfű \times <i>M. scabrinodis</i> interakció	0.06 (0.02)	0,011
<i>M. teleius</i>	vérfű virágfejek száma	0.005 (0.03)	0,854
	<i>M. rubra</i> gyakoriság	-0.12 (0.07)	0,099
	<i>M. scabrinodis</i> gyakoriság	0.012 (0.096)	0,897
	vérfű \times <i>M. rubra</i> interakció	0.030 (0.007)	<<0.001
	vérfű \times <i>M. scabrinodis</i> interakció	0.024 (0.012)	0,038

A hangyakovadrátok 10 m-es körzetén belül fogott *M. nausithous* egyedszámára szignifikáns pozitív hatással volt a *M. rubra* gyakorisága, a *M. scabrinodis* gyakoriságának negatív hatása közel szignifikáns volt. A vérfű mennyiségének önmagában nem volt szignifikáns hatása, de a *M. scabrinodis* gyakoriságával való interakciója szignifikáns pozitív volt, vagyis a két változó egymás hatását erősíti (3. táblázat). Ezzel szemben a *M. teleius* egyedszámára csak a vérfű mennyisége és a két hangyafaj gyakorisága közötti interakciók voltak szignifikáns pozitív hatással, a *M. rubra* gyakoriságának negatív hatása közel szignifikáns volt. Ez azt jelenti, hogy alacsony vérfű denzitás esetén a két hangyafaj gyakorisága csak gyengén hat a *M. teleius* egyedszámára, viszont magas vérfű denzitás esetén a pozitív hatásuk felerősödik (3. táblázat). A hangyakovadrátok 10 m-es körzetén belül fogott *M. nausithous* és *M. teleius* egyedek száma között nem találtunk szignifikáns korrelációt ($r = 0,333$, $p = 0,116$).

Azokban a kvadrátokban, amelyek a 2003–2009 és 2013-as adatok alapján a *M. nausithous* által preferált részeken helyezkedtek el, szignifikánsan magasabb volt a *M. rubra* gyakorisága, mint a *M. nausithous* által nem kedvelt kvadrátokban (Kruskal-Wallis teszt $\chi^2 = 7,1$; $p = 0,008$).

Értékelés

A két faj túlélési rátája között csupán 2013-ban találtunk különbséget, akkor a *M. teleius* túlélése volt magasabb. Az ivarok között gyakrabban találtunk különbséget és mindig a nőstények túlélése volt magasabb. A különbségnek sokféle oka lehet, ugyanis a CJS modell által becsült túlélés ún. látszólagos túlélés, hiszen az elvándorlást és az elhalálozást nem lehet szétválasztani, tehát a magasabb ϕ értékek alacsonyabb mortalitásra és/vagy alacsonyabb elvándorlásra is utalhatnak. A visszafogási valószínűség jórészt a lepkék detektálhatóságára utal, ebben a fajok között és a fajokon belül az évek, ill. ivarok között is találtunk jelentős különbségeket, aminek az oka nem teljesen világos.

A két vizsgált faj egyedszáma jelentős fluktuációt mutatott az évek között, ám ennek mértéke nem haladta meg az Európa más részein vizsgált *Maculinea* populációknál kimutatott fluktuációt (Nowicki *et al.* 2009). 2012-ben mindkét lepkefaj esetében magasabb volt a hímek aránya. Ez annak köszönhető, hogy a mintavétel a rajzási időszak kezdetén történt, amikor a hímek lényegesen magasabb egyedszámban jelennek meg, mint a nőstények (protandria). A 2012-es egyedszámbecslések is csupán a rajzás kezdeti időszakára vonatkoznak, tehát vélhetően a teljes populációméret 2012-ben és 2013-ban nem tért el jelentősen. 2014-ben viszont a korábbi évekhez képest mindkét faj jóval alacsonyabb egyed-

számban jelent meg (2. táblázat). Ennek feltehetően a rajzási időszak alatt jellemző túlzott vízborítás volt az oka, ami hozzájárulhatott a hangyakoloníák gyengüléséhez. A *M. teleius* populáció mérete mindhárom vizsgálati évben kb. négyszerese volt a *M. nausithous* populációnak. A korábbi évek adataiból még nem készültek pontos becslések, de a fogott egyedszámok alapján gyanítható, hogy ez a különbség a két faj populációmérete között hosszabb távon is igen stabil. Figyelembe véve a kompetitív kizárás elvét és azt a ténytet, hogy a *Maculinea* lepkék legfontosabb forrását a gazda hangyák jelentik (Hochberg *et al.* 1992), eredményeink alapján feltételezhető, hogy a *M. teleius* a vizsgált területen vagy több *Myrmica* fajt használ gazdaként, mint a *M. nausithous*, vagy az élőhely nagyobb részén képes kiaknázni ugyanazokat a gazda hangyákat, mint a *M. nausithous*.

A hangyák és lepkék térbeli eloszlására vonatkozó eredményeink arra engednek következtetni, hogy a *M. nausithous* és a *M. teleius* mikro-élőhely választását eltérő tényezők befolyásolják, ami alátámasztja néhány korábbi vizsgálat megállapításait (Batáry *et al.* 2009, Körösi *et al.* 2012). Egyrészt a két faj hangyadváratok körüli egyedszáma között nem volt korreláció. Másrészt a *M. nausithous* egyedszámát egyértelműen pozitívan befolyásolta a *M. rubra* gyakorisága, a vérfű mennyiségétől függetlenül. Ezzel szemben a *M. teleius* egyedszámára a hangyafajok gyakorisága a vérfű denzitástól függően fejtett ki pozitív hatást. Ez azt jelenti, hogy alacsony tápnövény denzitás esetén a *M. rubra* gyakorisága pozitívan hat a *M. nausithous*-ra, viszont egyik potenciális gazda hangya gyakorisága sem hat a *M. teleius*-ra. A vérfű mennyisége önmagában nem, csak a hangyák gyakoriságán keresztül hatott pozitívan a két lepkefaj egyedszámára. Eredményeink összhangban vannak Dierks & Fischer (2009) tájleptékű vizsgálatának megállapításaival, melyek szerint a *M. rubra* abundanciája pozitívan korrelált a *M. nausithous* egyedszámával és a vérfű mennyisége erősebben hatott a *M. teleius* egyedszámára. Azonban a két lepkefaj élőhely-használatának vizsgálatában mindenképpen újdonságnak számít, hogy a vérfű mennyisége és a potenciális gazda hangyák gyakorisága közötti pozitív interakciót kimutattuk (vö. Thomas 1984, Batáry *et al.* 2007).

Sem a jelenlegi, sem korábbi vizsgálatok nem találtak összefüggést az élőhely kezelése és a *Myrmica* hangyák gyakorisága között (Körösi *et al.* 2014). Körösi *et al.* (2014) azt is kimutatta, hogy a vérfüves kaszálórétiek *Myrmica* fajösszetétele több éven keresztül igen stabil maradhat. Másrésztől viszont a lepkék eloszlása évről-évre változik (2003–2009-es adatsorok alapján), például 2013-ban a *M. nausithous* teljesen hiányzott két olyan hangyadvárát közeléből, ahol a korábbi években mindig előfordult és ahol a *M. rubra* gyakorisága nagyon magas volt. Ezek alapján úgy gondoljuk, hogy a továbbiakban a lepkék több éves mintavé-

telen alapuló eloszlását lenne célszerű összevetni a hangyák 2013-ban tapasztalt előfordulásával.

Bár vizsgálatunkban nem teszteltük közvetlenül az élőhelykezelés hatását, eredményeink több szempontból is hozzájárulhatnak a két *Maculinea* faj gyakorlati védelméhez. Egyrészt világosan látszik, hogy a vérfű denzitása csak akkor hat pozitívan a hangyaboglárkák egyedszámára, ha a gazda hangyafajok megfelelő gyakorisággal vannak jelen. Másrészt a két vizsgált hangyaboglárka faj eltérő mikro-élőhely választása indokoltá teszi, hogy az élőhelykezelés során törekedjünk változatos mikroélőhelyek kialakítására és fenntartására (lásd még Körösi *et al.* 2014). Ezért megerősítjük Tartally (2009) és Ambrus és Csepregi-Rimóczi (2012) véleményét, mely szerint a nyugat-magyarországi *M. nausithous* populációk sikeres védelme érdekében mozaikosan meg kell hagyni a cserjés részeket és/vagy természetes bozótos erdőszegélyeket a *S. officinalis* termőhelyek mentén, tekintettel a *Myrmica rubra* ökológiai igényeire. A *M. rubra* ugyanis a növényzettel sűrűn benőtt, több szintes borítottságú gyepterületeket kedveli, ezek pedig tipikusan olyan helyeken alakulnak ki, ahol nincs rendszeres kaszálás és a későn felvirágzó vérfű nem tud nagyobb dominanciára jutni, inkább fűfélék, kékperje, gyepes sédbúza alkot társulást, olykor zsombékolva (Ambrus 2012).

Köszönetnyilvánítás – A terepmunkában nyújtott segítségért köszönettel tartozunk Kugler Péternek és Motajcsek Évának.

Irodalomjegyzék

- Ábrahám, L. (2012): *Nappali lepke atlasz, Őrség–Goričko*. – Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, Óriszentpéter.
- Als, T. D., Vila, R., Kandul, N. P., Nash, D. R., Yen, S. H., Hsu, Y. F., Mignault, A. A., Boomsma, J. J. & Pierce, N. E. (2004): The evolution of alternative parasitic life histories in large blue butterflies. – *Nature* **432**: 386–390.
- Ambrus, A. (2012): Rovarvilág – Lepkék. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród, pp. 4–8.
- Ambrus, A. & Csepregi-Rimóczi, Á. (2012): Jelölés-visszafogásos vizsgálatok lepkepopulációkon (Hidegség, *Maculinea teleius* és *Maculinea nausithous* kevert népesség). – *Székiáltó* **15**: 60–62.
- Anton, C., Musche, M., Hula, V. & Settele, J. (2008): *Myrmica* host-ants limit the density of the ant-predatory large blue *Maculinea nausithous*. – *J. Insect Conserv.* **12**: 511–517.
- Barton, K. (2014): MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.10.5. <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Batáry, P., Körösi, Á., Örvössy, N., Kövér, Sz. & Peregovits, L. (2009): Species-specific distribution of two sympatric *Maculinea* butterflies across different meadow edges. – *J. Insect Conserv.* **13**: 223–230.
- Batáry, P., Örvössy, N., Körösi, Á., Vályi-Nagy, M. & Peregovits, L. (2007): Microhabitat preferences of *Maculinea teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae) in a mosaic landscape. – *Eur. J. Entomol.* **104**: 731–736.

- Csösz, S. (1999): *A Myrmica genus (Hymenoptera: Formicidae) hazai és várható fajainak határozója*. – MSc dissertation. University of Debrecen, Hungary.
- Dauber, J. & Wolters, V. (2004): Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. – *Biodiv. Conserv.* **13**: 901–915.
- Dierks, A. & Fischer, K. (2009): Habitat requirements and niche selection of *Maculinea nausithous* and *M. teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae) within a large sympatric metapopulation. – *Biodiv. Conserv.* **18**: 3663–3676.
- Elmes, G. W., Thomas, J. A., Wardlaw, J. C., Hochberg, M. E., Clarke, R. T. & Simcox D. J. (1998): The ecology of *Myrmica* ants in relation to the conservation of *Maculinea* butterflies. – *J. Insect Conserv.* **2**: 67–78.
- Hochberg, M.E., Thomas, J.A. & Elmes, G.W. (1992): A modelling study of the population dynamics of a large blue butterfly, *Maculinea rebeli*, a parasite of red ant nests. – *J. Anim. Ecol.* **61**: 397–409.
- Körösi, Á., Örvössy, N., Batáry P., Harnos, A. & Peregovits L. (2012): Different habitat selection by two sympatric *Maculinea* butterflies at small spatial scale. – *Insect Conserv. Divers.* **5**: 118–126.
- Körösi, Á., Szentirmai, I., Batáry, P., Kövér, S., Örvössy, N. & Peregovits, L. (2014): Effects of timing and frequency of mowing on the threatened scarce large blue butterfly – A fine-scale experiment. – *Agr. Ecosys. Env.* **196**: 24–33.
- Nowicki, P., Bonelli, S., Barbero, F. & Balletto, E. (2009): Relative importance of density-dependent regulation and environmental stochasticity for butterfly population dynamics. – *Oecologia* **161**: 227–239.
- R Core Team (2014): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Settele, J., Kühn, E. & Thomas, J. A. (2005): *Studies on the ecology and conservation of butterflies in Europe. Vol. 2: Species ecology along a European gradient: Maculinea butterflies as a model*. – Pensoft, Sofia.
- Skórka, P., Settele, J. & Woyciechowski, M. (2007): Effects of management cessation on grassland butterflies in southern Poland. – *Agr. Ecosys. Env.* **121**: 319–324.
- Spitzer, L., Benes, J., Dandova, J., Jaskova, V. & Konvicka, M. (2009): The large blue butterfly, *Phengaris [Maculinea] arion*, as a conservation umbrella on a landscape scale: the case of the Czech Carpathians. – *Ecol. Indicators* **9**: 1056–1063.
- Tartally, A. (2009): A *Maculinea* boglárkalepkék Kárpát-medencéből ismert hangyagazdái, parazitolidjai és a hangyagazdák egyéb szociálpazazitái. – *Term. Közlem.* **15**: 23–34.
- Thomas, J. A. (1980): Why did the large blue become extinct in Britain? – *Oryx* **15**(3): 243–247.
- Thomas, J. A. (1984): The behaviour and habitat requirements of *Maculinea nausithous* (the Dusky Large Blue butterfly) and *Maculinea teleius* (the Scarce Large Blue) in France. – *Biol. Conserv.* **28**: 325–347.
- Van Swaay, C. A. M., Collins, S., Dušej, G., Maes, D., Munguira, M. L., Rákossy, L., Ryrholm, N., Šašić, M., Settele, J., Thomas, J. A., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. & Wynhoff, I. (2012): Dos and don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union. – *Nat. Conserv.* **1**: 73–153.
- White, G. C. & Burnham, K. P. (1999): Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. – *Bird Study* **46**(S1): S120–S139.
- Witek, M., Sliwiska, E. B., Skórka, P., Nowicki, P., Wantuch, M., Vrabec, V., Settele, J. & Woyciechowski, M. (2008) Host ant specificity of large blue butterflies *Phengaris (Maculinea)* (Lepidoptera: Lycaenidae) inhabiting humid grasslands in East-central Europe. – *Eur. J. Entomol.* **105**: 871–877.

Wynhoff, I. (1998) Lessons from the reintroduction of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* in the Netherlands. – *J. Insect Conserv.* **2**: 47–57.

Függelék

A cikkhez tartozó Online Függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1. táblázat: Az egyes hangyafajok gyakorisága a kvadrátokban

Függelék 1. ábra: A mintavételi terület (Hidegség)

Függelék 2-3. ábra: *M. nausithous* és *M. teleius* egyedszámok

Függelék 4. ábra: A két vizsgált faj és az általuk preferált élőhelyek

Different demography and habitat use in sympatric populations of *Maculinea teleius* and *Maculinea nausithous*

Adrienn Patalenszki¹, Ádám Körösi², András Ambrus³,
Sándor Csósz² and Ágnes Szindekovics⁴

¹*University of Debrecen, Faculty of Agricultural and Food Sciences
and Environmental Management,*

H-4032 Debrecen, Böszörményi u. 138, Hungary

²*MTA–ELTE–MTM Ecology Research Group,
H-1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/C, Hungary*

³*Fertő-Hanság National Park Directorate,
H-9435 Sarród, Rév-Kócsagvár, Hungary*

⁴*University of Pannonia, Georgikon Faculty,
H-8360 Keszthely, Deák Ferenc u. 16, Hungary*

e-mail: adrienn.patalenszki@gmail.com

Maculinea butterflies are among the most threatened and intensively studied insects in Europe. We investigated habitat use and demography in sympatric populations of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* for three years (2012–2014) in a wet meadow at Hidegség. The two species have similar ecological requirements, but their within-site microdistribution is often different, which is supposedly due to the different microhabitat preferences and distribution of their putative host ants. We aimed to test this hypothesis and to reveal demographic characteristics of the populations. Positive correlation was found between the number of *M. nausithous* butterflies and the frequency of its putative primary host *Myrmica rubra*. Frequency of potential host ants had a positive effect on *M. teleius* at only high host plant density. Demographic parameters showed some differences between species, but also between years and sexes. Population size of *M. teleius* was ~four times higher than that of *M. nausithous* and size of both populations fluctuated between years.

Keywords: microhabitat use, MRR, *Myrmica*, *Phengaris*, spatial distribution, sympatric population

A Pannon Magbank program (2010–2014) maggyűjtési, tárolási, előzetes életképesség vizsgálati eredményei és módszerei

Peti Erzsébet¹, Málnási Csizmadia Gábor¹, Oláh Imre¹,
Schellenberger Judit¹, Török Katalin², Halász Krisztián²
és Baktay Borbála¹

¹Növényi Diverzitás Központ,
2766 Tápíószele, Külsőmező 15.

²MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány utca 2-4.

e-mail: schellenberger.jx@gmail.com

Összefoglaló: A 2010-2014 között megvalósuló Pannon Magbank program a Pannon Biogeográfiai Régió őshonos, vadon élő magvas növényeinek *ex situ*, magbankban történő hosszú távú megőrzését szolgálja. A program megvalósítása érdekében 2014. december 31-ig a következő célkitűzéseket tettük: (1) a hazai flóra legalább 800, magbanki tárolásra alkalmas (ortodox), őshonos, vadon élő fajának begyűjtése és hűtött magbanki tárolása, (2) a tárolásra szánt magtétel életképességének vizsgálata, (3) a rövid távú tárolás életképességre gyakorolt hatásának tesztelése egy reintrodukciós kísérlet keretében. Jelen munkában az (1) – (2) célkitűzéseket tárgyaljuk. A projekt keretében összesen 910 növényfaj 1853 tétel került begyűjtésre és tárolásra. Ezek magukba foglalják 204 védett növényfaj 364 tételét, valamint 45 fokozottan védett növényfaj 76 tételét. A tételek tárolása a génbanki szabványoknak megfelelően 0 °C-on működtetett aktív, illetve -20 °C-on üzemeltetett bázis tárolókban valósul meg. A csíráztatási kísérletek adatokat szolgáltatottak néhány növényfaj csíráztatási módszerének hazai ökológiai viszonyokra történő alkalmazhatóságáról.

Kulcsszavak: Növényi Diverzitás Központ, Ökológiai és Botanikai Intézet, Aggteleki Nemzeti Park, Pannon Magbank, génbank, *ex situ* megőrzés, maggyűjtés, csíráztatás

Bevezetés

A biodiverzitás megőrzése korunk egyik kiemelten fontos feladata. A mag, mint kitartó és terjesztőképlet alkalmas a növényi genetikai erőforrások *ex situ* (természetes élőhelyen kívüli) konzervációjára. A mag alakban történő megőrzés napjainkban elsősorban génbankokban (magbankokban) valósul meg (Smith *et al.* 2003, Lima *et al.* 2014, Groot *et al.* 2015).

Az egyes fajok magvainak genetikailag meghatározott életidőtartama eltérő. Bizonyos fajok magvai több évig, vagy akár 100 évig is életképesek a természetben (perzisztensek), míg más fajoké legfeljebb egy évig (tranzisensek) (Csontos

2001, Thompson 1993). Speciális génbanki tárolási technikák alkalmazásával azonban az élettartam megsokszorozható. Leghatékonyabb módszer erre a szárított (3,5–6,5 % nedvesség-tartalmú) magvak alacsony hőmérsékleten ($< 0\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on, leggyakrabban $-18 \pm 3\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on, vagy folyékony nitrogénben akár $-196\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on) való tárolása (Smith *et al.* 2003, Agacka *et al.* 2014, Halmagyi & Pinker 2014, Lima *et al.* 2014). A módszer a mérsékelt övi klíma fajainak többsége esetében hatékony (Agacka *et al.* 2014). Alkalmazhatósága alapvetően a szárítással és fagyasztással szembeni tolerancia függvénye, amely nincs bizonyított összefüggésben a természetes perzisztenciával (Walters *et al.* 2005). Alkalmask ilyen módon a hosszú távú megőrzésre az ún. ortodox tárolási viselkedésű fajok, míg a rekalcitráns és az intermedier fajok nem (Hong & Ellis 1996, Lima *et al.* 2014).

Tekintettel arra, hogy a magvak genetikailag meghatározott élettartamuk függvényében természetes körülmények között is túlélnek hosszabb-rövidebb ideig, adott a kérdés, miért van szükség *ex situ* génbanki megőrzésükre. Számos kutatás foglalkozik a különböző élőhely-típusok természetes talaj magkészletével és annak regenerációban betöltött szerepével. Hazánkban ilyen vizsgálatok történtek többek között dolomit sziklagyepeken (Csontos *et al.* 1996, Csontos 2007), homoki gyepeken és parlagokon (Halassy 2001; Matus *et al.* 2003, 2005; Török *et al.* 2009), szikes gyepeken (Valkó *et al.* 2014), löszgyepeken (Tóth & Hüse 2014), hegyi kaszálóréteken (lápréteken) (Valkó *et al.* 2009, 2011), vetett gyepeken (Török *et al.* 2012), cseres-tölgyesekben (Koncz *et al.* 2010) vágásterületeken és tisztásokon (Csiszár 2004), illetve ültetett feketefenyvesekben (Cseresnyés & Csontos 2012). Ezek a vizsgálatok összhangban a külföldi kutatások eredményeivel (Thompson & Grime 1979, Thompson 1992, Thompson *et al.* 1997, Bekker *et al.* 1998, Bossuyt & Honnay 2008) rámutattak, hogy a talaj fajszerkevény magkészlete zömében korai szukcessziós állapotokra jellemző fajokból áll, a természetes fajok (köztük a vegetáció domináns fűfajai és a védett kétszikűek) pedig hiányoznak vagy csak csekély denzitású tranziens magkészlettel rendelkeznek. Így az esetek többségében a magkészletből nem számíthatunk az élőhelyek zavarást követő spontán regenerációjára. Ez indokolja az *ex situ* magbankok kialakítását a természetes flóra fajainak megőrzésére.

A közelmúltban számos ország létesített nemzeti génbankokat a természetes flórájának *ex situ* megőrzésére (Smith *et al.* 2003, Csontos *et al.* 2006, Lima *et al.* 2014). Hazánkban erre a célra hoztuk létre a Pannon Magbank (PMB) LIFE+ projektet (2010–2014), amely a Növényi Diverzitás Központ (NöDiK) koordinálásával, valamint az MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézetének (ÖK ÖBI) és az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóságának (ANPI) a közreműködésével valósult meg. A projekt a Pannon Biogeográfiai Régió ös-

honos, vadon élő magvas növényeinek *ex situ*, magbankban történő hosszú távú megőrzését szolgálja.

A program megvalósítása érdekében 2014. december 31-ig a következő célkitűzéseket tettük: (1) a hazai flóra legalább 800, magbanki tárolásra alkalmas (ortodox), őshonos, vadon élő fajának begyűjtése és hűtött magbanki tárolása, (2) a tárolásra szánt magtétel életképességének vizsgálata, (3) a rövid távú tárolás életképességre gyakorolt hatásának tesztelése egy reintrodukciós kísérlet keretében. A célkitűzések megvalósításában a NöDiK feladatai a gyűjtött magminták taxonómiai ellenőrzése, génbanki tárolásra való előkészítése, laboratóriumi vizsgálata és hosszú távú megőrzése, valamint az információkezeléshez szükséges adatbázis kialakítása és működtetése volt. Az ÖBI elsősorban a maggyűjtés koordinálásáért, az aktív tároló duplikátumainak megőrzésért és a visszatelepítési kísérlet megvalósításáért volt felelős. Az ANPI fő feladata a bázis tároló duplikátumainak megőrzése volt. Jelen munkában az (1) – (2) célkitűzéseket tárgyaljuk.

Módszerek

A magyar flóra növényfajainak száma 2600 körüli (Király 2009). A PMB célfajai közé ezek közül azok a vadon élő, hazánkban őshonos magvas növények kerülhetnek be, amelyek feltételezhetően alkalmasak a hosszú távú génbanki tárolásra (ortodox viselkedésűek). A célfajok között – összhangban a European Native Seed Conservation Network (ENSCONET 2009a) által megőrzésre javasolt csoportokkal – helyet kaptak a védett, fokozottan védett fajok; az endemikus fajok; a különleges és ritka növénytársulások karakterfajai; az élőhelyek környezeti állapotát jelző indikátorfajok; a klímaváltozás által veszélyeztetett vizes élőhelyek fajai; a szárazságtűrő fajok; az erdei növénytársulások domináns fajai; a ritka és eltűnően lévő őshonos gyomfajok; valamint a gazdasági szempontból értékes kultúrnövény rokonfajok és gyógynövények. A célfajokat a projekt kezdetekor egy körülbelül 1600 fajt tartalmazó elektronikusan hozzáférhető fajlistában [1] rögzítettük. A fajlista összeállításához a tárolási viselkedés vonatkozásában a Royal Botanic Gardens Kew (RBG Kew) mag-adatbázisát [2], a természetvédelmi érték vonatkozásában a 13/2001. (V. 9.) KöM rendeletben foglalt védett fajok listáját, az egyéb attribútumok vonatkozásában pedig az Új Magyar Fűvészkönyvet (Király 2009) és a Flóra adatbázist (Horváth *et al.* 1995) alkalmaztuk. A fajnevek és az auktornevek az Új Magyar Fűvészkönyv (Király 2009) nomenklatúráját követik.

Maggyűjtés

A maggyűjtés a 2011–2014 közötti időszakban történt. A gyűjtést a NöDiK, az MTA ÖK ÖBI, a nemzeti park igazgatóságok, valamint egyéb intézmények botanikus szakemberei végezték. A vadon élő növényfajok magvainak gyűjtéséhez ajánlott metodikát, valamint a begyűjtött magtételek mennyiségi és minőségi kritériumait az ENSCONET (2009a) maggyűjtési kézikönyv felhasználásával készült Maggyűjtési Útmutató (Zsigmond 2011) tartalmazza. A növényfajok taxonómiai azonosítása az Új Magyar Fűvészkönyv (Király 2009) alapján történt.

A gyűjtés alapvető kritériuma volt, hogy a magminták a megmintázott populáció génállományát a lehető legteljesebb mértékben reprezentálják úgy, hogy a gyűjtés a populáció fennmaradását semmiképpen ne veszélyeztesse. A gyűjtés a teljes maghozam legfeljebb 20 %-át (védett taxonok esetében 10 %-át) érinthette (ENSCONET 2009a, Zsigmond 2011).

Szempontra volt, hogy a magminták az egyes fajok régióra jellemző genetikai diverzitását a lehető legteljesebb mértékben képviseljék. Az ENSCONET (2009a) és Zsigmond (2011) forrásmunkákban foglaltak szerint a taxonok geográfiai elterjedésén belül 5 különböző populáció megmintázása már reprezentatív eredményt adhat.

A hosszú távú génmegőrzésre alkalmas minták biztosítása érdekében fokozott figyelmet fordítottunk a jó minőségű (érett, egészséges), kellő magszámú minták begyűjtésére. Az elfogadható magmennyiséget az ENSCONET (2009a) alapján 5000 darab magban állapítottuk meg (Zsigmond 2011).

A gyűjtéseket pontosan dokumentáltuk az erre a célra megszerkesztett, elektronikusan letölthető gyűjtési adatlapokon [3]. Feljegyeztük a gyűjtés időpontját, helyét, a jellemző Á-NÉR élőhely-típust (Bölöni *et al.* 2011), a gyűjtés módszerét és a becsült magszámot. A gyűjtött fajokról fotódokumentációt készítettünk.

A magminták taxonómiai ellenőrzése és tisztítása

A gyűjtőktől beérkező előtisztított magminták meghatározók felhasználásával (Bojnansky & Fargasová 2007, Schermann 1966, [4]) taxonómiai ellenőrzésen estek át a NöDiK laboratóriumában. A minőségi (vizuálisan épnek tűnő) és mennyiségi szempontból megfelelő minták tovább kerülhettek a tisztításra. A mintákat feldolgozásig papírzacskókban, száraz helyen, szilika gél mellett tároltuk.

A tisztítás során Rao *et al.* (2006) és az ENSCONET (2009b) módszereit alkalmazva eltávolítottuk a magmintákból az idegen anyagokat, az egyéb növényi törmelékeket, a kártevőket, a fertőzött, sérült, éretlen és léha magokat. Így jó minőségű, csökkentett térfogatú minta kerülhetett tárolásra. A tisztítás kézi válogatás, szitások és pneumatikus magtisztító gép segítségével történt. A magminták a beérkezésüket követő legkésőbb 3 hónapon belül feldolgozásra kerültek.

Életképesség vizsgálat

A génbanki tárolásra szánt magtételek tárolás előtti életképességének vizsgálatát a vadon élő növényfajok esetében protokoll írja elő (ENSCONET 2009b) a mezőgazdasági növényfajok szabványához hasonlóan (FAO 2013, FAO/IPGRI 1994). Eredménye kiindulási alapot ad a későbbi életképesség ellenőrző vizsgálatokhoz.

A minták életképességének vizsgálatát csíráztatással végeztük el. A nagyméretű, nehezen csíráztható magvaknál trifenil-tetrazolium klorid (TTC) festést alkalmaztunk.

A csíráztatásos életképesség vizsgálat alapja a csírázás külső feltételeinek – víz, megfelelő hőmérséklet és bizonyos fajoknál a fény – biztosítása. A megfelelő módszer fajonként változik. Kiválasztásához az RBG Kew adatbázisát [2] vettük alapul, amely számos vad növényfajra megadja az ideális csíráztatási körülményeket (csíráztató közeg, hőmérséklet, időtartam, előkezelés, tápoldatok stb.). Figyelembe vettük a mezőgazdasági növényfajokra vonatkozó International Seed Testing Association szabványt (ISTA 2013), amely jól alkalmazható a kultúrnövény rokonfajokra. A csíráztatásokat szükség esetén több módszerrel is elvégeztük.

A csíráztatást Petri csészékben végeztük termosztátokban, vagy csíráztató „hangok” alatt Jacobsen asztalon. A csíráztatásokat a vad növényfajokra vonatkozó protokollnak (ENSCONET 2009b) megfelelően 2×50 db maggal végeztük el, veszélyeztetett fajok esetében 2×25 db maggal. A mezőgazdasági növényfajokra vonatkozó szabvány (FAO 2013, FAO/IPGRI 1994) által előírt 2×100 db mag csíráztatása a vad növényfajok esetében a limitált magszám és a természetvédelmi célok miatt nem ajánlott (ENSCONET 2009b). A kicsírázott és a csíráztatásra elhelyezett magvak hányadosa alapján csírázási százalékot számítottunk, a két ismétlés eredményét tételenként átlagoltuk.

Szárítás és tárolás

A magvak hosszú távú tárolása szempontjából a megfelelő magnedvesség-tartalom és a tárolási hőmérséklet meghatározó (Agacka *et al.* 2014, Lima *et al.* 2014). Ezek határértékeit és módszereit a vadon élő növényfajok vonatkozásában az ENSCONET (2009b) protokoll, a mezőgazdasági növényfajok vonatkozásában a FAO (2013) génbanki szabvány határozza meg, ezek lényegükben átfednek. A szárítás és tárolás során ezeket az előírásokat vettük figyelembe.

A tárolásra szánt magvak nedvesség-tartalmát az előírásoknak megfelelően 3–7 % közötti értékre csökkentettük. A szárítás 16 ± 1 °C hőmérsékletű és 15–20 % relatív páratartalmú szárítókamrában történt.

A leszártított magminták légmentesen zárt, 3 rétegű laminált tasakokban kerültek a tárolókba. A tárolás az előírásoknak megfelelően 0 °C-on üzemeltetett aktív

és -20 °C-on működtetett bázis tárolókban valósul meg. Az ortodox fajok számára a száraz, < 0 °C hőmérsékletű környezetben való tárolás alkalmas a hosszú távú megőrzésre, ilyen módon több évtizedig is eltárolhatók (Smith *et al.* 2003, ENSCONET 2009b, FAO 2013). A FAO (2013) génbank szabvány értelmében az aktív gyűjtemények magmintái közvetlenül kiadhatók a felhasználónak szaporításhoz, kutatáshoz, míg a bázis gyűjtemények mintái nem adhatók ki, céljuk a hosszú távú megőrzés. Az aktív tárolók Tápíószelén a NöDiK-ben és Vácrátóton az ÖBI-ben, a bázis tárolók a NöDiK-ben és az Aggteleki Nemzeti Parkban Bódvarákón kerültek kialakításra.

Az adatok feldolgozása

Az adatokat folyamatosan frissülő internetes adatbázisban kezeltük. A csíráztatási eredmények közlésénél az egyes fajokra reprezentatívnak tekinthető – legalább 3 különböző populációból származó minta egyazon csíráztatási módszerével kapott – csírázási eredmények bemutatására szorítkoztunk.

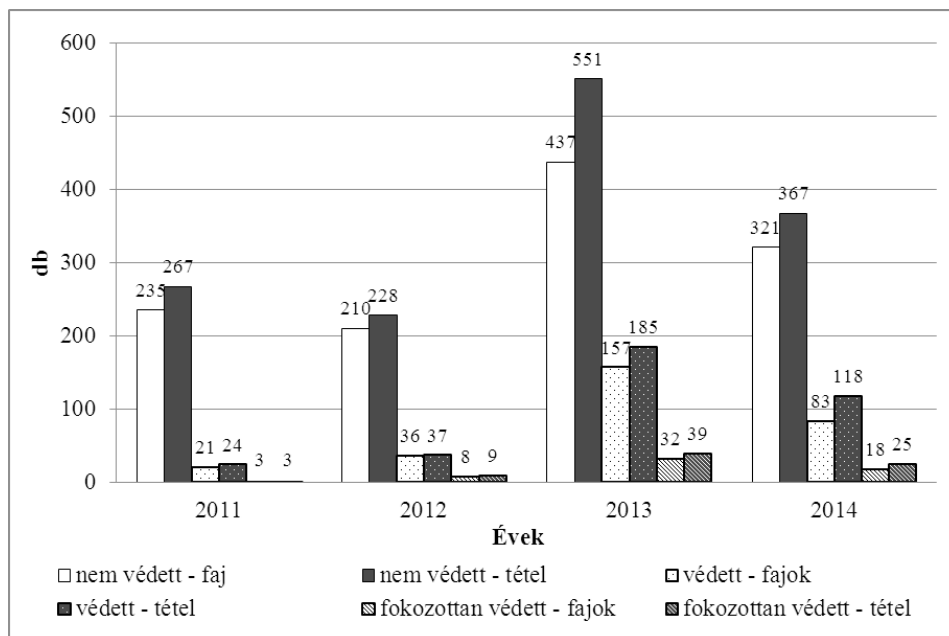
Eredmények

Maggyűjtés és tárolás

A tételek 16,6 %-át a NöDiK, 9 %-át az MTA ÖK ÖBI, 10,0 %-át a nemzeti park igazgatóságok dolgozói, 64,5 %-át egyéb botanikus szakemberek gyűjtötték be.

A projekt keretében összesen 910 faj 1853 tétele került begyűjtésre és tárolásra. Ezek magukba foglalják 204 hazai jogszabály által védett növényfaj 364 tételét, valamint 45 fokozottan védett növényfaj 76 tételét. A védett, fokozottan védett, illetve nem védett fajok és tételek számának évenkénti megoszlását az 1. ábra mutatja be.

A tételek és fajok számának megoszlását az egyes családok és nemzetségek között az 1. táblázat és az 1. függelék (az Online Függelékben [OF]) mutatják be. A legtöbb begyűjtés az Asteraceae, a Poaceae, a Caryophyllaceae, a Fabaceae, valamint a Brassicaceae családokból történt, ezek a gyűjtések 42 %-át tették ki. Ezekben a családokon belül a *Cirsium* (faj/tételszám: 6/25 db) és az *Inula* (faj/tételszám: 8/23 db), a *Festuca* (faj/tételszám: 10/24 db) és a *Bromus* (faj/tételszám: 9/23 db), a *Silene* (faj/tételszám: 11/42 db) és a *Dianthus* (faj/tételszám: 8/31 db), a *Vicia* (faj/tételszám: 10/23 db) és az *Astragalus* (faj/tételszám: 8/18 db), valamint a *Lepidium* (faj/tételszám: 4/11 db) és az *Alyssum* (faj/tételszám: 3/8 db) nemzetségek voltak a legtokegeesebbek (1. függelék az Online Függelékben [OF]).

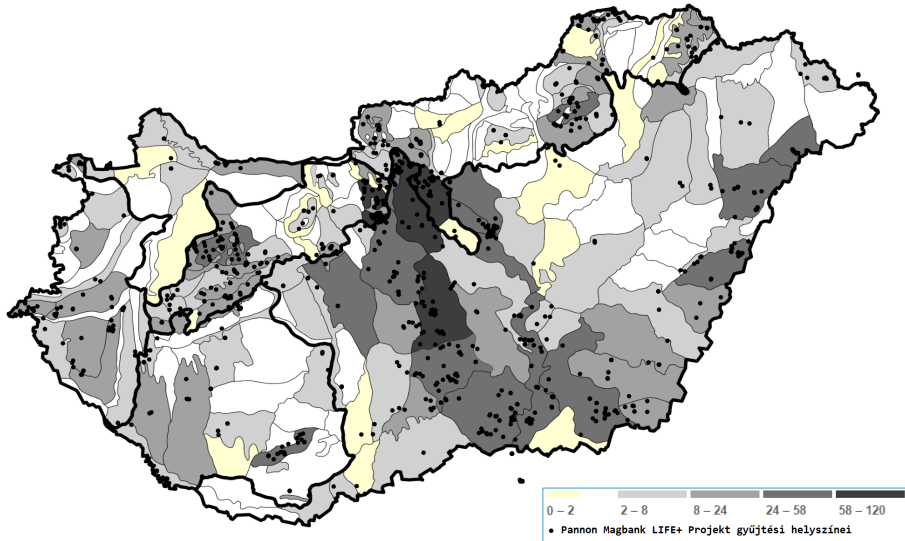


1. ábra. A védett, fokozottan védett, illetve nem védett fajok és tételek számának (db) megoszlása az egyes években.

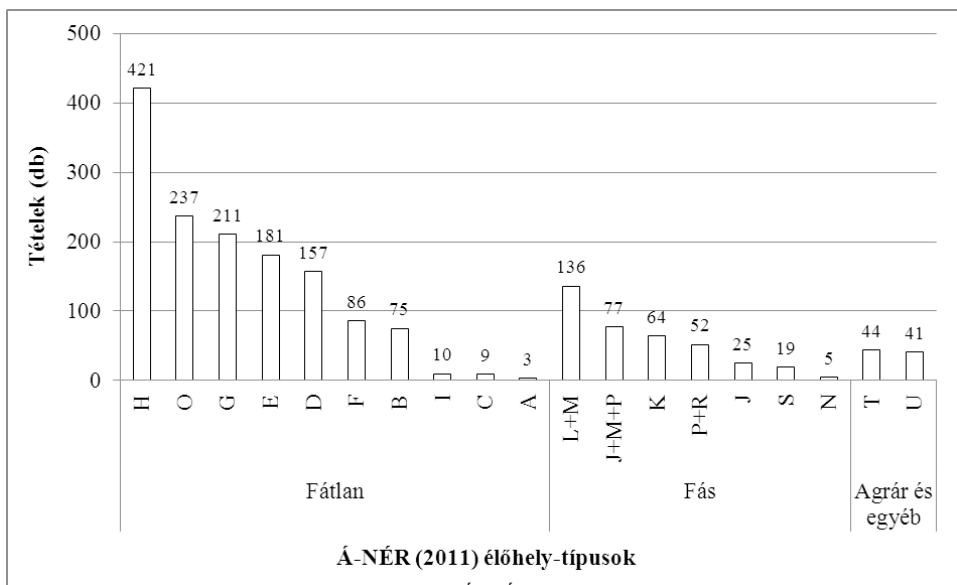
A tételek gyűjtési helyszíneit a 2. ábra mutatja be. Valamennyi magyarországi nagy- és középtáj területéről, valamint a kistájak kétharmadáról (150) történt gyűjtés. Ezen felül országhatárainkon túlról érkezett 48 tétel.

A legjobban reprezentált nagytáj az Alföld volt, a tételek 44 %-a (806 db) innen származott. Az Alföldet a Dunántúli-középhegység (413 db), majd az Északi-középhegység (325 db) követte. Száz feletti tételszámmal rendelkező középtájak a Duna-Tisza közti síkvidék (186 db), a Dunamenti-síkság (183 db) és az Északalföldi hordalékkúp-síkság (101db) voltak az Alföldön; a Dunazug-hegyvidék (247 db) és a Bakonyvidék (147 db) a Dunántúli-középhegységben; valamint a Cserhátvidék (124 db) az Északi-középhegységben. A kistájak közül a legjelentősebbek a Tétényi-fennsík (118 db) és a Budai-hegyek (89 db) voltak a Dunántúli-középhegységben; a Gödöllői-dombság (71 db) az Északi-középhegységben; illetve a Kiskunsági-homokhát (63 db), a Pesti-hordalékkúp-síkság (54 db), a Csepeli-sík (54 db) és a Hatvani-sík (54 db) az Alföldön.

A magtételek Á-NÉR élőhely-típusok közötti megoszlását a 3. ábra mutatja be. A tételek 75 %-a fátlan élőhelyekről, 20 %-a fás élőhelyekről, 5 %-a pedig emberi tevékenység által intenzíven befolyásolt agrár és egyéb élőhelyekről származott. A fátlan élőhelyek közül legjobban reprezentált a zárt száraz és félszáraz



2. ábra. A gyűjtött tételek számának (db) megoszlása az egyes magyarországi kistéjakra.



3. ábra. A gyűjtések megoszlása az egyes Á-NÉR élőhely-típusok között. H – zárt száraz, fűszáraz gyep; O – egyéb fátlan élőhely; G – nyílt szárazgyep; E – domb- és hegyvidéki gyep; D – nedves gyep és magaskörös; F – szikések; B – nádasok és mocsarak; I – nem ruderális pionír növényzet; C – forrásgyep és tőzegmohás láp; A – hinárnövényzet; L+M – fényben gazdag tölgyesek és erdő-gyep mozaikok; J+M+P – cserjések és szegélyek; K – üde lomboserdők; P+R – egyéb erdők és fás élőhelyek; J – láp- és ligeterdők; S – telepített erdészeti faültetvények és származékaik; T – agrár élőhelyek; U – egyéb élőhelyek.

1. táblázat. A tételek és fajok számának megoszlása a családok és nemzetségek között.

	Familia	Tárolások (db)		
		Σ Genus	Σ Species	Σ Tétel
1.	Asteraceae	51	111	246
2.	Poaceae	45	94	190
3.	Caryophyllaceae	18	47	138
4.	Fabaceae	22	62	114
5.	Brassicaceae	30	48	97
6.	Lamiaceae	22	43	90
7.	Apiaceae	26	45	87
8.	Scrophulariaceae	13	34	79
9.	Rosaceae	16	28	70
10.	Cyperaceae	9	40	69
11.	Orchidaceae	16	32	65
12.	Ranunculaceae	7	27	46
13.	Polygonaceae	4	17	39
14.	Boraginaceae	13	20	33
15.	Campanulaceae	4	14	32
16.	további 84 Familia	137	248	458
	Σ	433	910	1853

gyepek (H), valamint a nyílt szárazgyepek (G) génállománya volt, ezek a magtétélek 34 %-át adták. A tételek 18 %-a üde gyepi élőhelyeken – nedves gyepeken és magaskórósokban (D), valamint domb- és hegyvidéki gyepeken (E) – került begyűjtésre. További 5 % származott nyílt vízi, vízparti és egyéb vizes élőhelyek csoportjából: hínárnövényzetből (A), nádasokból és mocsarokból (B), valamint forrásgyepekről és tőzegmohalápokról (C). 5 % szikesekről (F) származott. A fás élőhelyek közül a fényben gazdag tölgyesek és erdő-gyep mozaikok (L+M) (7 %), a cserjések és szegélyek (J+M+P) (4 %), illetve az üde lomboserdők (K) (4 %) magtétélei voltak a leggyakoribbak.

A legaktívabb gyűjtési hónap a július volt, ezt követte az augusztus és a szeptember. Ez a három hónap az összes gyűjtés kétharmadát tette ki.

Életképesség vizsgálat

A tárolásra szánt tételek többségének életképességét sikerült csíráztatásos módszerrel igazolni. Azon magminták életképességét, amelyek nem mutattak csírázási hajlandóságot, TTC festéssel módszerrel ellenőriztük.

2. táblázat. Az $\eta_1 > 3$ tételszámmal csírázott fajok csíráztatási módszerei és csírázási százaléakai. M – átlag, SE – átlag hibája, η_1 – tételszám, ae – 0 °C, be – KNO₃, ce – szkarifikálás, de – GA₃, ee – előáztatás, fe – 5 °C, ah – 20 °C/16 h + 30 °C/8 h, bh – 15 °C/24 h, ch – 20 °C/24 h, af – 24 h fény, bf – 8h fény + 16h sötét, cf – 24 h sötét.

Fajnév	Előkezelés	Módszer		Csírázás (%) M±SE	η_1 (db)
		Hőmérséklet	Fény		
<i>Bromus inermis</i>	7 nap ae	ah	af	92,8±7,3	4
<i>Verbascum phoeniceum</i>	-	bh	bf	88,3±1,5	3
<i>Rumex crispus</i>	be	ah	af	86,0±4,0	3
<i>Melica transsilvanica</i>	-	ah	af	85,4±8,9	5
<i>Podospermum canum</i>	-	bh	bf	85,0±1,7	3
<i>Gypsophila paniculata</i>	-	ch	af	83,3±4,2	3
<i>Dianthus pontederæ</i>	-	ch	bf	83,0±7,6	3
<i>Alyssum alyssoides</i>	-	bh	bf	82,0±7,8	3
<i>Centaurea jacea ssp. jacea</i>	7 nap ae	ah	bf	79,7±3,2	3
<i>Glycyrrhiza echinata</i>	7 nap ae, ce	ah	af	78,7±5,7	3
<i>Melilotus officinalis</i>	7 nap ae, ce	ch	af	77,0±2,5	3
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	-	ah	af	70,7±10,3	3
<i>Prunella vulgaris</i>	-	bh	bf	70,0±9,5	3
<i>Dactylis glomerata</i>	7 nap ae, be	ah	af	61,4±3,1	5
<i>Geum urbanum</i>	7 nap ae, ce	ah	bf	59,0±3,4	6
<i>Carduus nutans ssp. macrolepis</i>	de	ah	af	56,3±2,7	3
<i>Hypericum perforatum</i>	7 nap ae	ah	bf	46,3±0,9	3
<i>Stipa capillata</i>	7 nap ae, be	ah	af	38,3±7,5	3
<i>Filipendula vulgaris</i>	ce	ah	cf	29,3±3,1	4
<i>Juncus effusus</i>	ee	ah	bf	8,0±3,1	3
<i>Eupatorium cannabinum</i>	7 nap ae	ah	bf	2,0±2,0	3
<i>Muscari comosum</i>	de	bh	af	0,0±0,0	4
<i>Crataegus monogyna</i>	7 nap ae	ah	bf	0,0±0,0	3
<i>Euonymus europæus</i>	7 nap ae/ ee, 45 nap fe	ah	af	0,0±0,0	3

Az egy faj egyazon tételén belül alkalmazott különböző csíráztatási módszerek igen eltérő eredményeket adtak. A legeredményesebb csíráztatási módszerrel $n_1 > 3$ tételszámmal csíráztatott fajokat és módszereiket a 2. táblázat mutatja be. A legjobb csírázási eredményt elérő fűneműek a *Bromus inermis* Leyss. (92,8 %) és a *Melica transsilvanica* Schur (85,4 %) voltak, míg tőlük kissé elmaradtak a *Dactylis glomerata* L. (61,4 %) és a *Stipa capillata* L. (38,3 %) eredményei. Ezek a legtöbb pázsitfűféléhez hasonlóan teljes megvilágításban, váltakozó hőmérséklet (20–30 °C) mellett csíráztak. A 80 % feletti csírázást mutató kétszikűek a *Verbascum phoeniceum* L. (88,3 %), a *Rumex crispus* L. (86,0 %), a *Podospermum canum* (C. A. Mey.) Griseb (85,0 %), a *Gypsophila paniculata* L. (83,3 %), a *Dianthus ponederae* A. Kern. (83,0 %) és az *Alyssum alyssoides* L. (82,0 %) voltak. Csíráztatásukhoz sikeresen alkalmazott módszereket ld. a 2. táblázatban. Tíz százalék alatti csírázást mutattak a *Juncus effusus* L. (8 %), az *Eupatorium cannabinum* L. (2 %), a *Muscari comosum* (L.) Mill. (0 %), valamint két fűszárú, az *Euonymus europaeus* L. (0 %) és a *Crataegus monogyna* Jacq. (0 %).

A TTC festés a *M. comosum* átlagosan 80 %-os, az *E. europaeus* 73,3 %-os, a *C. monogyna* 70 %-os életképességét mutatta.

Értékelés

Maggyűjtés és tárolás

A célkitűzésben vállaltakat teljesítettük. A begyűjtött 910 faj 51 %-a egynél több tétellel szerepel a PMB gyűjteményében. A gyűjtött magtételek számát, azaz a megmintázott populációk mennyiségét alapvetően a faj gyakorisága határozta meg. A legtöbb gyűjtés a gyakori, nagy populációmérettel rendelkező, nagy maghozamú taxonokból történt. Könnyen gyűjthetőnek bizonyultak ilyen szempontból a *Cirsium*, az *Inula*, a *Festuca*, a *Bromus*, a *Silene*, a *Dianthus*, a *Vicia* és az *Astragalus* taxonok. Nehézséget okozott ugyanakkor a Poaceae esetében a léha magvak gyakorta nagy aránya, az Asteraceae, a Caryophyllaceae és a Fabaceae esetében pedig a magparaziták, magpredátorok kártétele. Korlátozottabb lehetőségek voltak a ritka, szűk elterjedési körrel, és/vagy kis populációmérettel rendelkező taxonok (pl. *Bulbocodium*, *Crambe*, *Paeonia*, *Parnassia*, *Trollius*) gyűjtésére. Esetükben a populáció felkutatása és a kis magmennyiség volt korlátozó tényező. A gyűjtési program eredményességét igazolja ugyanakkor, hogy 204 védett és 76 fokozottan védett faj begyűjtése valósult meg.

A gyűjtési helyszíneket tekintve megállapítható, hogy a gyűjtések szinte az egész ország területét lefedték. Legnagyobb mintaszámmal reprezentáltak a nagyvárosok környezetében fekvő, könnyen megközelíthető tájak voltak, úgy mint a

Tétényi-fennsík, a Budai-hegyek, a Gödöllői-dombság, a Kiskunsági-homokhát, a Pesti-hordalékkúp-síkság, a Csepeli-sík és a Hatvani-sík.

Az élőhely-típusok szerinti elemzés azt mutatta, hogy a legtöbb minta a fátlan élőhelyekről származott. Közülük is a nyílt és zárt szárazgyepek fajai adták a magtétélek legnagyobb százalékát. A nyílt szárazgyepek különösen értékes élőhely-típusok, fajkészletükben számos védett és endemikus faj megjelenik (Bölöni *et al.* 2011). Ez indokolta a nyílt szárazgyepek prioritását. A vállalásoknak megfelelően nagy szerepet kaptak a klímaváltozás által veszélyeztetett élőhely-típusok fajai. Nagy mintaszámmal kerültek ezért begyűjtésre a fás vegetációtípusok és az üde gyepek fajai, illetve valamivel csekélyebb mintaszámmal a vízparti élőhelyek fajai.

Életképesség vizsgálat

Elvégeztük a magtétélek életképesség vizsgálatát. Ismeretes, hogy a magvak laboratóriumi csírázóképesége a magminőségen túlmenően függ a csíráztatási módszertől, a mintavétel randomitásától, a mintanagyságtól, az ismétlésszámtól és a dormanciától (van Hintum & van Treuren 2012). A dormancia a megfelelő csírázási körülmények biztosítása mellett is gátolja az életképes magvak csírázását (Baskin & Baskin 2004). Számos faj magvai nem egyszerre érik el csírázóképeségüket, amely „kockázat-elosztó magatartás” (Grubb 1988) ökológiai hátterében a faj fennmaradásának biztosítása áll. Ezek a csírázási stratégiák befolyásolhatják a csíráztatás sikerességét, így az eredmények értékelése ennek figyelembe vételével történt.

A kapott csírázási eredmények – figyelembe véve a vadon élő növényfajok csírázási stratégiáit – jónak minősíthetők. Bemutattuk 24 növényfaj csírázási eredményeit és hazai viszonyokra sikeresen alkalmazott (21 faj esetében) csíráztatási módszereit. A bemutatott fajok többségének csírázási eredménye nagyságrendre megegyezett az RBG Kew adatbázisában [2] közölt eredményekkel. Szembetűnően nagy eltérések voltak az adatbázishoz képest a *J. effusus*, az *E. cannabinum*, a *M. comosum*, a *C. monogyna* és az *E. europaeus* eredményeinek tekintetében, ahol a csíráztatási eredményeink jóval alábecsülték a tényleges életképességet. A nagyméretű magvak esetében alkalmazható TTC festés ugyanis igazolta utóbbi három faj életképességét. Az eltérést a dormancia, vagy az esetlegesen nem megfelelő csíráztatási módszer okozhatta. A *J. effusus* esetében említést érdemel, hogy bár a faj laboratóriumi körülmények között kifejezetten rosszul csírázott, a talaj magkészletből üvegházi hajtatasos módszerrel több kutatás szerint (pl. Bossuyt & Honnay 2008, Török *et al.* 2009, Valkó *et al.* 2009, 2011, 2014, Tóth & Hüse 2014) tömegesen csíráznak *Juncus spp.* fajok.

Természetvédelmi vonatkozások

Tekintettel arra, hogy a természetes élőhelyek fajai a talajban nem képeznek tartós magkészletet és így zavarásokat követően nem számíthatunk az élőhelyek spontán regenerációjára, indokolt a magvaik *ex situ* megőrzése a későbbi visszatelepítések céljából.

A hazai flóra őshonos fajainak *ex situ* maggyűjteménye hosszú ideje létezik. Közismerten gazdag gyűjteménnyel rendelkezik például az MTA ÖK vácrátóti Nemzeti Botanikus Kertje, a Fővárosi Állat- és Növénykert, valamint a Debreceni Egyetem (Csontos *et al.* 2003, 2007; Török *et al.* 2013). A 2010-2014 között megvalósuló Pannon Magbank program gyűjteménye ugyanakkor az első, amely a Pannon Biogeográfiai Régió vadon élő őshonos növényfajainak hosszú távú megőrzése céljából jött létre, a teljesség igényére törekedve. A program újszerűsége, hogy a hosszú távú megőrzés a génbanki előírásoknak megfelelő hűtött tárolókban történik, amely lehetővé teszi az ortodox magvak élettartamának megsokszorozását. Így az itt tárolt genetikai erőforrások több tíz, vagy akár száz évig is fenntarthatók. A tárolt magtétel felhasználhatóak a természetvédelmi gyakorlatban többek között reintrodukciós célokra.

Köszönetnyilvánítás – A Pannon Magbank program az Európai Unió LIFE+ pénzügyi alapja és a Földművelésügyi Minisztérium anyagi támogatásával valósult meg, köszönet érte. A maggyűjtések kivitelezéséért köszönettel tartozunk a partnerintézetek dolgozóinak és – többek között – az alábbi botanikus szakembereknek: Baji Béla, Balogh Lajos, Békássy Gábor, Békefi Nóra, Böhm Éva Irén, Böszörményi Anikó, Bujdosó László, Czibula György, Czúcz Bálint, Cservenka Judit, Deák József Áron, Galambos István, Ilylyés Zoltán, Juhász Melinda, Kádár Ferenc, Kecskés Ferenc, Kohári György, Kopor Zoltán, Kóródi Blanka, Makra Orsolya, Mészáros András, Nagy Edina, Nagy József, Nagy Lajos Dr., Németh Anikó, Papp László ifj., Penksza Károly, Sass-Gyarmati Andrea, Simon Pál, Sinigla Mónika, Szabó Gábor, Szabó Máté, Szitár Katalin, Tatár Sándor, Tóth Zoltán, Török Péter, Vókó László, Zsigmond Vince. Köszönjük továbbá a nemzeti park igazgatóságok szakmai segítségnyújtását és együttműködését a gyűjtésekben.

Irodalomjegyzék

- 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről.
- Agacka, M., Laskowska, D., Doroszewska, T., Hay, F. R. & Börner, A. (2014): Longevity of *Nicotiana* seeds conserved at low temperatures in ex situ genebanks. – *Seed Sci. Technol.* **42**: 355–362.
- Baskin, J. M. & Baskin, C. C. (2004): A classification system for seed dormancy. – *Seed Sci. Res.* **14**: 1–16.

- Bekker, R. M., Bakker, J. P., Gradin, U., Kalamees, P., Milberg, P., Poschlod, P., Thompson, K. & Willems, H. (1998): Seed size, shape and vertical distribution in the soil: Indicators of seed longevity. – *Funct. Ecol.* **12**: 834–842.
- Bojnansky, V. & Fargasová, A. (2007): *Atlas of Seeds and fruits of Central and East-European flora. The Carpathian Mountains Region.* – Springer, 1046 pp.
- Bossuyt, B. & Honnay, O. (2008): Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. – *J. Veg. Sci.* **19**: 87–884.
- Böloni, J., Molnár, Zs. & Kun, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNER 2011.* – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 441 pp.
- Cseresnyés, I. & Csontos, P. (2012): Soil seed bank of the invasive *Robinia pseudoacacia* in planted *Pinus nigra* stands. – *Acta Bot. Croat.* **71**(2): 249–260.
- Csiszár, Á. (2004): Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. – *Tájökológiai Lapok* **2**(2): 219–229.
- Csontos, P. (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei.* – Synbiologia Hungarica 4. Scientia Kiadó, Budapest, 155 pp.
- Csontos, P. (2007): Dolomityepek magbankja ültetett feketefenyvesek talajában. – *Tájökológiai Lapok* **5**(1): 117–129.
- Csontos, P., Hornánszky, A., Kalapos, T. & Lőkös, L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* **88**: 69–77.
- Csontos, P., Tamás, J. & Balogh, L. (2003): Thousand seed weight records of species from the flora of Hungary, I. Monocotyledonopsida. – *Studia Bot. Hung.* **34**: 121–126.
- Csontos, P., Bózsing, E., Kósa, G. & Zsigmond, V. (2006): Csírázókéesség vizsgálata természetes flóránk fajainak hagyományos gyűjteményekben őrzött magvain. – *Bot. Közl.* **93**(1-2): 93–102.
- Csontos, P., Tamás, J. & Balogh, L. (2007): Thousand seed weight records of species from the flora of Hungary, II. Dicotyledonopsida. – *Studia Bot. Hung.* **38**: 179–189.
- ENSCONET (2009a): *ENSCONET Seed Collecting Manual for Wild Species.* – Royal Botanic Gardens, Kew (UK) & Universidad Politécnica de Madrid (Spain), 32 pp. (interneten elérhető: http://ensconet.maich.gr/PDF/Collecting_protocol_English.pdf)
- ENSCONET (2009b): *ENSCONET Curation Protocols & Recommendations.* – Royal Botanic Gardens, Kew, 45 pp. (interneten elérhető: http://ensconet.maich.gr/PDF/Curation_protocol_English.pdf)
- FAO (2013): *Genebank Standards for Plant Genetic Resources for Food and Agriculture.* – Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 166 pp.
- FAO/IPGRI (1994): *Genebank Standards.* – Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome & International Plant Genetic Resources Institute, Rome, 13 pp.
- Groot, S. P. C., Groot, L., de Kodde, J. & van Treuren, R. (2015): Prolonging the longevity of ex situ conserved seeds by storage under anoxia. – *Plant Genet. Resour. C.* **13**(1): 18–26.
- Grubb, P. J. (1988): The uncoupling of disturbance and recruitment, two kinds of seed bank and persistence of plant populations at the regional and local scales. – *Ann. Zool. Fenn.* **25**: 23–26.
- Halassy, M. (2001): Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. – *Community Ecol.* **2**(1): 101–108.
- Halmagyi, A. & Pinker, I. (2014): Germination and cryopreservation responses of *Jatropha curcas* in relation of seed qualities. – *Seed Sci. Technol.* **42**: 344–354.
- Hong, T. D. & Ellis, R. H. (1996): *A protocol to determinate seed storage behaviour, IPGRI Technical Bulletin No. 1.* – International Plant Genetic Resources Institute, Rome, 62 pp.

- Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschhauser, T., Lökös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): *Flóra Adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány*. – Vácrátót, 267 pp.
- ISTA (2013): *International rules for seed testing*. – International Seed Testing Association, Bassersdorf.
- Király, G. (szerk.) (2009): *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcs. Abrák*. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, 616 pp, 675 pp.
- Koncz, G., Papp, M., Török, P., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Matus, G. & Tóthmérész, B. (2010): The role of seed bank in the dynamics of understorey in an oak forest in Hungary. – *Acta Biol. Hung.* **61**: 109–119.
- Lima, M. de Jr., Hong, T. D., Arruda, Y. M. B. C., Mendes, A. M. S. & Ellis, R. H. (2014): Classification of seed storage behaviour of 67 Amazonian tree species. – *Seed Sci. Technol.* **42**: 363–392.
- Matus, G., Tóthmérész, B. & Papp, M. (2003): Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 169–178.
- Matus, G., Tóthmérész, B. & Papp, M. (2005): Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. – *Flora* **200**: 296–306.
- Rao, N.K., Hanson, J., Dulloo, M.E., Ghosh, K., Novell, D. & Larinde, M. (2006): *Manual of seed handling in genebanks. Handbooks for Genebanks No. 8*. – Bioversity International, Rome, 147 pp.
- Schermann, Sz. (1966): *Magismeret I.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 861 pp.
- Smith, R. D., Dickie, J. B., Linington, S. H., Pritchard, H. W. & Probert, R. J. (eds.) (2003): *Seed Conservation: Turning Science Into Practice*. – Royal Botanic Gardens, Kew, UK, 1023 pp.
- Thompson, K. (1992): The functional ecology of seed banks. – In: Fenner, M. (ed.): *Seeds. The ecology of regeneration in plant communities*. Redwood Books, Trowbridge, UK, pp. 231–257.
- Thompson, K. (1993): Seed persistence in soil – In: Hendry, G. A. F., Grime, J. P. (eds.): *Methods in comparative plant ecology*. Chapman and Hall, London, pp. 199–202.
- Thompson, K. & Grime, J. P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. – *J. Ecol.* **67**: 893–921.
- Thompson, K., Bakker, J. P. & Bekker, R. M. (1997): *Soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Tóth, K. & Hüse, B. (2014): Soil seed banks in loess grasslands and their role in grassland recovery. – *Appl. Ecol. Env. Res.* **12**(2): 537–547.
- Török, P., Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2009): Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. – *Folia Geobot.* **44**: 31–46.
- Török, P., Miglécz, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2012): Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? – *J. Nat. Conserv.* **20**: 41–48.
- Török, P., Miglécz, T., Valkó, O., Tóth, K., Kelemen, A., Albert, Á., Matus, G., Molnár, V. A., Ruprecht, E., Papp, L., Deák, B., Horváth, O., Takács, A., Hüse, B. & Tóthmérész, B. (2013): New thousand-seed weight records of the Pannonian flora and their application in analysing Social Behaviour Types. – *Acta Bot. Hung.* **55** (3-4): 429–472.
- Valkó, O., Török, P., Vida, E., Arany, I., Tóthmérész, B. & Matus, G. (2009): A magkészlet szerepe két hegyi kaszálórét közösség helyreállításában. – *Természetvédelmi Közlem.* **15**: 147–159.
- Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B. & Matus, G. (2011): Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? – *Restor. Ecol.* **19**(101): 9–15.
- Valkó, O., Tóthmérész, B., Kelemen, A., Simon, E., Miglécz, T., Lukács, B. & Török, P. (2014): Environmental factors driving vegetation and seed bank diversity in alkali grasslands. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **182**: 80–87.

- van Hintum, T. & van Treuren, R. (2012): Reliability of germination testing of ex situ conserved seeds: a genebank case study on outsourced analyses. – *Plant Genet. Resour. C.* **10**(2): 134–136.
- Walters, C., Wheeler, L. M. & Grotenhuis, J. M. (2005): Longevity of seeds stored in a genebank: species characteristics. – *Seed Sci. Res.* **15**: 1–20.
- Zsigmond, V. (szerk.) (2011): *Maggyűjtési Útmutató*. – Kézirat, 16 pp. (interneten elérhető: http://www.pannonmagbank.hu/pmb/wp-content/uploads/2013/06/PMB_Maggyujtesi-utmutato.pdf)

Internetes hivatkozások

- [1] Pannon Magbank Projekt. Gyűjthető fajok listája. http://www.pannonmagbank.hu/pmb/?page_id=158/
- [2] Royal Botanic Gardens, Kew. Seed Information Database. <http://data.kew.org/sid/sidsearch.html>
- [3] Pannon Magbank Projekt. Maggyűjtési adatlap. http://www.pannonmagbank.hu/pmb/wp-content/uploads/2013/06/Gyujtesi-adatlap_final.pdf
- [4] The Digital Plant Atlas. <http://econ.eldoc.ub.rug.nl/index.php?lang=nl/>

Függelék

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: A tételek és fajok megoszlása az egyes családok és nemzetségek között.

Seed collecting and storing results and preliminary seed viability results and methods of Pannon Seed Bank project (2010–2014)

Erzsébet Peti¹, Gábor Málnási Csizmadia¹, Imre Oláh¹, Judit Schellenberger¹, Katalin Török², Krisztián Halász² and Borbála Baktay¹

¹Centre for Plant Diversity,
H-2766 Tápíószele, Külsőmező 15, Hungary

²CER HAS Institute of Ecology and Botany,
H-2163 Vácrátót, Alkotmány utca 2-4, Hungary
e-mail: schellenberger.jx@gmail.com

The main goals of five years long (2010-2014) Pannon Seed Bank LIFE+ project are collecting and long-term *ex situ* conservation of 800 wild vascular native plant species of Pannon Biogeographical Region which are suitable for storing. In order to the implementation of the project following aims were targeted until 31 December 2014: (1) collecting and storing of seeds of at least 800 wild vascular native plant species which are suitable for storing (orthodox) in genebank circumstances, (2) testing seed viability of accessions, (3) testing the effects of short-term storing on viability of seeds in the frame of a reintroduction experiment. Current study is reported about (1) and (2) objectives. During the project totally 1853 accessions of 910 plant species were collected and stored, including 364 accessions of 204 protected species and 76 accessions of 45 strictly protected species. According to genebank standards accessions are stored active storage cabinets operated on 0 °C and base collections are stored -20 °C. Germination tests provided data about the applicability of germination methods of some plant species under native ecological circumstances.

Keywords: Centre for Plant Diversity, Institute of Ecology and Botany, Aggtelek National Park, Pannon Seed Bank, genebank, *ex situ* conservation, seed collecting, germination

Az agrár-környezetgazdálkodási támogatási rendszer fejlesztési lehetőségei (Hogyan tovább agrár-környezetgazdálkodás?)

Marticsek József¹, Molnár Dániel², Mozsgai Katalin³, Podmaniczky László², Skutai Julianna² és Tóth Péter⁴

¹Magyar Bivalytenyésztők Egyesülete,
8427 Bakonybél, Szent Gellért tér 9.

²Szent István Egyetem, MKK-TTI,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

³Szent István Egyetem, PIK,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

⁴Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület,
1121 Budapest, Költő u. 21.

e-mail: podmaniczky.laszlo@gmail.com

Összefoglaló: Az EMVA agrár-környezetgazdálkodási intézkedései sajátos irányt vettek az utóbbi időkben. Miközben ugyanis maguk az intézkedések – alapvetően előírásaik révén – környezet- és természetvédelmi célokat igyekeznek szolgálni, addig a működtetés ismert módja miatt csak részben sikerült azt elérni, hogy a jogcímek kedvezményezettjei valós környezeti (ökoszisztéma) szolgáltatásokért kapott kifizetésként értelmezzék azokat. Sokan úgy tekintenek ezekre a kifizetésekre, mint ha valóban „csak” támogatások lennének, mintha egyfajta top-up-ként is lehetne értelmezni azokat. A cikk bemutatja az agrár-környezetgazdálkodási kifizetési rendszer hazai történetét, megállapítva az egyes korszakokban jelentkező problémákat. Részletesen tárgyalja azt a koncepciót, melyet a szerzők alakítottak ki a 2014-2020-as költségvetési periódusra készülő Vidékfejlesztési Program agrár-környezetgazdálkodási intézkedésére vonatkozóan. Ennek lényegét a területhasználatonként differenciált előírások adják, melyek között választva akár gazdálkodói-szintű célprogramok összeállítására is lehetőség nyílik. A javasolt rendszer a jelentősebb környezeti problémákkal rendelkező területekre fókuszálja a kifizetéseket, és nem utolsó sorban segít a gazdálkodói környezettudatosság előmozdításában is.

Kulcsszavak: agrár-környezetgazdálkodás, agrártámogatás, vidékfejlesztés, EMVA

Bevezetés

Az EMVA agrár-környezetgazdálkodási intézkedései sajátos irányt vettek az utóbbi időkben. Miközben ugyanis maguk az intézkedések – alapvetően előírásaik révén – környezet- és természetvédelmi célokat igyekeznek szolgálni, addig a működtetés ismert módja miatt csak részben sikerült azt elérni, hogy a jogcímek kedvezményezettjei valós környezeti (ökoszisztéma) szolgáltatásokért kapott ki-

fizetesként értelmezzék azokat. Ehelyett sokan úgy tekintenek ezekre a kifizetésekre, mintha valóban „csak” támogatások lennének, mintha egyfajta top-up-ként is lehetne értelmezni azokat. További problémákat látunk az alábbi szempontok mentén:

- Az intézkedések nem kellően differenciáltak a támogatottak területi/környezeti adottságai alapján. Emellett az egymás mellett felvehető kifizetések összehangolása sem teljesen megfelelő.
- A célprogramok rendszere – azok viszonylag csekély (22) száma ellenére – nem egyszerű, az egyes célprogramok akár 20 előírást is tartalmazhatnak.
- Az AKG rendszerhez való csatlakozás során a gazdálkodók legtöbbször csak a célprogramokkal találkoznak és nem szembesülnek azok előírásaival, ezért a végrehajtás nehézségeit nem minden esetben mérik fel. Ezzel nő a valószínűsége a nem teljesített vállalások arányának (nő az ún. „error-rate”).
- A vizek jó környezeti állapotának elérése érdekében vállalt VKI-s kötelezettségek teljesítését a korábbiakhoz képest markánsabban kell segítenie az AKG-nak.

A felsorolt problémák többsége már az AKG program középidéjű (mid-term) értékelése során is megfogalmazódtak, de azok orvoslására a támogatási időszakon belül – „menet közben” – viszonylag korlátozottak voltak a lehetőségek. A Közös Agrárpolitika 2014-2020 közötti új támogatási periódusára vonatkozó – jelenleg is zajló – programalkotási - tervezési feladatok mentén viszont most lehetőség nyílt az eddigi program akár markáns átalakítására is. Cikkünkben a szerzőgárda erre vonatkozó elképzeléseit és javaslatait foglaljuk össze.

Az AKG hazai történetének értékelése

Az agrár-környezetgazdálkodás jövőjét jelentős mértékben meghatározza annak múltja, ezért érdemes áttekintenünk és értékelnünk a program közel 15 éves történetét, amely három fő szakaszra osztható:

- 1) 2002-2003: Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program
- 2) 2004-2006: Nemzeti Vidékfejlesztési Terv
- 3) 2007-2013: Új Magyarország Vidékfejlesztési Program

1) 2002-2003: Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program

A Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Programot (NAKP) 2253/1999. évi kormányhatározattal fogadta el az országgyűlés, majd pedig 102/2001.FVM rendelet alapján kezdődött meg a program területalapú támogatásainak bevezetése, amelyre

– pályázati formában – 2,2 milliárd forint keret állt rendelkezésre. Összesen 4219-en adtak be pályázati anyagot, így a benyújtott támogatási igény 4,5 milliárd forintot tett ki. A pályázati keret felosztása 153 ezer hektáron tette lehetővé, hogy a nyertes területeken – a programokban foglalt gazdálkodói előírások segítségével – környezetkímélő gazdálkodás valósulhasson meg (Grónás *et al.* 2006). A 2003-ban az új pályázati eljárásra és a 2002-ből bennmaradtak kifizetésére már több mint 4 milliárd forint állt rendelkezésre.

A 2002-es és 2003-as évben az alábbi 6 program közül választhattak a gazdálkodók (Ángyán *et al.* 1999):

- Agrár-környezetgazdálkodási alaprogram
- Integrált gazdálkodási célprogram
- Ökológiai gazdálkodás célprogram
- Gyephasznosítási célprogram
- Vizes élőhely célprogram
- Érzékeny Természeti Területek célprogram

A kialakított támogatási rendszer alapvetően elérte célját, hiszen segítségével – még az EU csatlakozás előtt – széles körben sikerült megteremteni az alapjait egy újfajta, a környezeti szempontokra is figyelmet fordító mezőgazdasági termésnek.

2) 2004-2006: Nemzeti Vidékfejlesztési Terv

A Nemzeti Vidékfejlesztési Terv AKG intézkedése a 2004/150 FVM rendelettel lépett hatályba. A már főként Európai Unió forrásból finanszírozott célprogramokba 2004-ben léphettek be a gazdálkodók. Az NVT-ben – a 80%-os intenzitású EU-s támogatásnak köszönhetően – az első évben már több mint 42 milliárd forintos keret állt az AKG intézkedés rendelkezésére.

Az intézkedés szerkezete némileg módosult az NAKP-hoz képest; a különböző szintű vállalatokat feltételező programokat csoportokba osztották (Nemzeti Vidékfejlesztési Terv, 2004):

- szántóföldi agrár-környezetgazdálkodási célprogram csoport
- gyepterületek agrár-környezetgazdálkodási célprogram csoport
- ültetvényekre vonatkozó agrár-környezetgazdálkodási célprogram csoport
- vizes élőhelyekhez kapcsolódó agrár-környezetgazdálkodási célprogram csoport
- extenzív állattartáshoz kapcsolódó agrár-környezetgazdálkodási célprogram csoport
- kiegészítő agrár-környezetgazdálkodási célprogram csoport

Ezen felül a programok a hozzájuk kötődő vállalások szintje szerint is tagolásra kerültek:

- agrár-környezetgazdálkodási alapprogramok
- integrált növénytermesztési célprogramok
- ökológiai gazdálkodási célprogramok
- Érzékeny Természeti Területek és egyéb természetvédelmi célprogramok
- kiegészítő agrár-környezetgazdálkodási célprogramok

A beérkezett pályázatok a megemelt forráskeretet is túligényelték, ezért csak bizonyos kritériumok alapján kerülhettek be a gazdálkodók. Az elbírálást azonban csak programcsoportok szerint tudták megvalósítani, ennek következményeként az összes szántóföldi programnál ponthatár bevezetésére került sor. Szerencsére ez a döntéshozói magatartás az ÚMVP-re már megváltozott, és csak az integrált szántóföldi növénytermesztésnél állapítottak meg minimum pontértéket. A többi programcsoportban – az NVT-ben és az ÚMVP-ben is – minden olyan pályázat kedvező elbírálást kapott, ami megfelelt az adminisztratív követelményeknek. Pozitívként lehet megjegyezni, hogy bár az AKG-ba való belépés lezárult 2004-ben, a további években az adott művelési ágban volt lehetőség a magasabb szintű programba való átlépésre. Sajnos ez a fajta mobilitás az ÚMVP-ben már megszűnt.

3) 2007-2013: Új Magyarország Vidékfejlesztési Program

Magyarország első teljes – az Európai Unió hét éves tervezési ciklusához igazodó – vidékfejlesztési programját 2007-ben fogadta el Brüsszel. Mivel azonban az AKG programokban való részvétel 5 évig tart, és 2004-ben volt az előző pályázati kiírás, ezért csak 2009-ben került sor az AKG újrainyítására. A forráskeret az NVT-hez viszonyítva növekedett, 2010-ben 56 milliárd forint került kifizetésre. Az új intézkedés szerkezete az NVT-hez képest kissé módosult. A legfontosabb változások az alábbiakban foglalhatóak össze:

- Megszűnt az alapszintű szántóföldi gazdálkodás célprogram.
- Az Érzékeny Természeti Területek (ÉTT) száma 15-ről (kb. 543 ezer hektár) 25-re bővült (kb. 1165 ezer hektár), valamint új nevezéktant kapott: Magas Természeti Értékű Területek (MTÉT).
- Bizottsági elvárásnak megfelelően megszűnt az extenzív halastavak fenntartása célprogram, valamint néhány kis területi kiterjedésű célprogram, ezek másik forrásból (EHA) kerültek volna finanszírozásra.

- Új zonális célprogramok kerültek kidolgozásra: szél- és vízerózió elleni célprogramok.
- Változtak az MTÉT célprogramok (Új célprogramok: Szántóföldi növénytermesztés vadlúd- és daruvédelmi előírásokkal, Szántóföldi növénytermesztés kék vércse élőhely fejlesztési előírásokkal célprogram).
- A gazdálkodási előírások némileg módosultak a célprogramokban.
- Támogatási összegek növekedtek (HUNGARIKUM Konzorcium 2010).

Az AKG programcsoportok főbb adatainak változásait az előzőkben ismertett három “AKG-korszak” mentén az 1. ábra szemlélteti. Az első három oszlop a nyertes pályázatok darabszámbeli eloszlását, a 4–6. oszlop a programcsoportok által lefedett területek egymáshoz képesti arányát, a 7–9. pedig a kifizetési összegek viszonyát mutatja be.

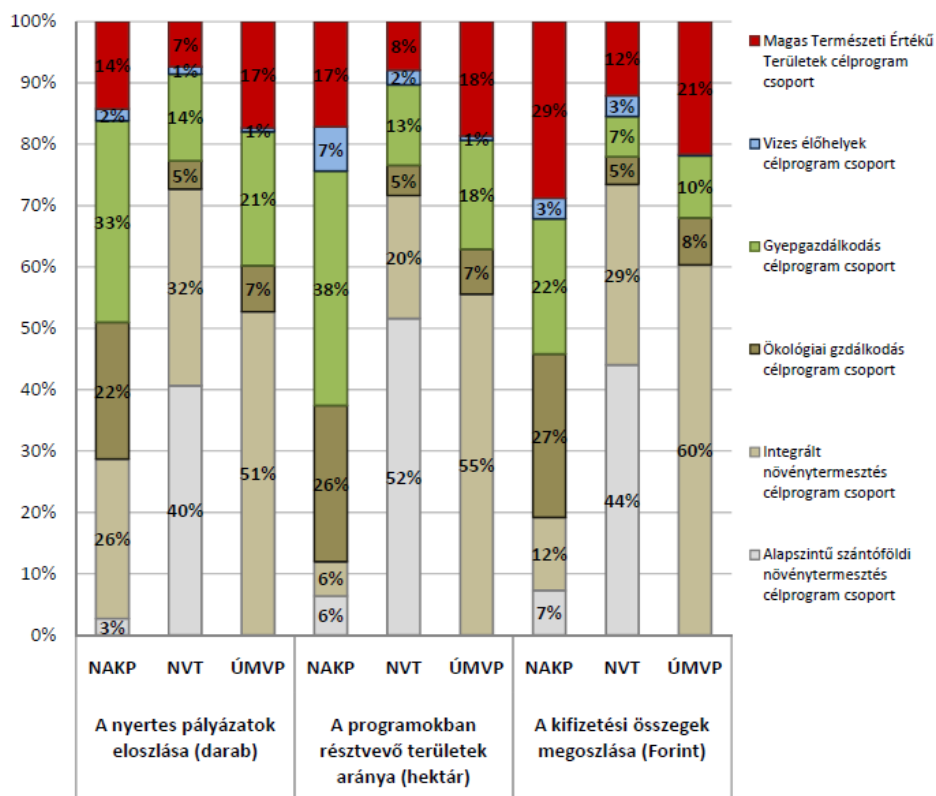
Az NAKP-hoz képest az NVT-ben több mint 10-szeres forráskeret állt rendelkezésre, viszont ennek 73%-a az alap és integrált szintű növénytermesztés támogatásánál került felhasználásra. Az ÚMVP-ben is több lett a maximálisan lehívható összeg (35%-kal), de az integrált növénytermesztési (az alapszintű támogatás megszűnt) és a vizes élőhelyek védelme programcsoportok által lefedett ösztérületek csökkentek, az ökológiai gazdálkodás 21%-os, a gyepgazdálkodási 10%-os, az MTÉT programcsoport pedig 92%-os fejlődést mutatott.

A jövő irányai

Az agrár-környezeti programoknak alapvetően két fő típusa létezik:

- 1) a tevékenység orientált (management-based) programok, valamint
- 2) az eredmény orientált (result-based) programok

Európában (így nálunk is) a tevékenység-orientált programok az elterjedtek. Ezeknél a gazdálkodó előre meghatározott előírások elvégzésére, betartására vállalkozik és a kifizetést ezek teljesítése alapján kapja, függetlenül attól, hogy az elvégzett tevékenységei milyen hatást gyakoroltak a környezetre. Az eredmény-orientált programok esetében a környezetre gyakorolt hatás alapján történne a kifizetés, tekintet nélkül arra, hogy mit tett (vagy nem tett) a gazdálkodó az elvárt hatások érdekében (<http://ec.europa.eu>). Ez utóbbi ugyan hatékonyabban támogatja a közjavak előállítását, kidolgozása és működtetése még problémás. Ennek oka, hogy jelenleg még nem létezik olyan, széles körben elfogadott hatás-monitoring rendszer, amely képes lenne megbízhatóan mérni és értékelni a közjavak előállítását gazdálkodói szinten. Köztes megoldásként felmerülhet annak a



1. ábra. Az AKG programcsoportokra kifizetett támogatások adatainak összehasonlítása.

lehetősége is, hogy nem közvetlenül magukat az előállított közjavakat, hanem a megvalósult mezőgazdasági tevékenységek potenciális közjó hatásait értékeljük, különféle indikátorokkal.

A továbbiakban összefoglaljuk a jelenlegi – tevékenység-orientált módon működő – AKG program továbbfejlesztésre vonatkozó javaslatainkat (Marticsek *et al.* 2014).

A program javasolt szerkezete

Fontos szerkezeti változás, hogy az ökológiai gazdálkodás támogatása a 2014-2020 közötti időszakban már nem szerepel az agrár-környezetgazdálkodási kifizetések között, hanem önálló jogcímként, az AKG-től függetlenül fog működni.

A tervezett új AKG rendszer alapját a területhasználat adja, mely tekintetében 14 kategóriát különböztetünk meg: szántóterületek, gyepterületek, ültetvények területei, nádasok területei, MTÉ szántóterületek (ezen belül: tűzokvédelmi területek, kék vércse-védelmi területek, alföldi madárvédelmi területek, hegy- és dombvidéki madárvédelem területek), MTÉ gyepterületek (ezen belül: tűzokvédelmi területek, alföldi madárvédelmi területek, hegy- és dombvidéki madárvédelem területek, nappali lepke-védelmi területek), vízvédelmi célú szántóterületek (ezen belül: erózió-érzékeny szántóterületek, belvíz-érzékeny szántóterületek, aszály-érzékeny szántóterületek, valamint vízvédelmi célú gyepterületek (ezen belül: erózió-érzékeny gyepterületek, belvíz-érzékeny gyepterületek és aszály-érzékeny gyepterületek). Fontos szempont volt a tervezési folyamatban az előírások számának csökkentése, azok harmonizálása, racionalizálása, megfogalmazásuk egyértelműbbé tétele.

A földhasználati kategóriák mindegyikében az előírásokat három kategóriába soroltuk, melyek az alábbiak:

1) Belépési követelmények (baseline előírások): a kölcsönös megfelelés (JFGK + HMKA) előírásainak betartása – ezekért nem jár kifizetés.

2) Alap követelmények: olyan előírások, amelyeket mindenképpen teljesíteni kell, de ezekért – nem előírásonként, hanem az összes előírásra vonatkozóan, egy összegben – már jár kifizetés.

3) Választható előírások: különböző környezeti kihívásokat (vetésszerkezeti elvárások, talaj- és vízvédelem, biodiverzitás megőrzése, stb.) kezelő előírások, melyekből a támogatásra jogosultak szabadon választanak – tematikus csoportonként 1 előírást kell (lehet) választani. A kifizetési összegeket előírásonként kell majd meghatározni.

A választható előírások révén valójában gazdaság-szintű célprogramok alakíthatók ki, de megvan a lehetősége annak is, hogy bizonyos komplex célok elérése érdekében (pl. tűzokvédelmi célok) az előírások előre rögzített módon (a korábbi célprogramokhoz hasonlóan) jelenjenek meg. A támogatási összeget – mint a jelenlegi rendszerben is – előírásonként kell kiszámítani, az adott területre felvehető összes kifizetési összeg a felvett előírások számától függ.

A támogatások igénylése

A támogatások igénylése során a következő lépéseken keresztül juthat el a gazdálkodó a saját előírás-kombinációjának a meghatározásához.

- Művelési áganként (hasznosítási típusonként) meg kell vizsgálnia, hogy milyen környezeti meghatározottsággal érintett területeken folytatja a gazdálkodást, használva a MePAR tematikus fedvényeit.
- A különböző területi meghatározottságú földrészletek esetén eltérő előírás-listák lesznek hozzáférhetőek a gazdálkodó számára. Az előírás-listák egymás között nem átjárhatók, ugyanakkor a gazdálkodó művelési áganként két kombináció összeállítására kap lehetőséget.
- Az elérhető előírás-listák áttekintésével és értékelésével (gazdálkodási rendszerbe illesztés lehetősége, megvalósíthatóság, előírásonként tervezett kifizetési összeg) a gazdálkodó döntést hoz, hogy melyik (melyik két) előírás-listából kíván választani.
- A gazdálkodó az azonos művelési ágú, intézkedésbe bevonni tervezett teljes termőterületére meghatározza a kötelező alapelőírásokon túlmutató vállalt előírás-kombinációit.

Ebben az esetben tehát a gazdálkodó már a támogatás igénylése során több esetben találkozik a számára kötelező előírásokkal (pl. Natura 2000 földhasználati előírásokkal), illetve a választási lehetőségeivel. Mivel az igénylés folyamata során saját maga választja ki azokat az előírásokat, amelyeket be kíván tartani az agrár-környezetgazdálkodási vállalásai során, csökken annak esélye, hogy ismerhiány okán nem lesz képes teljesíteni azokat.

A gazdálkodók kiválasztása

A gazdálkodók kiválasztása pontozási rendszer alapján történne, amely azokat részesíti előnyben, akik nagyobb környezeti vállalásokat tesznek a területeikre. Az előírások mindegyike ugyanis önálló számértékkel rendelkezik, amely kifejezi az előírás – területi kategóriánként eltérő – környezeti hozzáadott értékét. A környezeti hozzáadott érték biztosítása érdekében az előírások számértékének minimális küszöbértéke lesz meghatározva, annak érdekében, hogy az előírások kiválasztását ne csupán a kifizetési összeg nagysága irányítsa. Elképzelhető ugyanis, hogy alacsony kifizetési összegű előírásnak magas környezeti hatása van (így ez magasabb pontszámot kap), de lehet ennek a fordítottja is. A környezeti hatás számértékét szakértői becsléssel, a többkritériumos csoportos döntéstámogatás módszerével lehet majd meghatározni. A választott előírások környezeti értéke a kiválasztási szempontrendszerben szerepet kap, azaz a magasabb környezeti hatást vállaló gazdaságok a források elosztásakor előnyt élveznek.

Degresszív kifizetés

A degresszív kifizetés rendszerének kidolgozásához a korábbi időszak jellemzőin keresztül lehet pontos információkat nyerni. A 2009-2014. támogatási időszak kedvezményezettjeinek vizsgálatával (területi méretkategóriánként igényelt kifizetések összege) meg lehet határozni azokat a gazdasági méretbeli küszöbértékeket, amelyek rendszerbe építésével a kifizetésben érintett területek méretét és a támogatott földhasználók számát maximalizálni lehet. A degresszív kifizetés rendszere alapján eltér a más intézkedések (pl. THÉT) keretében alkalmazott módszerektől, mivel itt a legmagasabb méretkategóriában is szükséges kifizetést biztosítani. Ezzel meg lehet teremteni annak az esélyét, hogy a nagy területen gazdálkodó földhasználók viszonylag csekély keretek használatával arányaiban jelentősen növeljék a kifizetésben érintett területek nagyságát. Emellett a degresszív kifizetés segíthet annak elérésében, hogy minél több földhasználó tudjon csatlakozni az intézkedéshez és így minél nagyobb legyen a kifizetésekkel érintett területek kiterjedése.

A szaktanácsadás szerepe

Az előírás-alapú agrár-környezetgazdálkodási rendszer előnyei csak a megfelelő szaktanácsadói hálózat létrehozásával és hatékony működtetésével érhetők el. A szaktanácsadói hálózat szerepe a támogatás igénylőjének gazdálkodási és környezeti viszonyainak ismeretében a lehető legmagasabb környezeti teljesítménnyel kecsegtető előírássor összeállítása és a támogatás igénylőjének tájékoztatása mind az igénylés, mind a program végrehajtása során. A szaktanácsadási szolgáltatás egységes biztosítása érdekében szükséges a központi ismeretterjesztési tevékenység mielőbbi elindítása, valamint a megfelelő támogató anyagok/rendszerek összeállítása (pl. webes döntéstámogatás).

Összefoglalás

A javasolt agrár-környezetgazdálkodási rendszertől az alábbi előnyök várhatók:

- A gazdálkodói környezettudatosság erősödése.
- Az előírások választhatósága miatt a gazdaságok adottságaihoz jobban igazodó előírássorok (gazdaság-szintű célprogramok).
- A környezeti kihívások hatékonyabb kezelése: a korlátozott pénzügyi keretek a rendszert szükségszerűen a magasabb szintű környezeti vállalások támogatása felé orientálják, kiszűrve a csekély környezeti teljesítéseket (ún. broad and shallow measures). Ennek feltétele természetesen az, hogy a kiválasztási kritériumokban szerepet kapjon a környezeti teljesítések értékelése.

- A jelentősebb környezeti problémákkal rendelkező területekre fókuszálja a támogatásokat.

A tervezett rendszer két legfontosabb eleme az önkéntesség és a területi különbségek kezelése az eltérő előírásták összeállításával. Fontosnak tartjuk hangsúlyozni, hogy az agrár-környezetgazdálkodási és éghajlati kifizetések vonatkozásában az ország teljes területére rendelkezésre fog állni egy olyan előírás-készlet, amellyel a korábbi rendszer horizontális célprogramjaihoz hasonló, de legalább minimális környezeti hozzáadott értékkel rendelkező előírás-kombináció összeállítható. Ez a lehetőség azon gazdálkodók számára is elérhető lesz, akik valamilyen környezeti meghatározottságú (MTÉT, Natura 2000, stb.) területen kívánnak a programhoz csatlakozni.

Végezetül hangsúlyoznunk kell, hogy a cikkünkben bemutatott agrár-környezetgazdálkodási kifizetési rendszer jelenleg még csak egy javaslat, végleges formát a vidékfejlesztési program elfogadását követően, a működtetést szabályozó végrehajtási rendeletben tud öltetni.

Irodalomjegyzék

- Ángyán, J., Büttner, Gy., Fésűs, I., Németh, T., Podmaniczky, L. & Tar, F. (1999): *Alapozó vizsgálatok Magyarország földhasználati zónarendszerének kialakításához. Természetvédelem és mezőgazdaság.* – MTA Műhelytanulmányok, Környezetvédelem és Integráció, Budapest, 15 pp.
- Grónás, V., Centeri, Cs., Magyar, J. & Belényesi, M. (2006): Agrár-környezetgazdálkodási programok bevezetésének hatása a kijelölt mintaterületek földhasználatára és természeti értékeinek védelmére. *Tájökol. Lapok* 4(2): 277–289.
- HUNGARIKUM Konzorcium (szerk.) (2010): *Az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program (2007-2013) félidei (mid-term) értékelése zárójelentés.* – Budapest, pp.151–219.
- Marticsek, J., Molnár, D., Mozsgai, K., Podmaniczky, L., Skutai, J. & Tóth, P. (2014): *Az agrár-környezetgazdálkodási és kapcsolódó intézkedések döntéselőkészítő tanulmánya (Javaslatok a Vidékfejlesztési Program "Környezetminőség és természeti erőforrások" munkacsoport által tervezett intézkedések tartalmára).* – Zárójelentés. Reformkert Bt.

Internetes hivatkozások

http://ec.europa.eu/environment/nature/rbaps/index_en.htm

Development opportunities of the Hungarian agri-environmental payment system

József Marticsek¹, Dániel Molnár², Katalin Mozsgai³,
László Podmaniczky², Julianna Skutai² and Péter Tóth⁴

¹*Hungarian Association of Buffalo Breeders,
H-8427 Bakonybél, Szent Gellért tér 9, Hungary*

²*Szent István University, MKK-TTI,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

³*Szent István University, PIK,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

⁴*BirdLife Hungary,
H-1121 Budapest, Költő u. 21, Hungary
e-mail: podmaniczky.laszlo@gmail.com*

The agri-environmental measures of the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) have recently taken a special orientation. While the measures themselves – basically through the prescriptions – try to serve environmental- and nature conservation aims, the beneficiaries of the measures – due to the well-known way of operation – can only partly interpret the subsidies as a payment for real ecosystem-services. Many farmers think, that these payments are really “only” subsidies, that can be conceived as a kind of top-up on the basic subsidy. The paper gives a short overview on the history of Hungarian Agri-environmental payment system, underlying the problems of each period. It shows in details the conception – developed by the authors – for agri-environmental measures of the Hungarian Rural Development Program between 2014-2020. The core elements of the concept are the prescriptions differentiated by land-use types. Choosing among them the farmers have the opportunity to create even farm-level measures. The proposed system focuses the payments on areas with major environmental and nature-conservation problems. It also helps in the promotion of environmentally aware farming.

Keywords: agri-environmental farming, agricultural subsidies, rural development, EAFRD

Mennyire elégséges a Natura 2000 hálózat a nagy diszperzió-képességű jelölő fajok védelméhez?

Prommer Máttyás¹, Horváth Márton² és Bagyura János²

¹Bükk Nemzeti Park Igazgatóság,
3306 Eger, Sánc utca 6.

²Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület,
1121 Budapest, Költő utca 21.

e-mail: mprommer@yahoo.com

Összefoglaló: A Natura 2000 hálózatot az Európai Unió növény- és állatfajainak, valamint élőhelyeik védelmére alakították ki. A területek kijelölésének alapját az adott területen előforduló fajok és élőhelyek képezték. A hálózat elemei lefedik a kijelölés alapjául szolgáló, helyhez kötött és kis diszperzió képességű fajok jelentősebb populációinak élőhelyeit, azonban kevésbé ismert, mennyire fedik le a hálózat elemei a nagy diszperzió képességű fajok által használt területeket. A vizsgálat során két ragadozómadár-faj, a kerecsensólyom (*Falco cherrug*) és a parlagi sas (*Aquila heliaca*) fiatal, nyomkövető eszközzel felszerelt egyedeinek mozgását vetettük össze a Natura 2000 területekkel. A harminchat kerecsensólyom és a huszonkét parlagi sas a szülői revír elhagyása, és a revírfoglalás közötti időszakban kijelölte a két faj számára alkalmas területeket. A magyarországi adatok összességét tekintve 100%-nak, mind a kerecsensólymok, mind a parlagi sasok esetében, a koordináták kevesebb, mint 50%-a esett Natura 2000 területre. A jelölt egyedek tehát idejük kevesebb, mint felét töltötték a védelmet adó Natura 2000 területen, életük legsérülékenyebb időszakában. Az eredmény jelzi, hogy bár a Natura 2000 területek elengedhetetlenül szükségesek e fajok védelméhez, fontos, hogy rendelkezésre álljanak olyan szabályozók, és pénzügyi eszközök, amelyek biztosítják a nagy diszperzió képességű fajok védelmét a Natura 2000 hálózat területein kívül is.

Kulcsszavak: Natura 2000, diszperzió képesség, kerecsensólyom, parlagi sas, nyomkövetés

Bevezetés

Az Európai Unió által létrehozott Natura 2000 egy összefüggő ökológiai hálózat, amelynek célja a közösségi jelentőségű természetes élőhelytípusok, vadon élő állat- és növényfajok védelmén keresztül biztosítani a biológiai sokféleség megóvását az Európai Unióban. A hálózat az Európai Unió két természetvédelmi irányelve alapján kijelölt területeket – az 1979-ben megalkotott madárvédelmi irányelv (79/409/EGK) végrehajtásaként kijelölendő különleges madárvédelmi területeket (Special Protection Area, vagy SPA) és az 1992-ben elfogadott élőhelyvédelmi irányelv (43/92/EGK) alapján kijelölendő különleges természetmegőrzési területeket (Sites of Community Importance, vagy SCI) – foglalja magába. A közösségi jelentőségű élőhelytípusok közül 46, növényfajok közül 36, madarak közül 91,

egyéb állatfajok közül 105 fordul elő Magyarországon számottevő állományban, melyek hazai állományai kapcsán területeket kellett kijelölni. Az eredeti védett területeink csaknem mindegyike bekerült a hálózatba, valamint további körülbelül 1,2 millió hektár kapott uniós védeltséget. E területek között nagy arányban vannak mezőgazdasági területek, gyepek, tavak, folyók, erdők, ahol évszázadok óta gazdálkodás folyik (Natura 2000 Magyarországon: <http://www.natura.2000.hu/hu>).

A területi alapú védelem a természetvédelem legfontosabb eszköze, amit az Európai Unió is alkalmaz a veszélyeztetett fajok megőrzése érdekében. A Natura 2000 hálózat elemei – a halfajok kivételével – az európai szinten veszélyeztetett fajok elterjedési területének jelentős részét lefedik (Trochet & Schmeller 2013). Ez a lefedettség nagy valószínűséggel magába foglalja a helyhez kötött, vagy kis diszperziós képességű fajok legjelentősebb élőhelyeit, biztosítva – legalább elvi szinten – azok hosszú távú megőrzését. Nem ismert ugyanakkor, hogy mennyire fedik le ezek a területek a nagy diszperzió képességű fajok – például a ragadozómadarak – által leginkább használt élőhelyeket. A ragadozómadár-fajok és a Natura 2000 közötti kapcsolatot eddig csak abból a szempontból vizsgálták, hogy a tanulmányban vizsgált négy faj (*Aquila chrysaetos*, *Aquila pomarina*, *Gyps fulvus*, *Neophron percnopterus*) jelenléte alapján kijelölt Natura 2000 területek hosszabb távon milyen mértékben fogják lefedni a vizsgált fajok élőhelyeit, amennyiben azok elterjedési területei megváltoznak az éghajlatváltozás és az ember területhasználata következtében (Mazaris *et al.* 2013). A ragadozómadarak mozgásterületei ugyanakkor, a védelmükre kijelölt területek többszörösét is lefedhetik, és nem ismert, hogy milyen mértékben fednek át e fajok egyedeinek fő mozgásterületei a védelmükre kijelölt területekkel. Különösen érdekes ez a kérdés azon fajok esetében, amelyek csak több év alatt várnak ivaréretté. A fiatal madarak hatalmas területeket járnak be ivaréretésükig, számukra alkalmas élőhelyeket keresve és – a területet foglaló ivarérett madarakhoz képest – fokozottan ki vannak téve a veszélyeztető tényezőknek. Fenti kérdések megválaszolása tehát segít a hatékonyabb fajvédelmi intézkedések megalkotásában és végrehajtásában.

Annak megismerésére, hogy az uniós természetvédelmi politika milyen hatékonysággal érvényesül a gyakorlatban, és milyen védelmet biztosít a nagy diszperziójú fajok számára, harminchat fiatal kerecsensólyom (*Falco cherrug*) és huszonkét fiatal parlagi sas (*Aquila heliaca*) magyarországi mozgásterületeit vettük össze a hazai Natura 2000 területekkel. Mindkét faj alapvetően keleti elterjedésű, síkvidéki, sztyeppi élőhelyekhez kötődő faj (Bagyura & Haraszthy 2014). Európában legnagyobb stabil állományaik a Kárpát-medencében találhatóak, innen nyugatra már csak kisebb perempopulációk élnek. A két faj megőrzése Európában ezért alapvetően Magyarország felelőssége. Az elemzés során megnéztük, a

rendelkezésre álló, a madarak aktuális helyét jelölő koordináták milyen arányban találhatóak Natura 2000 területen, illetve azokon kívül.

Módszerek

Az elemzés során GPS-szel ellátott műholdas jeladókkal felszerelt fiatal madarak koordinátáit elemeztük a Natura 2000 területek függvényében. Mivel a kirepülés helye adott, és a csak onnan származó adatok torzíthatják az eredményeket, kizárólag az olyan fiatal madarak adatait használtuk fel, amelyek kirepültek és túléltek a szülői revírben töltött első heteket, majd elhagyták a kirepülés helyét. Natura 2000 területen, és azon kívül is jelöltünk madarakat, azonban az előbbi kritérium miatt, a jelölés helye nem befolyásolta az elemzés eredményét. A jelölt egyedek között egyaránt volt tojó és hím, azonban az elemzés során nem tettünk különbséget az ivarok között. A vizsgált időszakban – 2007 június elejétől 2014 október végéig – az elemzéshez választott egyedek jeladói minimum négy, maximum hetvenhét hónapig működtek, azonban az időközben ivaréretté vált madarak revírfoglalást követő adatai nem lettek figyelembe véve.

A két faj egyedei több európai uniós, és nemzetközi fajvédelmi program keretében (LIFE06 NAT/HU/000096; LIFE09 NAT/H/000384; LIFE10 NAT/H/019; EAZA Ragadozóvédelmi kampány) lettek megjelölve műholdas jeladókkal. Mindkét faj esetében, fiatal, kirepülés előtt álló egyedeket jelöltünk a korábban leírt módszer szerint (Prommer *et al.* 2012). A jelöléshez kerecsensólymok esetében 17–22 grammos, napelemes, Argos rendszerű, míg parlagi sasok esetében 45–70 grammos, napelemes, Argos, GSM vagy GSM-UHF rendszerű, GPS-szel ellátott jeladókat használtunk. A jeladók oly módon voltak beállítva, hogy csak a nappali, aktív időszakban mérték be a madarakat, éjjel nem működtek, így kímélve a napelem által töltött akkumulátort. Az adatfelvétel napi időszakát évszakonként igazítottuk a nappalok hosszához. A parlagi sasok nagyobb méretű jeladója – így akkumulátora – lehetővé tette a sűrűbb adatfelvételt, ami jellemzően egy adat volt minden félórán. Ezzel szemben a kerecsensólymok kisebb jeladói legfeljebb napi hat koordináta felvételét tették lehetővé. Mivel a koordináták felvétele meghatározott és szabályos időközökben történt mindkét faj egyedeinek esetében, a koordináták egyben arról is tájékoztatást adnak, hogy egy madár mennyi időt töltött egy adott területen.

A jelölt egyedek koordinátáit fajonként összesítettük, és az így kapott koordinátahalmazt vizsgáltuk QGIS térinformatikai szoftver segítségével. A jelölt madarak mozgásterülete messze meghaladta Magyarország területét, azonban elemzéskor csak a Magyarország területére eső koordinátákat vettük figyelembe, ezek összes-

ségét tekintettük 100%-nak. A térinformatikai szoftvert használva, az összesített adatokból fajonként leválogattuk azokat, amelyek Natura 2000 területre estek, illetve (a területi átfedések miatt) külön-külön is az SPA-kra és a SCI-kre eső pontokat, majd kiszámoltuk ezek arányát a fajonkénti teljes koordinátahalmazhoz képest.

Eredmények

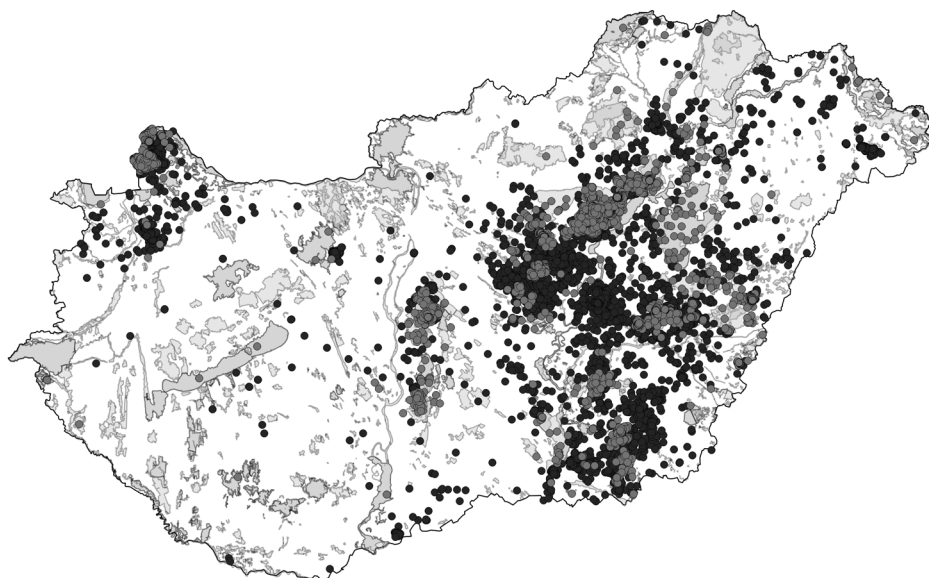
A koordináták területi eloszlása azt mutatta, hogy a harminchat – Magyarországon, fészekben jelölt – fiatal kerecsensólyomtól származó pontok csupán 59,87%-a esett hazánk területére (1. táblázat). Ugyanez az arány a szintén hazai jelölésű fiatal parlagi sasoknál 76,49% (1. táblázat).

1. táblázat. A harminchat jeladós kerecsensólyom és huszonkét jeladós parlagi sas Natura 2000 területekre eső koordinátáinak aránya a Magyarországra eső koordináták összességéhez képest.

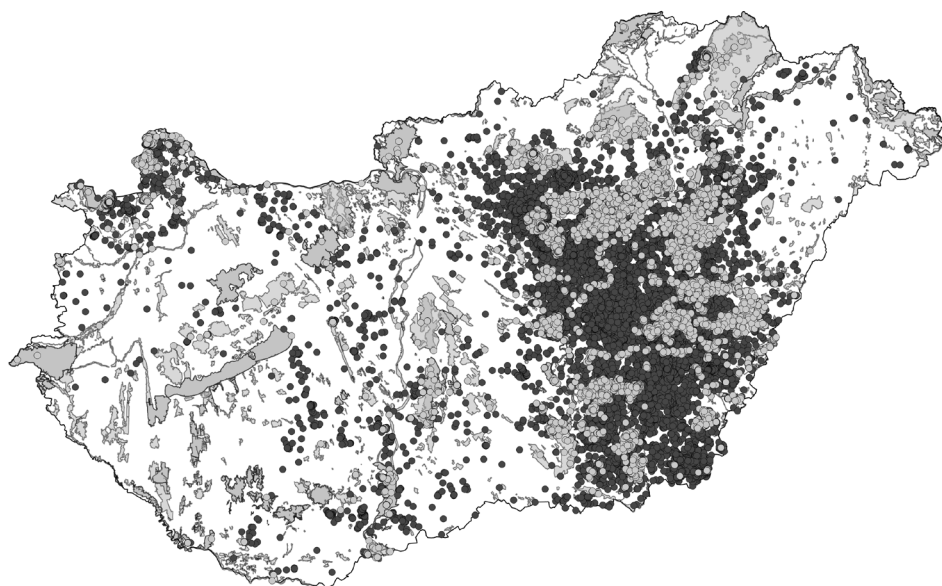
	kerecsensólyom		parlagi sas	
	Koordináták száma	%-os arány	Koordináták száma	%-os arány
Összes koordináta	32 660	n.a.	107 461	n.a.
Magyarországi koordináták száma	19 554	100%	82 204	100%
SPA-ra eső koordináták száma	8 817	45,09%	33 626	40,91%
SCI-re eső koordináták száma	3 319	16,97%	12 775	15,54%
Natura 2000 területre eső koordináták száma	9 696	49,59%	37 445	45,55%

A hazai koordináták eloszlását tekintve, mind a kerecsensólymok (1. ábra), mind a parlagi sasok (2. ábra) elsősorban az alföldi jellegű élőhelyekhez kötődtek. A két faj legtöbb koordinátája az Alföldről, ezen belül elsősorban a Tiszántúlról, és a Kisalföldről jött. A parlagi sasok ugyanakkor ritkán, de rendszeresen látogatták az Északi-középhegységet is, azon belül is elsősorban a Mátrát és a Bükköt. A Dunántúl délnyugati és nyugati részeit azonban mindkét faj egyedei jól láthatóan kerülték.

A kerecsenek idejük valamivel kevesebb, mint felét (49,59%) töltötték Natura 2000 területen, amelyek közül az SPA-kat részesítették előnyben (1. táblázat). A parlagi sasok koordinátáinak viszont csak 45,55%-a esett Natura 2000 területre. A két Natura 2000 területtípus közül e faj jelölt egyedei is a madárvédelmi irányelv alapján kijelölt SPA területeken tartózkodtak többet (1. táblázat). Összességében



1. ábra. A jeladóval jelölt fiatal kerecsensólymok Natura 2000 területre (világosszürke) és azon kívül eső (sötétszürke pontok) koordinátái. A Natura 2000 területek szürke színnel vannak jelölve.



2. ábra. A jeladóval jelölt fiatal parlagi sasok Natura 2000 területre (világosszürke) és azon kívül eső (sötétszürke pontok) koordinátái. A Natura 2000 területek szürke színnel vannak jelölve.

tehát mind a kerecsensólymok, mind a parlagi sasok több időt töltöttek a Natura 2000 területeken kívül, mint azokon.

Tekintettel azonban arra, hogy a Natura 2000 területek csak az ország 21%-át fedik le, a fenti eredmények alapján a fiatal kerecsenek 3,7-szer, a fiatal parlagi sasok 3,15-ször nagyobb valószínűséggel fordulnak elő Natura 2000 területen belül, mint azon kívül.

Értékelés

Eddigi ismereteink alapján, a két faj diszperziója, és vonulási stratégiája alapvetően eltér. A fiatal kerecsensólymok nagy területet érintenek diszperziójuk során, és nagyobb arányban hagyják el Magyarországot, és a Kárpát-medencét, mint a fiatal parlagi sasok. Az első naptári éves madarak ősszel délnyugati irányba indulnak, és kiindulási helyüktől változó távolságban találnak telelőterületet, esetenként Észak-Afrikába is eljutva (Prommer *et al.* 2012). A fiatal parlagi sasok ezzel szemben sokkal inkább ragaszkodnak a Kárpát-medencéhez, és ezen belül Magyarországhoz, bár egyes példányok szintén eljuthatnak Észak-Afrikába (parlagi sas vonulás: <http://www.satellitetracking.eu>). Ez a viselkedésbeli eltérés magyarázatot ad a Magyarországra eső koordináták arányában látható különbségre, a két faj között.

A két faj egyedeitől származó magyarországi koordináták az mutatják, hogy mindkét faj a sík, nyílt területeket részesíti előnyben, amit életmódjuk indokol. Az eredetileg sztyeppi élőhelyeken élő fajok hazánkban már csak korlátozottan találnak természetközeli füves élőhelyeket. A két faj állománynövekedése (Bagyura *et al.* 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011; Horváth *et al.* 2011, 2012, 2014a, 2014b, 2015a, 2015b) az utóbbi évtizedben azonban azt mutatja, hogy a mezőgazdasági területeken is képesek stabil állományt kialakítani, amennyiben egyéb negatív tényezők (mérgezés, áramütés, stb.) nem akadályozzák őket ebben. Ezt támasztja alá a koordináták elemzése is, amely szerint a fiatal madarak – annak ellenére, hogy előfordulásuk relatív valószínűsége több mint háromszor nagyobb a Natura 2000 területeken – idejük nagyobb részét a Natura 2000 területeken kívül töltik. A Natura 2000 területek túlnyomó része azonban, nem terjed ki a mezőgazdasági területekre, azaz hiába alkalmas számos mezőgazdasági terület e két jelölő faj egyedeinek számára, nincs uniós védetség alatt.

Jelenleg a célzottan természetvédelmi uniós támogatási rendszerek (a LIFE program, a KAP egyes elemei, az operatív programok) a Natura 2000 területekre fókuszálnak. Még a kifejezetten fajvédelmi programokra adott támogatások esetén is, sok esetben területileg korlátozva van számos tevékenység (például a

veszélyes oszlopok szigetelése, fészkek-kihelyezés, stb.), és csak külön uniós engedéllyel hajtható végre Natura 2000 területen kívül. Külön problémát jelent, hogy a Natura 2000 hálózat részét nem képező, de a fenti fajok számára alkalmas területeken szinte minden természetvédelmi korlátozás nélkül megvalósítható olyan beruházás (például szélérőmű park), amely teljesen alkalmatlanná teszi a területet az adott fajok számára. Ez nem csak hazánkban van így, hiszen például a szomszédos Burgenlandban (Ausztria) van olyan – a kerecsensólyom, és a parlagi sas számára egyébként alkalmas – Natura 2000 terület, amelyet szinte „körbeépítettek” szélturbinákkal, ezzel gyakorlatilag kizárva a tárgyalt két faj bármelyikének a megtelepedését.

Fentiek tükrében kijelenthető, hogy a Natura 2000 hálózat, a vonatkozó hazai jogszabályok, és a hozzájuk kapcsolódó uniós támogatási rendszerek elengedhetetlenül fontos, de nem elégséges eszközei a nagy diszperzió képességű fajok védelmének. Szükség van a támogatási rendszerek, és a jogszabályok megváltoztatására oly módon, hogy azok hatékonyabb védelmet nyújtsanak egy-egy faj számára a Natura 2000 területeken kívül is. Természetesen, nem reális az a célkitűzés, hogy minden, e fajok számára alkalmas terület kerüljön Natura 2000 védelem alá. Nagyon fontos azonban, hogy a természet védelmét szolgáló intézkedések garantálják a védelmet a Natura 2000 területeken kívül is. Ennek megvalósításához elengedhetetlenül szükséges a nagy diszperziójú jelölő fajok fészkelő állományainak pontos ismerete – beleértve az állomány elterjedését és a fészkek pontos helyét – és rendszeres monitoringja, e fajok területhasználatának megismerése, valamint a rendelkezésre álló adatok megfelelő szintű hozzáférhetőségének megteremtése a tervezett beruházásokhoz készülő környezetvédelmi hatásvizsgálatok elkészítéséhez. Ennek első lépéseként szükséges egy részt az e két faj kapcsán, másrészt egyéb fajok kapcsán rendelkezésre álló adatsorok részletesebb és pontosabb elemzése (az adatok részletesebb területi, és kor szerinti leválogatása és elemzése, a revírben jelölt öreg madarak adatainak elemzése, a fészkelő állomány elterjedésének elemzése, más nagy diszperziójú jelölő fajok rendelkezésre álló adatainak elemzése, más országokban jelölt hasonló fajok adatsorainak összehasonlító elemzése). Az eredmények birtokában pedig kidolgozhatók azok az intézkedések, amelyek segítségével hatékonyabb védelmet lehet biztosítani e fajok számára a Natura 2000 területeken kívül is.

Irodalomjegyzék

Bagyura, J., Szitta, T., Haraszthy, L., Demeter, I., Sándor, I., Dudás, M., Viszló, L., Puskás, L. & Váczy, M. (2004): Kerecsensólyom-védelmi Munkacsoport. – *Heliaca* I: 16–20.

- Bagyura, J., Szitta, T., Haraszthy, L., Demeter, I., Sándor, I., Dudás, M., Viszló, L., Klébert, A., Váczi, M., Fatér, I. & Zalai T. (2005): Kerecsensólyom-védelmi Munkacsoport 2005. évi beszámolója. – *Heliaca* 1: 17–21.
- Bagyura, J., Szitta, T., Haraszthy, L., Fidlóczky, J., Prommer, M., Solti, B., Fatér, I., Dudás, M., Tihanyi, G., Zalai, T., Váczi, M., Viszló, L., Klébert, A., Kazi, R., Puskás, L., Tóth, I. & Török, H. A. (2006): Kerecsensólyom-védelmi Munkacsoport 2006 évi beszámolója. – *Heliaca* 1: 25–32.
- Bagyura, J., Fidlóczky, J., Szitta, T., Prommer, M., Tihanyi, G., Zalai, T., Viszló, L., Váczi, M., Tóth, I. & Haraszthy L. (2007): Kerecsensólyom-védelmi Munkacsoport 2007 évi beszámolója. – *Helica* 1: 18–30.
- Bagyura, J., Fidlóczky, J., Szitta, T., Prommer, M., Tihanyi, G., Zalai, T., Balázs, I., Váczi, M., Viszló, L., Klébert, A., Haraszthy, L., Tóth, I., Török, H. A., Demeter, I., Serfőző, J., Pigniczki, Cs. & Kazi R. (2008): Kerecsensólyom-védelmi Munkacsoport 2008. évi beszámolója. – *Heliaca* 1: 18–26.
- Bagyura, J., Fidlóczky, J., Szitta, T., Prommer, M., Tihanyi, G., Zalai, T., Balázs, I., Váczi, M., Viszló, L., Klébert, A., Haraszthy, L., Tóth, I., Török, H. A., Demeter, I., Serfőző, J., Pigniczki, Cs., Kazi, R. & Erdélyi, K. (2009): A Kerecsensólyom-védelmi Munkacsoport 2009 évi beszámolója. – *Heliaca* 1: 24–34.
- Bagyura, J., Fidlóczky, J., Szitta, T., Prommer, M., Tihanyi, G., Zalai, T., Balázs, I., Váczi, M., Viszló, L., Klébert, A., Haraszthy, L., Tóth, I., Török, H. A., Demeter, I., Serfőző, J., Pigniczki, Cs., Kazi, R. & Erdélyi K. (2010): A Kerecsensólyom-védelmi Munkacsoport 2010 évi beszámolója. – *Heliaca* 1: 22–30.
- Bagyura, J., Fidlóczky, J., Szitta, T., Prommer, M., Tihanyi, G., Zalai, T., Balázs, I., Váczi, M., Viszló, L., Klébert, A., Haraszthy, L., Tóth, I., Török, H. A., Demeter, I., Serfőző, J., Pigniczki, Cs., Kazi, R., Kovács, L. & Nagy, L. (2011): A Kerecsensólyom-védelmi Munkacsoport 2011. évi beszámolója. – *Heliaca* 1: 18–24.
- Bagyura, J. & Haraszthy, L. (2014): Kerecsensólyom *Falco cherrug*, Gray, 1834. – In: Haraszthy, L. (szerk): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár. pp. 573–576.
- Horváth, M., Szitta, T., Fatér, I., Kovács, A., Demeter, I., Firmánszky, G. & Bagyura, J. (2011): Population dynamics of the Eastern imperial eagle (*Aquila heliaca*) in Hungary between 2001 and 2009. – *Acta Zool. Bulg. Suppl.* 3: 61–70.
- Horváth, M., Bagyura, J., Fatér, I., Firmánszky, G., Juhász, T., Kleszó, A., Szitta, T., Tóth, I. & Váczi, M. (2012): Parlagisas-védelmi Munkacsoport 2010. évi beszámolója. – *Heliaca* 1: 12–16.
- Horváth, M., Bagyura, J., Fatér, I., Firmánszky, G., Juhász, T., Kleszó, A., Szitta, T., Tóth, I. & Váczi, M. (2014a): A Parlagisas-védelmi Munkacsoport 2011. évi beszámolója. – *Heliaca* 1: 8–11.
- Horváth, M. (2014b): Parlagi sas *Aquila heliaca*, Savigny, 1809. – In: Haraszthy L. (szerk): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár. pp. 562–565.
- Horváth, M., Bagyura, J., Fatér, I., Firmánszky, G., Juhász, T., Klébert, A., Pongrácz, Á., Prommer, M., Szelényi, B. & Váczi, M. (2015a): A Parlagisas-védelmi és Mérgezés-megelőzési Munkacsoportok 2012. évi beszámolója. – *Heliaca* 1: 6–11.
- Horváth, M., Bagyura, J., Deák, G., Fatér, I., Firmánszky, G., Juhász, T., Klébert, A., Pongrácz, Á., Prommer, M., Szelényi, B. & Váczi, M. (2015b): A Parlagisas-védelmi és Mérgezés-megelőzési Munkacsoportok 2012. évi beszámolója. – *Heliaca* 1: 6–9.
- Mazaris, A. D., Papanikolaou, A. D., Barbet-Massin, M., Kallimanis, A. S., Jiguet, F., Schmeller, D. S., & Pantis, J. D. (2013). Evaluating the Connectivity of a Protected Areas' Network under the Prism of Global Change: The Efficiency of the European Natura 2000 Network for Four Birds of Prey. – *PLoS ONE*, 8(3), e59640. doi:10.1371/journal.pone.0059640

Prommer, M., Bagyura, J., Chavko, J. & Uhrin, M. (2012): Migratory movements of Central and Eastern European Saker Falcons (*Falco cherrug*) from juvenile dispersal to adulthood. – *Aquila* **119**: 111–134.

Trochet, A. & Schmeller, D. S. (2013): Effectiveness of the Natura 2000 network to cover threatened species. *Nature Cons.* **4**: 35–53.

Internetes hivatkozások

Natura 2000. Letöltve: 2015.01.05. Link: <http://www.natura.2000.hu/hu>

Parlagi sas vonulás. Letöltve: 2015.01.05. Link: <http://www.satellitetracking.eu/>

How sufficient is the Natura 2000 network to conserve highly dispersive species?

Mátyás Prommer¹, Márton Horváth² and János Bagyura²

¹*Bükk National Park Directorate,
H-3306 Eger, Sánc utca 6, Hungary*

²*MME/BirdLife Hungary,
H-1121 Budapest, Költő utca 21, Hungary
e-mail: mprommer@yahoo.com*

The Natura 2000 network was created to protect the European plant and animal species, as well as their habitats. The designation of sites was based on the presence of species and habitats in a given area. Elements of the network cover sufficiently the most important habitats of non-mobile species and species of low dispersive capabilities, however it is unclear, how sufficiently they cover the most important areas used by highly dispersive species. In the study, we analyzed the movements of immature satellite-tracked individuals of two birds of prey species – the saker falcon (*Falco cherrug*) and the eastern imperial eagle (*Aquila heliaca*) – against Natura 2000 sites. In the period between leaving the natal eyrie and establishing their own eyries, the thirty-six saker falcons and twenty-two imperial eagles indicated the sites appropriate for them. Considering all the Hungarian data as 100%, less than 50% of the coordinates were located on Natura 2000 sites both in case of saker falcons and imperial eagles. Thus the tracked individuals spent less than half of their time on safe Natura 2000 sites in the most vulnerable period of their life. The result suggests that although the Natura 2000 sites are essential for the conservation of those species, it is important to have complementary legal and financial instruments to ensure the protection of highly dispersive species also outside of Natura 2000 sites.

Keywords: Natura 2000, dispersive, saker falcon, imperial eagle, tracking

Egy belső-somogyi fás legelő múltja, jelene és jövője természetvédelmi szempontból

Samu Zoltán Tamás¹, Bódis Judit¹ és Varga Anna²

¹*Pannon Egyetem, Georgikon Kar
8360 Keszthely, Deák F. u. 16.*

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

e-mail: pkov.samu@gmail.com

Összefoglaló: A fás legelő az európai kultúrtáj egyik kiemelten fontos élőhelytípusa, amely iránt pár évtizedes tájhasználat felhagyást követően, a természetvédelem és a mezőgazdaság részéről is elkezdett nőni az érdeklődés. Célunk egy felhagyott fás legelő tájtörténetének, botanikai értékeinek és jövőbeli kezelési lehetőségeinek a feltárása. A vizsgált Nyíresi legelőt (Pusztakovácsi) a 19. század végétől egészen az 1960-as évekig községi legelőként használták, majd a helyi termelőszövetkezet tulajdonába került. Ezután a terület legeltetését és tisztítását fokozatosan felhagyták. Utoljára 1998-ban legeltették a területen. A felhagyás óta spontán beerdősülés és cserjésedés indult el a legelő nagy részén, emellett egyes részeket beerdősítettek, szántóvá alakítottak át, az északi és a déli részeket pedig kaszálják. A legelőn napjainkban négy védett növényfaj fordul elő, melyeket eredeti nyílt élőhelyük beerdősülése és az özőnfajok terjedése veszélyeztet. A művelési ág változtatások nem hoztak gazdasági eredményeket. Természetvédelmi és gazdálkodási szempontból is a terület fás legelőként való újbóli hasznosítása lenne a legmegfelelőbb. Ennek megvalósítását elsősorban a bekövetkezett művelési ág változások akadályozzák, amellett hogy a terület tulajdoni viszonyai is megnehezítik az egykori egységes területhasználat visszaállítását.

Kulcsszavak: agár-erdészeti rendszerek, tájtörténet, védett fajok, beerdősülés, legeltető állattenyésztés, hagyományos tájhasználat, agrártámogatások

Bevezetés

A fás legelők gazdálkodás által kialakított és fenntartott magas biodiverzitású élőhelyek egész Európában (Hartel & Plininger 2014). Ennek ellenére a magyarországi területek történetére, biodiverzitására és kezelésére vonatkozóan viszonylag kevés konkrét információ áll rendelkezésre (Juhász 1994, 2007, Mihók *et al.* 2014, Varga *et al.* 2014). Az elmúlt években egyre több felhagyott fás legelőt alakítanak vissza vagy másféle gazdálkodási móddal újból művelés alá veszik, ami nagyrészt a mezőgazdasági támogatásoknak és pályázati forrásoknak köszönhető (Harmos 2013). A visszaalakítások és az újbóli használatba vételek során alapvető fontosságú a terület múltjának ismerete és természeti értékeinek megőrzése (Molnár & Bíró 2010, Barna *et al.* 2014). Kutatásunk célja egy felhagyott belső-somogyi

fás legelő múltjának, jelenlegi állapotának és jövőbeli hasznosítási lehetőségeinek megismerése. Az alábbi kérdéseket fogalmaztunk meg: 1.) Milyen vegetációs változások történtek a területen az elmúlt 250 évben? 2.) Milyen volt a tájhasználat? 3.) Milyen védett növényfajok és élőhelytípusok találhatóak ma a területen? 4.) Mekkora populációjuk van a védett fajoknak? 5.) Mi az a hasznosítási forma, ami egyaránt megfelelné a gazdasági és természetvédelmi szempontoknak?

Módszerek

A vizsgált terület Somogy megyében, a Kelet-Belső-Somogy kistáj nyugati szélén, Pusztakovácsi településtől nyugatra található Nyíresi legelő (46°32'22,51", 17°32'39,31") 65 ha-os részlete mely 133-149 m tszf magasságon terül el. Jellemző talajtípusai a nem karbonátos humuszos homoktalaj, a réti és a barna erdőtalaj (Molnár 1983). A legelő tájtörténetét félig-strukturált interjúk, levéltári anyagok, monográfiák, kéziratok, kutatási jelentések, katonai és kéziratós térképek valamint légifotók elemzésén keresztül tártuk fel (Molnár & Biró 2010). Az interjúkat a területet jól és régóta ismerő öt helyi lakossal (42-70 évesek, átlagos életkoruk 55 év) készítettük. A térinformatikai feldolgozáshoz QGIS programot használtunk. 2013-ban szisztematikus terepbejárások során mértük fel a védett növényfajokat és az élőhelytípusokat (Bölöni *et al.* 2011, Király 2009).

Eredmények

Múlt - Tájhasználat változás

Az I. katonai felmérés idején (1784) a vizsgált területet és környezetét homokbuckás, erdős, nyílt gyepes és vízállásos részek mozaikja jellemzi (1. függelék az online függelékben [OF]). Erre és az ezt megelőző időkre vonatkozóan nincsen konkrét adat, a Nyíresi legelő 1700-as években történő legeltetésére a környéken található hasonló adottságú területek tájhasználatából következtethetünk (Takáts 1986). A II. katonai felmérés (1857) térképén már egyértelműen látható, hogy a vizsgált területet és környékét is legelőként hasznosították. Az 19. század közepén az erdő és a legelő borítottság megközelítőleg azonos nagyságú volt (1. függelék az online függelékben [OF]), a terület közepén fekvő delelő dombot erdő borította. A terület közelében a főbb útvonalak, az épített és kialakított környezet megfeleltethető a mai állapotoknak. 1880-ra (III. katonai felmérés) a gyepek aránya csökkent az 1857-es állapothoz képest, az egybefüggő erdőterület északi irányba növekedett (1. függelék az online függelékben [OF]). A kijelölt 65 ha-os terület a 19. század végétől egészen a 20. század közepéig Pusztakovácsi községi legelője

volt, ahol 300–350 szarvasmarha legelt Szent György (április 24.) napjától a hideg idő és a fagyok beálltáig. A legelőhasználattal és a legeltetéssel (legelőtisztítás, gyomtalanítás, tövises iglice-irtás (*Ononis spinosa*), árkok, kutak, vályúk tisztítása-karbantartása, a legelőn található faállomány használata) kapcsolatos minden kérdésben a helyi legeltetési bizottság volt az illetékes. A bizottság szedte be a pásztordíjat, amelyből a legeltetéssel kapcsolatos kiadásokat rendezték, legfőképp a pásztorok bérét. Tagjait a falu lakossága maga választotta a gazdák közül. Míg a gyepek kiterjedése és állapota alig változott az 1950-es évekig, az erdővel borított területek ligetessé váltak és a delelő dombot borító erdőt több lépcsőben letermelték. 1961-ben megszűnt a Legeltetési Bizottság, feladatait teljes egészében az addigra már megalakult termelőszövetkezet vette át. A legelő és a lakosság állatállományának jelentős része szövetkezeti tulajdonba került. Az 1950-es évekhez képest az 1980-as évekre a zárt erdők aránya tovább apadt (2. függelék az online függelékben [OF]). Az 1980-as években a szövetkezeti állattartó telepről naponta hajtották ki a legelőre a termelőszövetkezet 70-80 növendéküszőjét és bikáját a lakosság megközelítőleg 100 szarvasmarhájával együtt. A községi csorda állatállománya 1990-re annyira lecsökkent, hogy nem volt érdemes velük a legelőre járni. A nem legeltetett részeket ezt követően kaszálták. A növendékeket a szövetkezet megszűnéséig, 1998-ig hajtották ki.

Az ezredforduló után az agrártámogatások rendszere, ezen belül az erdőtelepítések támogatása kedvezett az alacsony aranykorona értékű, gyenge termőképességű területek erdősítésének. A legelő középső és keleti részén 10 ha-t meghaladó nagyságú területen, a talaj adottságait figyelembe véve fehér akácot (*Robinia pseudoacacia*) és mézgás éger (*Alnus glutinosa*) ültettek. A legelő északnyugati szélén feltörték és jelenleg is szántóként használnak egy 3,5 ha-os területet (3. függelék az online függelékben [OF]).

Jelen - Tájhasználat és botanikai értékek

A Nyíresi legelőt 14 önálló helyrajzi számmal rendelkező területre osztották fel (Virányi 2008, 4. függelék az online függelékben [OF]). Ebből nyolc a Nemzeti Ökológiai Hálózatba tartozik, de egyik sem védett vagy NATURA 2000-es terület. Az erdő művelési ágba tartozó öt terület (048/5, 048/7, 048/8, 030 hrsz) növényzetét égerliget (J5), gyertyános-kocsányos tölgyes (K1a), őshonos fafajú puhafás jellegtelen vagy pionír (RB) és őshonos fafajú keményfás jellegtelen erdő (RC) alkotja. Egy területen (048/17 hrsz) fehér akác és mézgás éger ültetvény (S1 és RB) található. A kilenc legelő művelési ágú területből mindösszesen 4 feleltethető meg a bejegyzett hasznosítási formának (034/1, 048/6, 048/18, 048/19 hrsz). A négy megmaradt legelő terület, elhelyezkedésüktől függően jellegtelen üde gyepek (OB), homoki sztyepprétek (H5b) és jellegtelen száraz-félszáraz gyepek (OC)

élőhely kategóriába sorolhatóak. A legelőként bejegyzett 048/14 hrsz.-ú területet szántóként használják. A 048/13 hrsz.-ú terület esetében a művelési ág megosztva szerepel: 1/3-a erdőként, 2/3-a legelőként. Ténylegesen a terület megközelítőleg felét borítja erdő (K1a és J5), a legelő egy részét szántóként hasznosítják, a többin pedig jellegtelen üde gyepek (OB) és mocsárrét (D34) van. A vizsgált terület közepén levő legelő művelési ágú területeket (048/15 és 048/10 hrsz.) különböző élőhelytípusok borítják. Itt van az egykori delelő erdő, amely gyertyános, kocsányos tölgyes fáslegelő (P45). A delelőtől délnyugatra húzódó mélyebb fekvésű rész a mocsárrétek (D34) élőhely kategóriába sorolható, jelentős rajta a magas kőrös (*Fraxinus excelsior*) felverődése. A többi részt akác (S1) és jellegtelen gyepek (OB és OC) fedik. A keleti oldalon levő homoki sztyepprétek és jellegtelen száraz-félszáraz gyepek alkotta legelőre, mint községi mintatérként szereplő területre (048/16 hrsz) fehér akácot telepítettek. Az árkok mentén, alacsonyabban fekvő, nedvesebb részeken üde és nedves cserjések (P2a), a szárazabb helyeken galagonyás-kökényes-vadrózsás cserjések (P2b) jöttek létre.

A vizsgált területen 4 védett növényfajt találtunk (4. függelék az online függelékben [OF]). Ezek mindegyike az idős fákból álló egykori delelőn vagy annak közelében, erdősült, cserjésedő területen volt. A kigyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) 4 töve a legelő délnyugati erdősült területén, a turbánliliom (*Lilium martagon*) 13 hajtása (melyből 5 virágzott 2013-ban) a delelő cserjésedett, keleti oldalán fordult elő. A 79 tő vitézkoszort (*Orchis militaris*) a Nyíresi legelő különböző pontjain találtuk, nagyobb összefüggő populációja a terület délnyugati részén van. A tojásdad békakonty (*Neottia ovata*) kb. 1000 töves állománya idős kőrösfák közelében fordul elő.

Értékelés

Az elmúlt 250 esztendőben a községi legelők tájhasználatának és növényzetének megváltozása az ország számos fás legelőjén hasonlóan zajlott le, mint ahogy a Pusztakovácsi határában található Nyíresi legelő esetében történt (Varga & Bölöni 2011). A 19. század közepén az erdő és legelő elkülönítések hatására a községi legelők területe egyértelműen meghatározhatóvá vált (Saláta *et al.* 2009). Az erdősült vidékeken a 19. század végi és 20. század eleji községi legelők többsége a Nyíresi legelőhöz hasonlóan fás legelő volt (Varga & Bölöni 2009). A fás legelő állapotát az ott legeltető pásztor és az azt felügyelő, irányító legeltetési bizottság döntései határozták meg (Varga & Molnár 2014). Az 1950-es és 1960-as években a termelőszövetkezetek létrehozása a községi legelő állatállomány lecsökkenését és a legeltetési bizottságok megszüntetését jelentette. Mindezek következtében a

területek fokozatos felhagyása indult el (Varga & Bölöni 2011, Biró *et al.* 2012). A felhagyott legelők spontán becserjésedtek vagy erdősültek (Geiger *et al.* 2011). Megfigyelhető szántóterületek és ültetvények létrehozása is, ahogy a Nyíresi legelőn is történt. A művelési mód váltása hivatalosan is művelési ág változást vont maga után. Ennek következtében az egykori összefüggő gyepterület művelési ágba tartozó területek visszaállítása jogi és gyakorlati akadályokba is ütközik (Varga & Máté 2014). Mindezek ellenére természetvédelmi és gazdálkodási szempontból is érdemes lenne ezen területek fás legelővé való visszaállítása (Harmos 2013), hiszen a fás legelők jellemzően olyan régiókban fordulnak elő, ahol a gyepek nagy része másodlagos és az elmúlt évtizedekben területük jelentős mértékben lecsökkent, mint Belső-Somogyban is. A felhagyások okozta botanikai veszteségek becslését nehezíti, hogy többnyire ezek a területek botanikai szempontból kevésbé feltártak. Jól illusztrálja ezt, hogy a Nyíresi legelőn talált négy védett növényfajnak ezen a helyen való előfordulása új florisztikai adat.

Az utóbbi években nagyrészt pályázati források, illetve az agrár-környezetgazdálkodási támogatások következtében Belső-Somogy több fás legelőjét is visszaalakították legeltethető területté. A vizsgált terület 20 km-es körzetében négy fás legelő visszaalakítása és újbóli hasznosítása is elindult már. Ezek közül az első természetvédelmi célú fás legelő rehabilitációt 1993-ban kezdte el Somogyfajszon a Somogy Természetvédelmi Szervezet. Egy magángazdálkodó Somogyvár határában fekvő Máriapuszta legelőjén cserjét irtott és tölgycesmetéket ültetett az utóbbi években. A Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóságához tartozó Boronkamelléki Tájvédelmi Körzet területén, Marcali határában szintén egy felhagyott területet tesznek alkalmassá legeltetésre. Nemcsak Belső-Somogyban, hanem országos szinten is megfigyelhető a fás legelők újbóli hasznosítása és kezelése (www.bfnp.hu, Harmos 2013, Varga *et al.* 2014). A következő években további növekedés várható a 1305/2013-as EU rendelet 21. és 23. cikkely hatására, mely agrár-erdészeti rendszerek létrehozásának támogatására vonatkozik a KAP 2014-2020-as időszakban (Varga & Máté 2014).

Jövő

A természeti értékek megőrzése érdekében a legfontosabb feladatoknak a gyepterületek és ligetes őshonos fajokból álló faállományok fenntartását és az özönfajok visszaszorítását tartjuk. Ezeknek a leghatékonyabb megvalósítása a terület agrár-erdészeti rendszerként, azon belül is fás legelőként való használata jelentené, amire helyi gazdálkodói igény is lenne. Ezt jelentősen megnehezíti és a gyakorlatban meg is akadályozza, hogy a terület oszthatlan közös tulajdonban van és a beerdősült foltok erdő művelési ágba kerülésével a terület közel 40%-a a nem legeltethető területek kategóriájába tartozik. Így a terület jövőjét helyi szinten elsősorban az

erdőgazdálkodói szempontok és a kaszált részek fenntartására vonatkozó igény fogja meghatározni.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóságának, a Somogy Természetvédelmi Szervezetnek, a Somogy Megyei Levéltárnak, az Országos Hadtörténeti Intézetnek. Kiemelten köszönjük if. Lancz Kálmánnak, Szegvári Zoltánnak és Nyemcsók Tamásnak hogy megosztották velünk a fás legelők kezelésére vonatkozó ismereteiket. A kutatást a TÁMOP 4.2.4 A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program Apáczai Csere János Doktoranduszi Ösztöndíj támogatta.

Irodalomjegyzék

- Bakay, K. (2011): *Somogyvár Szent Egyed Monostor*. – Műemlékek Nemzeti Gondnoksága, Budapest, 616 pp.
- Barna, Cs., Jakub, Zs. & Bagi, Z. (2014): Megvalósíthatósági tanulmány: a Téb-erdő és a hozzá kapcsolódó fás legelők élőhely rekonstrukciója. – IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Tudományoktól a döntéshozatalig” Szeged, Absztraktkötet. 149 pp.
- Biró, É., Kollaricsné Horváth M., Sinka G. & Varga A. (2012): *Egy egykori fás legelő megmaradt gyepterületeinek botanikai értékei és tájtörténete a Keszthely-hegységben*. – Szent István Egyetem, Gödöllő, 28 pp.
- Szilassi, P. & Henits, L. (szerk.) (2010): Tájtörzések értékelési módszerei a XXI. Században. – In: Molnár, Zs. & Biró, M.: *A néhány száz évre visszatekintő, botanikai célú történeti tájökölógiai kutatások módszertana*. Tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai, Szeged, pp. 109–126.
- Börcsök, Z. (2004): Botanikai vizsgálatok a Péterhidai Fás Legelőn. – *Somogy Megyei Múzeumok Közleményei* **16**: 265–278.
- Geiger, B., Saláta, D. & Malatinszky, Á. (2011): Tájtörténeti vizsgálatok a kiscsombosi fás legelőn. – *Term. Közlem.* **9**(2): 219–233.
- Harmos, K. (2013): Eltűnt fáslegelők nyomában. – *Zöld Horizont* **26–27**(3–4): 4–5.
- Hartel, T. & Plininger, T. (2014): *European Wood-pastures in Transition*. Routledge. 303 pp.
- Juhász, M. (1994): A Csokonyavisontai fás legelő flórája. – *Somogy Megyei Múzeumok Közleményei* **10**: 151–158.
- Juhász, M. (2007): A Barcsi Borókás növényzete. – *Somogy Megyei Múzeumok Közleményei* **17**: 123–146.
- Kenéz Á., Szemán L., Szabó M., Saláta D., Malatinszky Á., Penksza K. & Breuer L.† (2007): Természetvédelmi célú gyephasznosítási terv a pénzesgyőr-hárskúti hagvásfás legelő élőhely védelmére. *Tájököl. Lapok* **5**(1): 35–41.
- Kevey, B. (2013): *Belső-Somogy homoki gyertyános-tölgyesei*. A Kaposvári Rippl-Rónai Múzeum Közleményei, Kaposvár, pp. 17–40.
- Király, G. (szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő, 616 pp.
- Mihók, B., Pataki, Gy., Kovács, E., Balázs, B., Ambrus, A., Bartha, Dénes, Czirák, Z., Csányi, S., Csépanyi, P., Csőszi, M., Dudás, Gy., Egri, Cs., Erős, T., Gőri, Sz., Halmos, G., Kopek, A., Margóczy, K., Miklay, G., Milon, L., Podmaniczky, L., Sárvári, J., Schmidt, A., Sipos, K., Siposs, V., Standovár, T., Szigetvári, Cs., Szemethy, L., Tóth, B., Tóth, L., Tóth, P., Török, K., Török, P.,

- Vadász, Cs., Varga, I. & Báldi, A. (2014): A magyar Természetvédelem legfontosabb 50 kutatási kérdése a következő 5 évben. – *Term. Közlem.* **20**: 1–23.
- Saláta, D., Falusi, E., Wichmann, B., Házi, J. & Penksza, K. (2012): Faj- és vegetáció-összetétel elemzése eltérő legeltetési terhelés alatt a cserépfalui és az erdőbényei fáslegelők különböző növényzeti típusaiban. *Botanikai Közlemények* **99**(1-2): 143-159.
- Saláta, D., Horváth, S. & Varga, A. (2009): Az erdei legeltetésre, a fás legelők és legelőerdők használatára vonatkozó 1791 és 1961 közötti törvények. – *Tájökol. Lapok* **7**(2): 387–401.
- Szabó, M., Kenéz, Á., Saláta, D., Malatinszky, Á., Penksza, K. & Breuer, L. (2007): Természetvédelmi-gyepgazdálkodási célú botanikai vizsgálatok a pénzegyőri-hárskúti hagyásfás legelőn. – *Tájökol. Lapok* **5**: 27–34.
- Takáts, Gy. (1986): *Somogyi pásztorvilág*. – Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár, 123 pp.
- Varga, A. & Bölöni, J. (2009): Erdei legeltetés, fás legelők, legelőerdők tájtörténete. – *Term. Közlem.* **15**: 68–79.
- Varga, A. & Bölöni, J. (2011): Egy felhagyott fás legelő területének tájhasználat változása Olaszfalu (Veszprém megye) határában. – *Folia Musei Historico-Naturalis Bakonyiensis*, **28**: 55–66.
- Varga, A., Bölöni, J., Saláta, D., Biró, M., Horváth, F., Samu, Z. T., Bodor, Á. & Molnár, Zs. (2014): *Magyarországi fás legelők és legelőerdők jelenlegi természetvédelmi helyzete és problémái*. – X. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében nemzetközi Konferencia. Sopron, Absztraktkötet 225 pp.
- Varga, A. & Máté A. (2014): *Javaslatok fás legelő és legelőerdő rendszerek fenntartásának és létrehozásának az elősegítésére*. – I. Magyar Agroerdészeti Fórum. NYME-KKK KFT., Fajszt, 2014.08. 30. Poszter
- Varga, A. & Molnár, Zs. (2014): The Role of Traditional Ecological Knowledge in Managing Wood-pastures. – In: Hartel, T. & Plininger, T.: *European Wood-pastures in Transition*. Earthscan from Routledge, pp. 187–202.
- Virányi, I. (2008): *Pusztakovácsi Településszerkezeti Terv, Helyi Építési Szabályzat és Szabályozási Tervek*. – Virányi Építész Stúdió KFT, Budapest, 51 pp.

Internetes hivatkozások

www.bfnp.hu: Balatonfelvidéki Nemzeti Parki Igazgatóság. Fás legelő létrehozása és helyreállítása KEOP-pályázat. 2013–2015. https://www.bfnp.hu/magyar/oldal/keop_3_1_2_2f_09_11_2012_0014/

Függelék

A cikkhez tartozó Online Függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1: a vizsgált terület a katonai felmérések térképein
I. Katonai Felmérés (1784). Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténeti Térképtár, Budapest. Méretarány: 1:28800, szelvényszám: VII/23
II. Katonai Felmérés (1857). Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténeti Térképtár, Budapest. Méretarány: 1:28800, szelvényszám: XXVI/59

III. Katonai Felmérés (1880). Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténeti Térképtár, Budapest. Méretarány: 1:25000, szelvényszám: 5359

Függelék 2: a vizsgált terület légifotókon 1953., Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténelmi Levéltár, Budapest, 20044-1953 1963., Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténelmi Levéltár, Budapest, 61325-1963-1984., Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténelmi Levéltár, Budapest, 61328-1984

Függelék 3: a vizsgált területen előforduló élőhelyeket bemutató fényképek Fotókat készítette: Samu Zoltán Tamás, 2013–2014

Függelék 4: a vizsgált területen található védett növényfajok elterjedése Pusztakovácsi Külterület Alaptérképe 1:10000, Virányi, I. (2008): Pusztakovácsi Településszerkezeti Terv, Helyi Építési Szabályzat és Szabályozási Tervek.

Past, present and future of a wood-pasture in Inner Somogy

Zoltán Tamás Samu¹, Judit Bódis¹ and Anna Varga²

¹*University of Pannonia, Georgikon Faculty, Keszthely,
H-8360 Keszthely Deák F. u. 16, Hungary*

²*Hungarian Academy of Sciences, Centre for Ecological Research, Vácrátót
H-2163, Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary
e-mail: pkov.samu@gmail.com*

In accordance with the expectations of today's there is an increasing need for a livestock and pasture maintenance which has not just economical role but take part in maintaining biodiversity, and preserving landscape. Goals of our research are exploring land history and the botanical values, and analyzing the possibility of the nature conservation perspective husbanding of an abandoned wooded pasture. Our research site is at Nyíresi pasture near Pusztakovácsi. We explored the landscape history with processing different written sources, historical maps, aerial photos and interviewing. We studied the presence and threats of protected plant species with systemic field survey. The land was used as a pasture possessed by the Pusztakovácsi village from the XVIII. century. The grazing was survive after the establishing of co-operatives, the animals of the town have been driven to pastures to 1990, the cattle of the co-operative haven been driven to pasture to 1998. After that on the east side they afforested, on the north and south side they used as a meadow, and made arables, but the changing of cultivation did not bring economical results. Now they using it as forest and meadow. On the area there are four protected plants species, which are endangered by the forestation of their open habitats, and because of this, the changing of cultivation. The reusing of traditional agroforestry systems and intended using of currently abandoned wooded pastures are important not just for nature conservation. These areas constitutes significant revenues for agriculture at Inner Somogy region and both across the country.

Keywords: agroforestry-systems, landscape history, abandonment, traditonal land-use, protected species, agricultural subsidies

Szerves anyag lebomlás vizsgálatok módszertani kérdései egy védett homokpusztagyep talajában

Seres Anikó¹, Tóth Zsolt², Hornung Erzsébet², Pörneki Anita¹, Szakály Judit¹, Nagy Péter István¹, Boros Gergely³, Ónodi Gábor³ és Kröel-Dulay György³

¹Szent István Egyetem, MKK, Állattani és Állatökológiai Tanszék, 2100, Gödöllő, Páter K. u. 1.

²Szent István Egyetem, ÁOTK, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék, 1077, Budapest, Rottenbiller u. 50.

³MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163, Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.

e-mail: seres.aniko@mkk.szie.hu

Összefoglaló: Kutásunkban a szervesanyag lebomlását vizsgáltuk egy klímaváltozás-kísérletben különböző módszerekkel. A „minikonténer” technikával a homokpusztagyep két domináns fűfajának, illetve a habitat független „tea bag” módszerrel egy standard szerves anyagnak (Rooibos tea) a lebomlását követtük figyelemmel. Kérdéseink a következők voltak. (i) Mennyiben vezet hasonló eredményre a habitat specifikus illetve a habitat független módszer a lebomlás időbeni dinamikájának becslésében? (ii) Van-e az egyszerű aszálykezelésnek kimutatható hatása? (iii) Van-e a növényfajoknak (*Festuca vaginata*, *Stipa borysthénica*) és növényi részeknek (hajtás és gyökér), illetve a talajmélységnek hatása a lebomlás sebességére? A kísérlet első időszakának eredményei alapján a minikonténer módszer alkalmazásával átlagosan a szerves anyag 15,45%-a, míg a „tea bag” módszer esetén 15,8%-a bomlott le. A kezelés ekkor még nem okozott statisztikailag igazolható eltérést egyik módszer esetén sem, de mind a növényfajnak, mind a növényi résznek, mind a mélységnek erős szignifikáns hatása volt a lebomlás százalékos arányára. A tömegvesztés nagyobb volt a *Festuca vaginata* faj, a növények hajtása és a nagyobb mélység esetében. A kezdeti eredmények alapján mindkét módszer hasonlóan érzékenynek bizonyult a lebontási folyamat követésére. A „tea bag” módszer előnye, hogy egyszerű, könnyen kivitelezhető, a minikonténer módszer pedig több-fajta kérdésfelvetésre ad lehetőséget.

Kulcsszavak: dekompozíció, minikonténer, tea bag, klímaváltozás, avar

Bevezetés

A holt szerves anyag lebomlása (dekompozíció) a szénkörforgalom egyik fontos eleme. A talajok szervesanyag-tartalmának változása a globális klímaváltozással kapcsolatos kutatások egyik kulcsterülete, mert a lebomlás sebessége érzékenyen reagál a hőmérséklet emelkedésére és a csapadék mennyiségének és eloszlásának megváltozására (Kirschbaum 1995, van Meeteren *et al.* 2008, Smith 2012).

A minikonténer módszert kifejlesztése óta (Eisenbeis *et al.* 1999) különböző vizsgálatokban tesztelték, elsősorban erdei és mezőgazdasági talajokon (Keplin & Hüttl 2001, Lenz & Eisenbeis 1998). A minikonténerekbe az adott élőhelyen honos növények különböző részeit töltik, így jól lehet a segítségével vizsgálni, hogy az adott élőhelyen milyen a lebomlás dinamikája (habitat specifikus módszer), azonban a globális összehasonlítások nehézkesek vele. A „tea bag” vagy tea filter alkalmazása pedig egészen új módszer a lebomlási vizsgálatokban, használatával kapcsolatban kevés adat áll rendelkezésre (Keuskamp *et al.* 2013). Mivel ennél a módszernél egy standard szerves anyag (adott teafajta) lebomlását vizsgáljuk, az eljárás lehetővé teszi a globális összehasonlítást, ezért is nevezik habitat független módszernek.

Egy klímaváltozást szimuláló kísérlet első évében a minikonténer módszerrel a homokpusztagyepék két domináns fűfajának lebomlását, míg a „tea bag” módszerrel – mint egyfajta „litterbag” technikával – egy standardizálható modell szerves anyag (itt Rooibos tea) lebomlását vizsgáltuk az aszálykezelés hatására. Kérdéseink a következők voltak: (i) Mennyiben vezet hasonló eredményre a habitat specifikus illetve a habitat független módszer a lebomlás időbeni dinamikájának becslésében? (ii) Van-e az egyszери aszálykezelésnek kimutatható hatása az első két hónapos időszak (egy hónapos aszálykezelés) alatt? (iii) Van-e a növényfajoknak (*Festuca vaginata* Waldst. & Kit. ex Willd; *Stipa borysthénica* Klovov ex Prokudin in Wulf.) és a növényi részeknek (hajtás és gyökér), illetve a talajmélységnek (0–5 cm, 10–15 cm) hatása a lebomlás sebességére?

Módszerek

Kísérleti terület, kezelések

Vizsgálatunk egy nagy kísérletsorozat része, aminek fő kérdése, hogy a klímaváltozás hogyan hat majd a homokpusztagyepék fajösszetételére és ökológiai folyamataira. A kísérlet neve ExDRain (Extreme Drought and Chronic Rain Manipulation Experiment), azaz Extrém szárazság és esőmanipulációs kísérlet. A kísérleti terület Kecskemét közelében Fülöpházán található. A 3x3 méteres parcellákra osztott terület egyes részein 2014-ben egy szélsőségesen erős aszályt szimuláltunk. A kezelés a minták talajba való helyezése után egy hónappal indult (2014. 04. 24.), amikor a parcellák fölé a csapadékot kizáró tetők kerültek. A mintaterület néhány fontos talajtani paramétere a 0–1 centiméteres felső rétegben: homok tartalom: 97%, humusz tartalom: 0,7% (Kovács-Láng 2000).

Minikonténer módszer

A két domináns fűfaj dekompozíciójának mérését az Eisenbeis és munkatársai által 1999-ben leírt módszerrel végeztük (Eisenbeis *et al.* 1999). A módszer lényege, hogy műanyag, földbe szúrható karókba műanyag konténereket helyezünk, amikbe az adott területen élő növények anyagait töltjük. Vizsgálatunkban 2 mm-es lyukméretű hálót használtunk, ami a mezo- és mikrofauna számára átjárható, de a nagyobb átmérőjű makrofauna elemeit kizárja. Minden parcellába (24 kontroll és 6 aszálykezelt) nyolc karót helyeztünk el véletlenszerűen. Ezek közül négybe homoki árvalányhajat (*Stipa borysthena*) négybe pedig magyar csenkeszt (*Festuca vaginata*) töltöttünk. Az előző év (2013) novemberében gyűjtött növényeket megtisztítottuk és szárítószekrényben 40 °C-on tömegállandóságig szárítottuk. Minden minikonténerbe 0,15 g növényi anyag került. Az általunk használt rudakba összesen hat minikonténer helyezhető, amikből a felső és az alsó két-két lyukat használtuk. A rudak felső két minikonténera a talaj felső 5 cm-ét, az alsó kettő pedig a 10-15 cm-es mélységet mintázza. A felső és alsó két-két lyukat a statisztikai értékelésnél egy mélységként kezeltük. A felső öt centiméteren intenzív lebontás zajlik, de a homoktalajokon a 10-15 centiméteres rétegben is nagymértékű lehet a mikrobiális aktivitás. Felülről az első és ötödik minikonténerbe hajtás, a másodikba és hatodikba gyökér részeket tettünk, mivel a természetes lebontási folyamat során is a gyökér helyezkedik el lejjebb. A kísérlet indulásától (2014.03.26.) számítva két hónap elteltével (2014.05.21.) mind a 30 parcellából egy árvalányhajat és egy magyar csenkeszt tartalmazó minikonténer rudat távolítottunk el a talajból. A kontroll parcellákban minden kezelés kombinációt (növényfaj, mélység, növényi rész) huszonnégy ismétlésben (192 minikonténer), míg az aszálykezelt parcellák esetén hat ismétlésben (48 minikonténer) állítottunk be. A kontroll parcellákban azért dolgoztunk nagyobb mintaszámban, mert a későbbiekben tervezzük egy kis léptékű, parcellaszintű összevetését a lebomlás mintázatának és a háttéradatoknak. A mintákat alapos tisztítás után szárítószekrényben 40 °C-on tömegállandóságig szárítottuk, majd a növényi részek tömegét visszamértük analitikai mérlegen három tizedes pontossággal.

„Tea bag” módszer

A módszertani leírást (Keuskamp *et al.* 2013) követve Lipton gyártmányú Rooibos (<http://liptontea.elsstore.com/view/category/299-pyramid-tea/>) gúla alakú, 280-300 µm lyukméretű műanyag hálóból készült filtereket használtunk. A tea-filtereket a vízdékony anyagok eltávolítása céljából előzetesen kiáztattuk, majd 35° C-on, szárítószekrényben történt kezelés után ezred grammnyi pontossággal lemértük, és a terepen a talaj felső 3-5 centiméterébe leáztuk. Szintén huszonnégy ismétlésben dolgoztunk a kontroll és hat ismétlésben a kezelt parcellákban, ami

összesen 30 tea filter adatainak kiértékelését jelentette. A felszedett filterek tömegét a homok kimosása, gyökerek eltávolítása és 35°C-os szárítószekrényben tömegállandóságig történő szárítás után analitikai mérlegen visszamértük.

Háttérváltozók

A kísérlet során folyamatosan mértük minden parcellában a talajhőmérsékletet (Jumo RTD szenzor: Pt100) és a talajnedvességet a talajban elhelyezett talajnedvesség-szenzorokkal (CampbellCS616) a felszín alatt 0-30 cm-en. A kapott adatok a talajnedvesség esetében a 0-30 centiméteres talajréteg átlagát jelentik, míg a talajhőmérséklet mérése a talajfelszín alatt 10 centiméterrel történt. A vizsgált hónapokban mért csapadékmennyiségek a következők voltak összehasonlítva a múltbeli (1961-1990) átlagos csapadékmennyiségekkel (Kovács-Láng 2000): március: 9 mm (30 mm), április: 55 mm (41 mm), május: 117 mm (51 mm).

Statisztikai értékelés

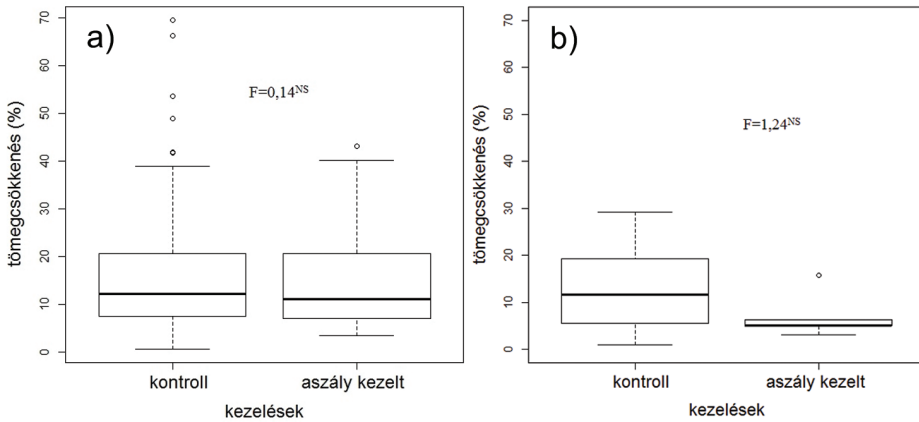
Az alkalmazhatósági feltételek vizsgálata után az eredményeket R program segítségével elemeztük (R Core Team 2013). Az eredmények értékelésére több utas ANOVA-t használtunk, a függő változó a százalékos tömegcsökkenés volt. Magyarázó változóként az aszálykezelés két szinttel (igen, nem) szerepelt mindkét módszer esetében. A minikonténer módszernél további magyarázó változók voltak: a talajmélység (alsó, felső), a növényfaj (*F. vaginata*, *S. borysthenica*) és a növényi rész (hajtás, gyökér). A talajnedvesség és talajhőmérséklet adatokat a két kezelés esetében páros t-próbával hasonlítottuk össze.

Eredmények

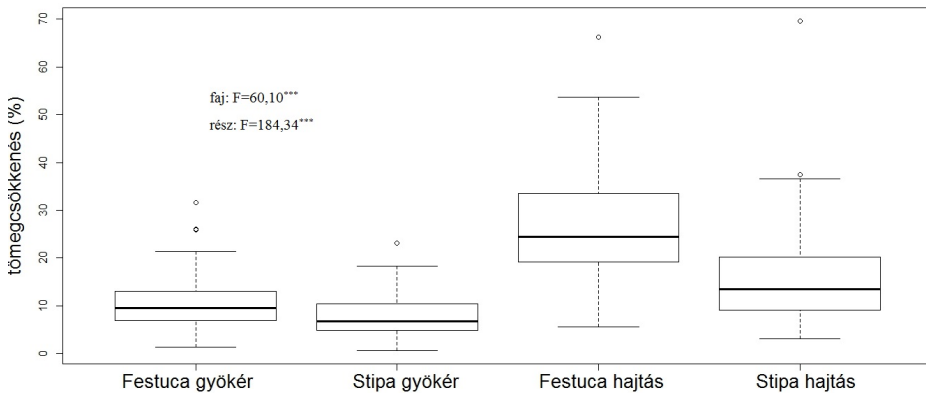
A talajhőmérséklet és talajnedvesség adatokban az aszálykezelés szignifikáns különbséget okozott (t-próba: $p < 0,001$) az általunk vizsgált időtartam alatt. A kísérlet második hónapjára számolt átlagos talajnedvesség értékek a következők voltak: a kontroll parcellákban $6,34 \pm 0,4\%$, míg a kezelt parcellákban $5,1 \pm 0,4\%$. A talajhőmérséklet értékek a következőképpen alakultak a második hónapban: a kontroll parcellákban átlagosan $17,85 \pm 0,3$ °C-os, míg a kezelt parcellákban $18,97 \pm 0,18$ °C-os értékeket mértünk.

Az első (két hónapos) felvétel eredményei alapján a minikonténeres módszerrel átlagosan a szerves anyag 15,45 (SD = 11,21)%-a bomlott le, míg a „tea bag” módszer esetén 15,8 (SD = 4,14)%. Az ekkor egy hónapja tartó aszálykezelésnek nem volt hatása sem a minikonténeres (1.a. ábra, $F = 0,14$; $p = 0,71$), sem a „tea bag” módszer esetén (1.b. ábra, $F = 1,24$; $p = 0,32$). A minikonténer módszer al-

kalmazásánál a növényfajnak (2. ábra, $F = 60,10$; $p < 0,001$), a növényi résznek (2. ábra, $F = 184,34$; $p < 0,001$) és a mélységnek (3. ábra, $F = 49,90$; $p < 0,001$) is erős szignifikáns hatása volt a lebomlás mértékére. A lebomlás gyorsabb volt a *Festuca vaginata* faj, ill. a növények hajtása és a nagyobb mélység esetében.



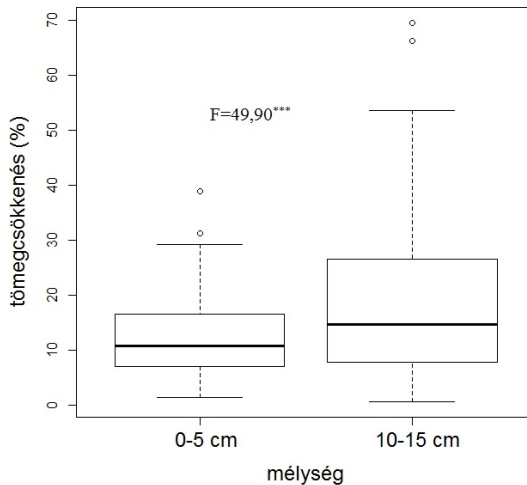
1. ábra. Extrém aszálykezelés hatása a szerves anyag tömegsökkenésére minikonténer módszer (a) illetve „tea bag” módszer (b) alkalmazása esetén. (Az egyes csoportok mediánjai, alsó és felső kvartilisei, valamint a minimum és a maximum értékek.)



2. ábra. A növényfaj (*Festuca vaginata*, *Stipa borysthonica*) és a növényi rész (hajtás, gyökér) hatása a szerves anyag tömegsökkenésére minikonténer módszer alkalmazása esetén. (Az egyes csoportok mediánjai, alsó és felső kvartilisei, valamint a minimum és a maximum értékek.)

Értékelés

Az egy hónapos aszálykezelés (csapadék kizáró tetők felhelyezése) szignifikáns különbséget okozott a kontroll és kezelt parcellák között a talajnedvesség és talajhőmérséklet esetében. Azonban a kezelés ebben a rövid időintervallumban még nem volt szignifikáns hatással a lebomlás sebességére, hasonlóan Kemp és munkatársai (2003) eredményeihez. Az ő vizsgálatukban a szárazság kezelésnek (csapadék kizárás júniustól szeptemberig) a 41 hónapos kísérlet első 18 hónapjában nem volt hatása a dekompozíciós rátára a két vizsgált faj esetében (*Larrea tridentata* és *Prosopis glandulosa*). Irodalmi adatok szerint kedvezőbb vízháztartású talajokon a mikrobák és a mikrofauna tagjainak létszáma a talajban a nagyobb mélység felé haladva csökken (Ekelund *et al.* 2001, Eilers *et al.* 2012), amivel arányosan a mélységgel csökkenő lebomlási rátát várnánk. Kísérletünkben azonban szignifikánsan gyorsabb volt a bomlás a nagyobb mélység esetén. Feltevézéseink szerint a homoktalajok kedvezőtlen vízgazdálkodási tulajdonságai okozták ezt a jelenséget, miszerint a felső néhány centiméter – különösen a kopár foltokban – erősen kiszárad, ami kedvezőtlen a talaj élőlényei számára. Kemp és munkatársai (2003), közös alcsaládba sorolható (Rosidae) fajok (*Larrea tridentata* és *Prosopis glandulosa*) lebomlását vizsgálva eredményeinkhez hasonlóan a hajtásokra kaptak gyorsabb átlagos bomlási értékeket (40–50%) a gyökerekre pedig



3. ábra. Mélység hatása a szerves anyag tömegcsökkenésére a minikonténer módszer alkalmazása esetén. (Az egyes csoportok mediánjai, alsó és felső kvartilisei, valamint a minimum és a maximum értékek.)

alacsonyabbakat (20–25%). Vizsgálatunkban a hajtások átlagos fogyása 21,72 (\pm 12,39)%, a gyökereké 9,34 (\pm 5,24)% volt ez alatt az első két hónapos időtartam alatt. A gyökerek lassabb bomlását valószínűleg a magasabb lignin tartalommal illetve a magasabb C/N aránnyal magyarázhatjuk (Galletti *et al.* 1993). Zhang és munkatársai (Zhang *et al.* 2014) a *Spartina alterniflora* különböző részeinek lebomlását megfigyelve, arra a következtetésre jutottak, hogy a virágok és a levelek gyorsabban bomlottak le, mint a szár, azok magasabb N tartalma, illetve alacsonyabb C/N aránya miatt.

A kapott eredmények alapján megállapíthatjuk, hogy az első, kezdeti eredmények alapján mindkét módszer hasonlóan érzékenynek bizonyult a lebontási folyamat követésére: a lebomlási sebesség vizsgálatához elegendőnek tűnik az alacsony költség és munka befektetést igénylő „tea bag” módszert alkalmazni. Ez a technika alkalmas lehet különböző habitat típusokhoz tartozó lebomlási folyamatok objektív összehasonlítására. A finomabb skálájú, objektum specifikussá tehető minikonténer módszer a lokális sajátosságú vizsgálatokhoz (növény faj, növényi rész, talajmélység stb.) ajánlható. A két módszer együttes alkalmazása lehetővé teszi a habitat szinten történő komplex összevetést, a különböző skálán alkalmazható „tea bag” technika uniform, globális és a minikonténer módszer lokális jellege, érzékenysége alapján.

Esetünkben a hosszú távra tervezett kísérletben mindkét módszer, illetve a minikonténeres technika esetén mindhárom vizsgált változó megtartását fontosnak tartjuk. További években tervezzük még a növények C/N, illetve lignin analizisének elvégzését, valamint a talajnedvesség mérését a két releváns talajmélységben (0-5 cm, illetve 10-15 cm). A homokpusztagyeppek hosszú távú klímanipulációs vizsgálatán belül a szervesanyag lebomlás dinamikájának pontos nyomon követése segítheti a szénkörforgalom várható változásainak előrejelzését.

Köszönetnyilvánítás – A munkát támogatta: „Kutató Kari Kiválósági támogatás - Research Centre of Excellence - 9878/2015/FEKUT”, a Lendület Program, a SZIE ÁOTK Kutató Kari Kiválósági Támogatás (KK_UK 12007 (HE)), és az Országos Tudományos Kutatási Alapprogram (K112576). A kutatási projektet az Alsó-Tisza-vidéki környezetvédelmi, természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség engedélyével folytatjuk (határozat száma: 71.293-5-1/2012).

Irodalomjegyzék

Eilers, K. G., Debenport, S., Anderson, S. & Fierer, N. (2012): Digging deeper to find unique microbial communities: The strong effect of depth on the structure of bacterial and archaeal communities in soil. – *Soil Biol. Biochem.* **50**: 58–65.

- Eisenbeis, G., Lenz, R. & Heiber, T. (1999): Organic Residue Decomposition: The Minicontainer-System A Multifunctional Tool in Decomposition Studies. – *Environ. Sci. Pollut. Res.* **6** (4): 220–224.
- Ekelund, F., Rønn, R. & Christensen, S. (2001): Distribution with depth of protozoa, bacteria and fungi in soil profiles from three Danish forest sites. – *Soil Biol. Biochem.* **33**: 475–481.
- Galletti, G. C., Reeves, J. B., Bloomfield, J., Vogt, K. A. & Vogt, D. J. (1993): Analysis of leaf and fine-root litter from a subtropical montane rain forest by pyrolysis-gas chromatography mass spectrometry. – *J. Anal. Appl. Pyrolysis.* **27**: 1–14.
- Kemp, P. R., Reynolds, J. F., Virginiaz, R. A. & Whitford, W. G. (2003): Decomposition of leaf and root litter of Chihuahuan desert shrubs: effects of three years of summer drought. – *J. Arid Environ.* **53**: 21–39.
- Keplin, B. & Hüttl, R. F. (2001): Decomposition of root litter in *Pinus sylvestris* L. and *Pinus nigra* stands on carboniferous substrates in the Lusatian lignite mining district. – *Ecol. Eng.* **17**(2-3): 285–296.
- Keuskamp J. A, Dingemans B. J. J., Lehtinen T., Sarneel J. M. & Hefting M. M. (2013): Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data accross ecosystems. – *Methods Ecol. Evol.* **4** (11): 1070–1075.
- Kirschbaum, M. U. F. (1995) The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. – *Soil. Biol. Biochem.* **27** (6): 753–760.
- Kovács-Láng E, Kröel-Dulay G, Kertész M, Fekete G, Bartha S, Mika J, Dobi-Wantuch I, Rédei T, Rajkai K, Hahn I. (2000) Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary and implications for climate change. – *Phytocoenologia* **30**: 385–407.
- Lenz R. & Eisenbeis G. (1998): An extraction method for nematodes in decomposition studies using the minicontainer-method. – *Plant Soil* **198**: 109–116.
- R core team (2013): R STATISZTIKAI PROGRAM: <http://www.r-project.org/>
- Smith, P. (2012): Soils and climate change. – *Curr. Opin. Environ. Sustainability* **4**: 539–544.
- van Meeteren, M. J. M., Tietema, A., van Loon, E. E. & Verstraten, J. M. (2008): Microbial dynamics and litter decomposition under a changed climate in a Dutch heathland. – *Appl. Soil Ecol.* **38**: 119–127.
- Zhang, L. H., Tong, C., Marrs, R., Wang, T. E., Zhang, W. J. & Zeng, C. S. (2014): Comparing litter dynamics of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in a sub-tropical Chinese estuary: Contrasts in early and late decomposition. – *Aquat. Bot.* **117**: 1–11.

Methodological questions of organic matter decomposition in the soil of a protected sand grassland

Anikó Seres¹, Zsolt Tóth², Erzsébet Hornung², Anita Pörneki¹, Judit Szakálas¹, Péter István Nagy¹, Gergely Boros³, Gábor Ónodi³ and György Kröel-Dulay³

¹ Department of Zoology and Animal Ecology, Szent István University
H-2100, Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary

² Department of Ecology, Institute for Biology, Szent István University
H-1077, Budapest, Rottenbiller u. 50, Hungary

³ MTA Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany
H-2163, Vácrátót, Alkotmány u. 2-4, Hungary
e-mail: seres.aniko@mkk.szie.hu

Organic matter decomposition was studied in a climate change field experiment. The decomposition of the two dominant grass species of open sand grasslands were measured with the minicontainer method, and the decomposition of a standard organic matter was measured using tea bag method. We aimed to answer the following questions: Do the two methods lead to similar results in estimating decomposition dynamics? Does the one month extreme drought affect decomposition rates? Do the decomposition rates differ between plant species (*Festuca vaginata* vs. *Stipa borysthenica*), plant parts (shoot vs. root) and the soil depths (0-5 cm vs. 10-15 cm)? Based on the results of the first period of the experiment, 15.45% of the total organic matter was decomposed with the minicontainer method and 15.8% with the tea bag method. The drought treatment did not significantly affect decomposition rate, but plant species, plant part and soil depth had strong significant effects on the decomposition rate. The losses were greater for *Festuca vaginata*, for plant shoot and in deeper soil layer. Based on these results, both methods are sensitive enough to assess the decomposition dynamics in open sand grassland.

Keywords: minicontainer, tea bag, climate change

A rózsagubacsdarázs (*Diplolepis rosae* Linnaeus, 1758) gubacsainak madárpredációja

Sólyom Katalin

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék,
4010 Debrecen, Pf. 71.

e-mail: solyomkatka@gmail.com

Összefoglaló: Tápnövény – gubacsokozó – albérlő – parazitoid – hiperparazitoid komplex rendszerben vizsgáltam a madárpredáció szerepét. A többkamrás rózsagubacs esetében a gubacsméret és a felbontott kamrák aránya közötti összefüggést teszteltem, valamint a gazdanövény (*Rosa canina*) magasságának és hajtásszámának hatását a gubacsfelbontás mértékére. Vizsgálataimat romániai és magyarországi legeltetett száraz gyepeken végeztem, 2009-ben. Eredményeim szerint a madarak a nagyobb átmérőjű gubacsokat nagyobb arányban bontották fel mindkét vizsgálati területen. Magasabb cserjéken magasabb volt a felbontott gubacsok aránya, míg a hajtásszámnak nem volt hatása a felbontásra. A kamrák felbontása csökkenti a bennük fejlődő gubacsokozó lárvák túlélését, így a madarak jelentős szerepet töltenek be a komplex rendszer top-down szabályozásában.

Kulcsszavak: rózsagubacsdarázs, optimális gubacsméret, természetes ellenségek

Bevezetés

Rózsacserjéken a *Diplolepis rosae* (Hymenoptera, Cynipidae) a leggyakrabban előforduló gubacsokozó. A *Diplolepis* génusz egy specializált rovarcsoport, amelynek fajai kizárólag rózsaféléken indukálnak gubacsképződést. A *D. rosae* leggyakoribb gazdanövénye a gyepűrózsa (*Rosa canina* L.) (Schröder 1967). A gubacsokozó darázs gubacsa többkamrás, kamránként egy lárva fejlődik benne. A gubacs átlagos átmérője 25-35 mm, de egyes esetekben 60-70 mm is lehet. Az imágók május-június folyamán repülnek ki (Ambrus 1974).

A gubacsok elterjedésére, fejlődésére valamint optimális méretére a herbivorok, parazitoidok és a különböző madárfajok nagymértékben hatnak (László *et al.* 2014). A gubacsokozó sikeressége szempontjából jelentős tényező a gubacs mérete (Kato & Hijii 1993). A gubacs mérete fontos a gubacsokozó lárvái túlélésének maximalizálása szempontjából (Kato & Hijii 1993). Optimális gubacsméret esetén a legtöbb parazitoid tojócsöve nem jut át a gubacsok falán, a fejlődő lárvák közötti kompetíció minimális, illetve a madarak csekély mértékben károsítják a gubacsot. A rózsagubacs parazitoid közösségének gyakori fajai az *Orthopelma mediator* (Ichneumonidae: Orthopelmatinae), *Torymus bedeguaris* (Chalcidoidea: Toryminae), *Glyphomerus stigma* (Chalcidoidea: Toryminae),

Pteromalus bedeguaris (Chalcidoidea: Pteromalinae, *Eurytoma rosea* (Chalcidoidea:Eurytominae), *Euplemus vesicularis* (Chalcidoidea:Eupelminae), amelyek mindenhol előfordulnak, ahol a gazdafajuk, a *D. rosae* megtalálható. Egy rózsa-gubacs rovarközössége (gubacsokozó, parazitoidok, hiperparazitoidok, albérlők) rendkívül fajgazdag, amelynek tagjai egy összetett rendszert alkotnak. A komplex rendszer összetételére és működésére jelentős hatása lehet a madárpredációnak.

A parazitoidoknak és a madaraknak a gubacsok méretére gyakorolt hatása elmentéses irányú. Különböző gubacsokozó fajok esetében a kisebb gubacsok nagyobb mértékű parazitáltságát mutatták ki (Ito & Hijii 2004, László & Tóthmérész 2008). Minél kisebb egy gubacs, a parazitoidok tojócsoveikkel annál könnyebben érik el a lárvát (Weis & Kapelinski 1994). A parazitoidok erős szelekciós tényezőként hatnak a gubacs méretére, előidézve a nagyobb gubacs méret gyakoribb előfordulását a populációban (Weis & Kapelinski 1994). A nagyobb átmérő hátránya ugyanakkor, hogy nagyobb eséllyel veszik észre a ragadozók (Confer & Paicos 1985, Tscharncke 1988). Emellett, a madarak számára előnyösebb a nagyobb gubacsot felbontani, mivel több táplálékot tartalmaz, így egységnyi mennyiségű táplálék kevesebb gubacs felbontásával jár, könnyebben elérhető (Hails & Crawley 1992). Több tanulmány is rámutat arra, hogy a különböző gubacsokozó fajok gubacsában fejlődő lárvák fontos táplálékforrásként szolgálnak a madarak számára, amely szerepe főleg a téli, táplálékban szegényebb időszak alatt jelentős (Confer & Paicos 1985, Tscharncke 1988).

Weis & Abrahamson (1986) kimutatták, hogy egy aranyvessző fajon (*Solidago altissima*) képződő gubacsok mérete és madarak által történt károsításuk mértéke között pozitív összefüggés volt. A pehelyharkály (*Picoides pubescens*) valamint a kanadai cinege (*Poecile atricapillus*) predációjára pozitív hatással volt mind a gubacsok denzitása, mind ezek mérete (Weis & Abrahamson 1986). A kék cinege (*Parus caeruleus*) gyakran bontja fel a nád (*Phragmites australis*) gubacsait (Tscharncke 1992). A madár és a nádgubacs kapcsolatának vizsgálata során is a nagyobb gubacsok nagyobb mértékű felbontását mutatták ki (Tscharncke 1992). A predáció nagyfokú mortalitást okozott a gubacsokozó *Giraudiella inclusa* (Diptera, Cecidomyiidae) lárvák és parazitoidjaik körében (Tscharncke 1992).

A fentiekkel ellentétben, fűz levelén képződő gubacsok predációjának vizsgálata során kimutatták, hogy a madarak a kisebb méretű gubacsokat részesítik előnyben (Van Hezewijk & Roland 2003). Erre magyarázatot a költség/haszon elv adhat. Előfordulhat, hogy a madarak inkább választják a kisebb, de rövidebb idő alatt elérhető táplálékot, a nagyobb, de időigényesebben hozzáférhetővel szemben (Van Hezewijk & Roland 2003).

A legtöbb vizsgálat, amely a gubacsok mérete és madarak általi predációjuk között pozitív összefüggést mutatott ki, megemlítette, hogy ennek egyik oka a gubacsok „észrevehetőségének” növekedésében keresendő (Confer & Paicos 1985, Tschardtke 1988). A gyepűrózsán található gubacsok „észrevehetőségét” a gazdanövény mérete is jelentősen befolyásolja, ezért kutatásom során ennek hatását is vizsgáltam a felbontott gubacsok számára nézve.

Kutatási hipotéziseim a következők voltak: (i) növekvő gubacsmérettel nő a felbontott kamrák aránya (ii) növekvő cserjémagassággal illetve hajtásszámmal nő a felbontott gubacsok száma. Vizsgálataim során arra is kíváncsi voltam, hogy milyen madárfaj vagy madárfajok fogyasztják a gubacsokozó lárváit.

Módszerek

Kutatási terület és mintavétel

Vizsgálataimat 2009-ben végeztem két mintaterületen: Romániában, a Kolozsvár melletti Csigadombon (46°46'15.92"N, 23°29'43.19"E), valamint Magyarországon, Tépe község határában (47°33'24"N, 21°55'98"E). Mindkét mintavételi terület legeltetett száraz gyep volt.

A mintavételt március végén, április elején végeztem, az alábbiak miatt: a téli hónapokban a jelentős táplálékhiány miatt a madarak rákényszerülnek a gubacsok felbontására és az azokban levő lárvák fogyasztására; kora tavasszal a cserjék még nem hajtanak ki, így könnyen meg lehet találni a gubacsokat.

A mintavételi területeken random módon, 100x100 méteres kvadrátokat jelöltem ki. A Csigadombon két kvadrátban dolgoztam, míg Tépén egyben. A gubacsok három egymásra merőleges átmérőjét digitális tolómérő segítségével mértem; az átlagos átmérőt ennek a három adatnak az átlagaként adtam meg. Feljegyeztem, hogy a gubacsok fel vannak-e bontva vagy sem. A felbontott gubacsok esetében a felbontott kamrák számát is lejegyeztem. A tépei mintavételi területen minden rózsacserje esetében regisztráltam a hajtásszámot és a maximális magasságot is.

A madármegfigyelést, 2009 decemberében két héten keresztül a csigadombi területen végeztem. A gubacsokon táplálkozó madarakat délelőtt 7 és 9 óra között, valamint 14 és 16 óra között távcsővel figyeltem meg.

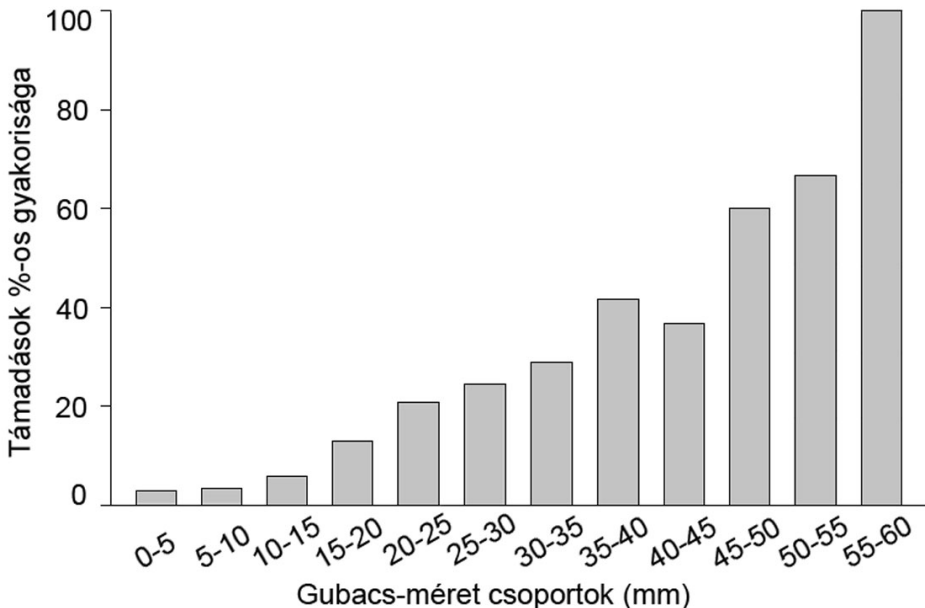
Statisztikai módszerek

A gubacsokat átlagos átmérőjük alapján tizenkét méretkategóriára osztottam: (1) ≤ 5 mm; (2) 5–10mm; (3) 10–15mm; (4) 15–20mm; (5) 20–25; (6) 25–30; (7) 30–35; (8) 35–40; (9) 40–45; (10) 45–50; (11) 50–55; (12) 55–60.

A felbontott és felbontatlan gubacsok méretének összehasonlítása során, a két területen gyűjtött adatokat külön-külön elemeztem. Az adatok normál eloszlástól való eltérését Kolmogorov-Smirnov teszttel, a varianciák homogenitását Leveneteszttel vizsgáltam. A tépei adatokat medián-Mood-próbával, míg a csigadombit kétmintás t-tesztel hasonlítottam össze.

A felbontott kamrák aránya és a gubacsok mérete közötti összefüggés vizsgálatához először kamraszám becslést végeztem. Ehhez a László & Tóthmérész (2006) által publikált modellt használtam fel, amely alapján a gubacsok átlagos átmérőjének segítségével becsültem meg a gubacsok kamraszámát. Ezt követően a felbontott kamrák aránya és a gubacsátmérő kategóriák közötti összefüggést GLMM segítségével határoztam meg. Az elemzés során a két mintavételi területről származó adatokat együtt kezeltem.

A cserjemagasság és hajtásszám predációra gyakorolt hatását a tépei mintaterület adatai alapján a következő módon vizsgáltam. A cserjéket magasságuk szerint három csoportra osztottam: (1) $\leq 1,5\text{m}$; (2) $1,5\text{--}2\text{m}$; (3) $> 2\text{m}$. A cserjéket hajtásszámuk szerint is három csoportba osztottam: (1) ≤ 5 hajtás; (2) $5\text{--}10$ hajtás; (3) >10 hajtás. Kiszámoltam a felbontott gubacsok százalékos arányát minden egyes cserje esetében. Mivel a százalékos arányok eltértek a normál eloszlástól

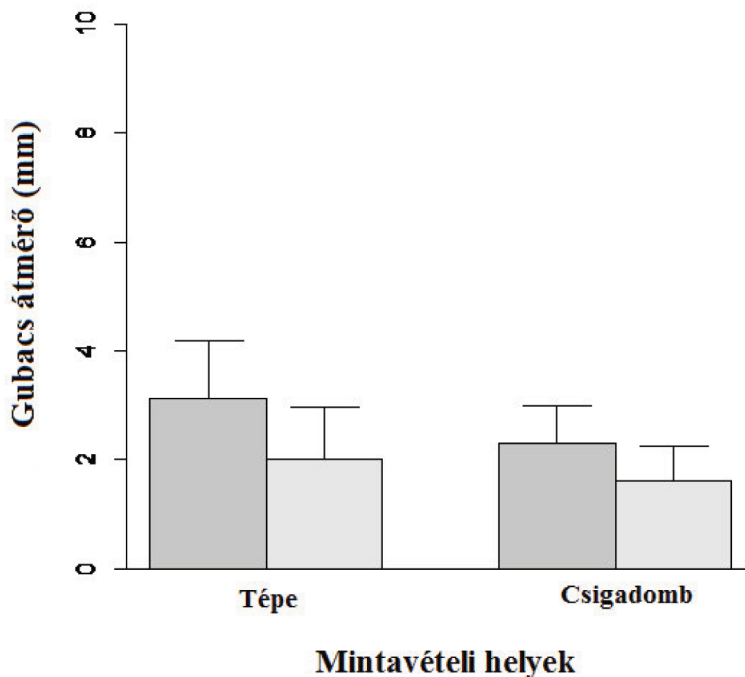


1. ábra. A támadások százalékos gyakoriságai az egyes gubacs méret-csoportokban: (1) $\leq 5\text{mm}$; (2) $5\text{--}10\text{mm}$; (3) $10\text{--}15\text{mm}$; (4) $15\text{--}20\text{mm}$; (5) $20\text{--}25$; (6) $25\text{--}30$; (7) $30\text{--}35$; (8) $35\text{--}40$; (9) $40\text{--}45$; (10) $45\text{--}50$; (11) $50\text{--}55$; (12) $55\text{--}60$.

(Kolmogorov-Smirnov-teszt), az adatokat Kruskal-Wallis-teszttel hasonlítottam össze. Az elemzéseket R statisztikai környezetben (R Development Core Team, 2005) végeztem.

Eredmények

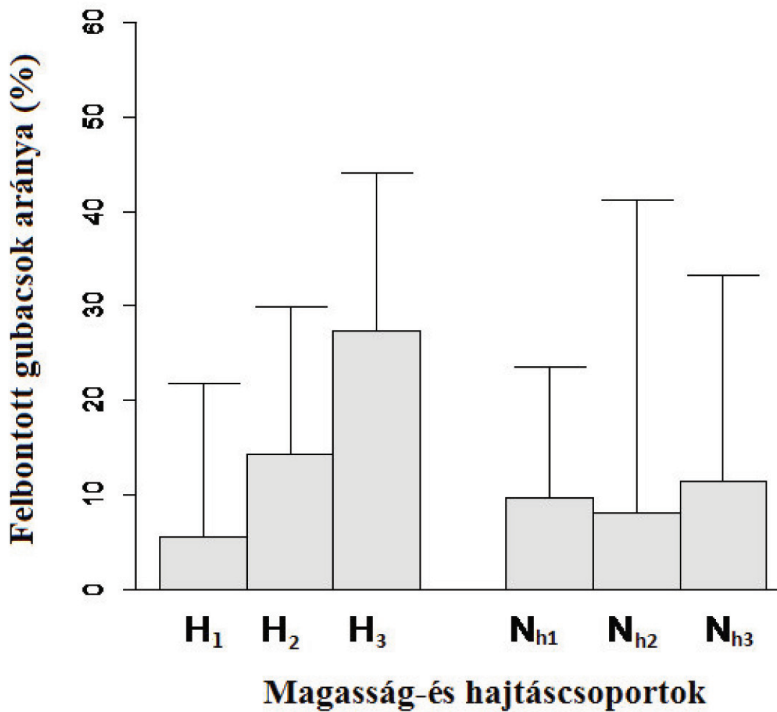
A csigadombi első kvadrátban négy cserjéről 21 gubacsot, míg a másikban 14 cserjéről 97 gubacsot regisztráltam. A Tépén felmért kvadrátból 82 cserjéről 888 gubacsot regisztráltam. A csigadombi területen gyűjtött gubacsok 31,4 %-a, míg Tépén 21,1 %-a volt felbontva. A nagyobb átmérővel rendelkező gubacsokat nagyobb arányban bontották fel a madarak (1. ábra). Az eredmények alapján elmondható, hogy mindkét vizsgálati területen a madarak a nagyobb gubacsokat bontották fel nagyobb gyakorisággal. Mindkét terület esetében a felbontott gubacsok nagyobb átmérővel rendelkeztek, mint az épek (medián-Mood-próba: $p < 0,001$; kétmintás t-teszt: $t = -3,107$; $df = 116$; $p < 0,001$) (2. ábra).



2. ábra. A felbontott és a felbontatlan *D. rosae* gubacsok átmérőinek (átlag \pm szórás) összehasonlítása, Tépe és Csigadomb mintavételi területeken (■ felbontott, ■ felbontatlan).

A felbontott kamrák aránya és a gubacs átlagos átmérője között szignifikáns pozitív kapcsolatot mutattam ki (GLMM: Poisson eloszlás; $z = 30,17$; $p < 0,001$).

A magasabb cserjéken szignifikánsan magasabb volt a felbontott gubacsok aránya (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 14,7779$; $df = 2$; $p < 0,001$), míg a hajtásszámnak nem volt szignifikáns hatása a felbontott gubacsok arányára (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 0,083$; $df = 2$; $p = 0,959$) (3. ábra).



3. ábra. A magasság- és hajtás-csoportonkénti százalékos madárpredáció összehasonlítása Tépe közelében (Magasság: $H_1 \leq 1.5\text{m}$; $1.5 < H_2 \leq 2\text{m}$; $H_3 > 2\text{m}$; Hajtásszám: $N_{h1} \leq 5$; $5 < N_{h2} \leq 10$; $N_{h3} > 10$).

A gubacs-felbontó madárfajok azonosítására tett kísérlet nem járt sikerrel; gubacsokon táplálkozó madarat a területen töltött időszakok alatt nem sikerült megfigyelni.

Értékelés

A különböző természetes ellenségek komoly szelekciós tényezőként hatva, hol a nagyobb, hol a kisebb gubacsméret felé tolhatják el az optimális gubacsméretet (Abrahamson & Weis, 1997). Ezek a kölcsönhatások azt jelzik, hogy az optimális gubacsméret kialakulása egy összetett kapcsolatrendszer eredménye, amelynek fő mozgatórugója a parazitizmus és a predáció elkerülése. A szelekciós nyomás tehát kétirányú. Míg a parazitoidok a kisebb gubacsokat támadva kedveznek a nagyobb gubacsok kialakulásának, addig a predátorok inkább a nagyobbakat károsítva, a kisebb gubacsméret kialakulásának irányába hatnak (Abrahamson & Weis 1997). Ily módon a madarak által végzett gubacs-felbontás egy kifejezetten lényeges eleme ennek a rendszernek.

Az eredmények alapján a nagyobb átmérőjű gubacsokat gyakrabban bontják fel a madarak, ami megegyezik más gubacsrendszereket vizsgáló tanulmányok eredményeivel, melyek szerint a madárpredáció a nagyobb gubacsok esetében intenzívebb (Confer & Paicos 1985, Weis *et al.* 1992). A terepi kutatásokon kívül kísérletes vizsgálattal szintén bizonyították a madarak nagyobb gubacsok iránti preferenciáját (László *et al.* 2014).

A madarak nagyobb eséllyel veszik észre a nagyobb gubacsokat, így gyakrabban találnak rájuk. Értelemszerűen a nagyobb gubacs általában bőségebb táplálékforrást jelent (Hails & Crawley 1992). Ez magyarázhatja a nagyobb gubacsok nagyobb arányú felbontását. Ugyanis, ha a madár már rátalált a gazdag táplálékforrásra, abból többet is fogyaszt el, nem éri meg továbbállni. Eredményeim alapján következtethetünk arra, hogy a predátorok összefüggésbe hozzák a bőségebb táplálékforrást a gubacsok nagyobb méretével (László & Tóthmérész 2014), így a nagyobb gubacs erősebb ingert jelent számukra.

A nagyobb cserjemagasság esetében gyakoribb a gubacs-felbontás. Ennek egyik oka a könnyebb észrevehetőség lehet, ami abból adódik, hogy a magasabb cserjéken nagyobb valószínűséggel találhatóak meg magasan, feltűnő helyen elhelyezkedő gubacsok. Illetve, ha már a nagyobb cserjén tartózkodik egy madár, könnyebben talál ugyanazon a cserjén egy közeli gubacsot, amit fogyaszthat. Gubacsokon táplálkozó madarakat nem sikerült megfigyelni, viszont a felbontott gubacsokat megfigyelve, látszik, hogy a felbontás madaraktól származik. Az általuk okozott sérülés jellegzetes. A gubacs közepe felé irányuló, kúpos mintázat madárcsőrhez hasonlít.

A gubacsokozó a rózsacserjék életképességét befolyásolhatja, közvetlenül tönkretéve fontos növényi részeket. Emellett a gubacsképzők elleni védekezés és a gubacsok létrehozása jelentős költséget jelenthet a növények számára, egészen funkcionál, a szaporodási és létfenntartási folyamatokban aktívan részt

vevő növényi részeik rovására (Craig *et al.* 1986). A folyamat hatására csökken a gazdanövény rátermettsége és ellenálló képessége. Ilyen módon tehát a növényvédelem fontos aspektusa lehet a madarak kontrolltényező funkciója. A madarak a herbivorok számát, ezáltal a gazdanövényre gyakorolt hatásukat is nagymértékben csökkentik, tehát természetes herbivor kontroll valósul meg. Ugyanakkor a herbivorok kontrollja kettős hatású. A madarak általi kontroll a parazitoidok kontroll hatását egészíti ki, mely során, hol az egyik tényező, hol a másik tényező hat erősebben. A madarak tehát fontos szerepet játszanak a vizsgált komplex tápnövény – gubacsokozó – parazita – szuperparazita rendszer top-down szabályozásában. A vizsgálat számos további tájökológiai kérdést is felvet (pl. a ragadozás térbeli mintázata, sűrűségfüggése), amelyek részletes értékeléséhez további kutatások szükségesek.

Köszönetnyilvánítás – Szeretnék köszönetet mondani Tóthmérész Bélának és László Zoltánnak a munkám során nyújtott segítségükért.

Irodalomjegyzék

- Abrahamson, W. G. & Weis, A. E. (1997): The evolutionary ecology of a tritrophic-level interaction: goldenrod, the stem gallmaker and its natural enemies. – *Monogr. Popul. Biol.* **26**: 456.
- Ambrus, B. (1974): *Cynipida – Gubacsok – Cecidia Cynipidarum*. Magyarország állatvilága (Fauna Hungariae) 12. 1/a. – Akadémiai Kiadó. Budapest, 120. pp.
- Confer, J. L. & Paicos, P. (1985): Downy woodpecker predation at goldenrod galls. – *The J. F. Ornithol.* **56**: 56–64.
- Craig, T. P., Price, P. W. & Itami, J. K. (1986): Resource regulation by a stem-galling sawfly on the arroyo willow. *Ecology* **67**: 419–425.
- Hails, R. S. & Crawley, M. J. (1992) Spatial density dependence in populations of a cynipid gall-former *Andricus quercuscalicis*. – *J. Anim. Ecol.* **61**: 567–583.
- Ito, M. & Hijii, N. (2004): Relationships among abundance of galls, survivorship, and mortality factors in a cynipid wasp, *Andricus moriokae* (Hymenoptera: Cynipidae). – *J. For. Res.* **9**: 355–359.
- Kato, K. & Hijii, N. (1993): Optimal clutch size of the chestnut gall-wasp, *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu (Hymenoptera: Cynipidae). – *Res. Popul. Ecol.* **35**: 1–14.
- László, Z. & Tóthmérész, B. (2006): Inquiline effects on a multilocular gall community. – *Acta. Zool. Acad. Sci. Hung.* **52**(4): 61–70.
- László, Z. & Tóthmérész, B. (2008): Optimal clutch size of the gall wasp *Diplolepis rosae* (Hymenoptera: Cynipidae). – *Entomol. Fenn.* **19**: 168–175.
- László, Z., Sólyom, K., Prázmári, H., Barta, Z. & Tóthmérész, B. (2014): Predation on rose galls: parasitoids determine gall size through directional selection. *PLoS ONE* **9**(6): e99806.
- R Development Core Team (2005): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Schröder, D. (1967): *Diplolepis (=Rhodites) rosae* (Hymenoptera: Cynipidae) and a review of its parasite complex in Europe. – *Tech. Bull. Commonw. Inst. Biol. Control* **9**: 93–131.

- Tscharntke, T. (1992): Cascade effects among four trophic levels: bird predation on galls affects density dependent parasitism. – *Ecology* **73**: 1689–1698.
- Tscharntke, T. (1988): Variability of the grass *Phragmites australis* in relation to the behaviour and mortality of the gall-inducing midge *Giraudiella inclusa* (Diptera, Cecidomyiidae). – *Oecologia* **76**: 504–512.
- Van Hezewijk, B. H. & Roland, J. (2003): Gall size determines the structure of the *Rhabdophaga strobiloides* host-parasitoid community. – *Ecol. Entomol.* **28**: 593–603.
- Weis, A. E., Abrahamson, W. G. & Andersen, M. C. (1992): Variable selection on *Eurosta*'s gall size, I: the extent and nature of variation in phenotypic selection. – *Evolution* (N Y) **46**: 1674–1697.
- Weis, A. E. & Abrahamson, W. G. (1986): Evolution of host plant manipulation by gallmakers: ecological and genetic factors in the *Solidago-Eurosta* system. – *Amer. Nat.* **127**: 681–695.
- Weis, A. E. & Kapelinski, A. (1994): Variable selection on *Eurosta*'s gall size II. A path analysis of the ecological factors behind selection. – *Evolution* **48**: 734–745.

Bird predation on Rose bedeguar gall (*Diplolepis rosae*)

Katalin Sólyom

*Ecological Department, University of Debrecen,
H-4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary
e-mail: solyomkatka@gmail.com*

Bird predation is a crucial factor in shaping the optimal gall size. There are no scientific consensus how depends the gall-preference of birds on the gall size, the preference of both small and large galls was also reported. I studied bird predation on the galls of *Diplolepis rosae* on wild rose (*Rosa canina*) shrubs. I measured predation frequency, predation rate and the bird preference. My findings suggest that galls with large diameters are attacked more often by birds than the small ones. The selectivity of bird predation affects negatively on gall size bearing an important role from evolutionary viewpoint.

Keywords: rose bedeguar gall, bird predation, optimal gall size, natural enemies

Ganéjtúró bogarak trágyalebontásban betöltött szerepének vizsgálata Bugacon

Somay László^{1,2}, Ádám Réka^{1,3} és Boros Gergely¹

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

²Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

³Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C
e-mail: somay.laszlo@okologia.mta.hu

Összefoglaló: Egy nemzetközi vizsgálathoz csatlakozva kísérletesen arra kerestük a választ, hogy a hazai ganéjtúró-közösségek (Geotrupidae, Scarabaeidae) milyen mértékben végzik el a három legjelentősebb legeltetett patás állatfajunk (ló, marha, juh) trágyájának lebontását. A kiskunsági Bugacpusztán a ganéjtúrók 5 funkcionális csoportjának (nagy és kis alagútásók, nagy és kis galacsinhajtók, társbélrők) egyenkénti és kombinált kizárásával vizsgáltuk azok trágyafogyasztásban és -elhordásban való részvételét. A különböző trágyákhoz kötődő ganéjtúró-közösséget kétféle talajcsapda-típussal mintáztuk meg. A vizsgálat során talajcsapdákkal 23 faj 744 egyedét gyűjtöttük, kiegészítő egyelő gyűjtésekkel pedig további 11 fajt mutattunk ki. Az előkerült fajok 3 funkcionális csoportot képviseltek: kis alagútásók (12 faj), nagy alagútásók (3 faj) és trágyalakók (19 faj). Galacsinhajtókat nem, ugyanakkor a nálunk nagyon ritka sokfoltos trágyatúró (*Euoniticellus pallipes*) sikerült kimutatnunk a területen. A különböző ganéjtúró fajok eltérő mértékben preferálták az egyes trágyafajtákat. A kizárások esetében a trágyafogyás mértéke 10-40 % között változott, a legjelentősebb trágyafogyasztónak a kis alagútásók bizonyultak.

Kulcsszavak: Geotrupidae, Scarabaeidae, Kiskun LTER, Kiskunság, ökoszisztéma-szolgáltatás

Bevezetés

A ganéjtúrók világszerte elterjedt bogarak. Mind lárva, mind imágókorukban a trágyát hasznosítják, és ehhez messzemenően alkalmazkodtak morfológiai, élettani és viselkedésökológiai szempontból egyaránt. A lemezescsapú bogarak (Scarabaeoidea család) két családjába, az álganéjtúrófélék (Geotrupidae) és a ganéjtúrófélék (Scarabaeidae) családjába, ezeken belül a Geotrupinae, Scarabaeinae és Aphodiinae alcsaládokba tartoznak. Együttes fajsámuk 7000 körül van. Magyarországon e két családból körülbelül 105 trágyához kötődő fajt mutattak ki (5 álganéjtúró és kb. 100 ganéjtúró) (Ádám 1994, Endródi 1956). Ezek közül néhány a hazai faunából kipusztultnak tekinthető, mivel már több év-

tized óta nem került elő egyetlen példányuk sem (pl. *Scarabaeus pius*, *Cheironitis ungaricus*).

A ganéjtúróknak három fő funkcionális csoportja van, ezek a trágyafelhasználás módja alapján a galacsinhajtók (rollers, telecoprids), az alagútások (tunnelers, paracoprids) és a társbérlek (dwellers, endocoprids). A galacsinhajtók golyót készítenek a trágyából, a kiindulási helyről a felszínen, hosszabb-rövidebb távon elgörgetik, majd megfelelő helyen elássák. Az alagútások a trágyakupac alá többé-kevésbé függőleges járatokat ásva költőkamráikba lehordják azt; a későbbiekben ez szolgál táplálékkul mind a kifejlett állatok, mind a lárvák számára. A társbérlek fészket vagy fészkekamrákat nem készítenek, a trágya belsejében maradnak, itt történik gyors egyedfejlődésük még mielőtt a trágya teljesen kiszárad. A funkcionális csoportokat gyakran tovább bontják az állatok mérete szerint is, öt csoportot megkülönböztetve: nagy és kicsi galacsinhajtók, nagy és kicsi alagútások, társbérlek (mind kisméretű fajok). A kis fajok jellemzően r-stratégisták, ezzel szemben a nagyok jellemzően K-stratégisták. A fenti csoportokon kívül léteznek még fészkeparazita (kleptoparasites, kleptocoprids) fajok is, amelyek más – alagútásó és galacsinhajtó – fajok fészkebe hordott trágyát használják utódaik felnevelésére (Hanski & Cambefort 1991, Merkl 1997). A hazai fajokat Hanski & Cambefort (1991) nyomán funkcionális csoportokba sorolva megállapíthatjuk, hogy 5 galacsinhajtó (2 nagy és 3 kicsi), 32 alagútásó (8 nagy és 24 kicsi) és kb. 70 társbérlek tartozik közéjük. Fészkeparazita viselkedést két hazai fajnál (*Caccobius histeroides* és *Aphodius (Sigorus) porcus*) ismerünk.

A ganéjtúrók kutatása mára igencsak szerteágazó tudományterületté vált: világszerte számos populációbiológiai, biogeográfiai, viselkedésokológiai és konverzációbiológiai vizsgálat alanyát képezik, amelyek eredményeit már több monográfia is összefoglalta (Hanski & Cambefort 1991, Scholtz *et al.* 2009, Simmons & Ridsdill-Smith 2011). Mivel a trópusi, szubtrópusi területeken legnagyobb a diverzitásuk, a tanulmányok zöme is e térségekből származik. Kevesebb kutatás folyik a mérsékelt és a boreális régiókban, pedig közösségeik itt is hasonlóan fontos ökológiai szerepet töltenek be. Az általuk végzett ökoszisztéma-szolgáltatások közül a legfontosabb a trágyalebontás, ezen keresztül viszont hatással vannak a tápanyagok körforgására, a talajok bioturbációjára, a trágyázás révén a növényi növekedés fokozására, valamint a trágyában levő magvak másodlagos terjesztésére is. A trágyafogyasztás és -elhordás révén fontos szerepük van a trágyában tenyésző paraziták és kártevők (pl. legelő haszonállatok bélférgei, legyei) számának korlátozásában is (Kryger 2009, Nichols *et al.* 2008, Ridsdill-Smith & Edwards 2011).

Általuk olyan fontos, természetvédelmi szempontból releváns információkat nyerhetünk egyes területek biodiverzitásáról és ökológiai állapotáról, természete-

tességéről, amely alkalmassá teszi őket indikátor csoportnak (Davis *et al.* 2004, Scholtz *et al.* 2009, Simmons & Ridsdill-Smith 2011, Spector 2006). Az élőhelyek megszűnése és fragmentációja, a legeltetés visszaszorulása, a fokozódó peszticidhasználat, az állatállomány féreghajtó szerekkel való kezelése, valamint a klímaváltozás lehetséges negatív hatásai szempontjából kevésbé ismert a hazai ganéjtúró-közösségek és az általuk biztosított szolgáltatások veszélyeztetettsége. Európában már több helyen kimutatták, hogy egyes ganéjtúró bogarak, főként a kiemelten fontos galacsinhajtók, fogyatkozó trendet mutatnak (Carpaneto *et al.* 2007, Lobo 2001). Ennek fényében természetvédelmi célú hazai vizsgálatuk is indokolt és aktuális.

Jelen kutatásunk a magyarországi ganéjtúró közösségek által végzett ökoszisztéma-szolgáltatásokra koncentrál, amiben jelentős előrelépés a „*The role of dung beetle assemblage in dung removal and decomposition, secondary seed dispersal, and seed germination along a bioclimatic gradient*” című ALTER-Net-es nemzetközi vizsgálatához való csatlakozás (Hoffmann *et al.* 2013). Ennek fő célja, hogy feltárja, milyen ganéjtúró közösségek élnek Európa különböző klimatikus, illetve biogeográfiai régióiban, és ezek különböző funkcionális csoportjai (galacsinhajtók, alagútásók, trágyalakók) milyen arányban és hatékonysággal vesznek részt a különböző legelő patások trágyájának lebontásában, a növényi magterjesztésben és csírázásban. A vizsgálat 2014-ben 12 helyszínen indult, 5 régiót (boreális, atlanti, kontinentális, pannóniai és sztyepei) képviselő 8 ország csatlakozásával (Finnország, Észtország, Németország, Románia, Magyarország, Belgium, Egyesült Királyság, Franciaország), ahol azonos módszertannal és eszközökkel történik a ganéjtúró-közösségek összetételének és szerepének vizsgálata. A projekt magterjesztéssel és csírázással kapcsolatos hazai vizsgálatai a következő évek feladatai lesznek.

Módszerek

2014-ben, a projekt első évében Magyarországon is megkezdtük a módszertan tesztelését. A vizsgálat helyszínéül a Kiskunsági Nemzeti Park egyik tájegységét, a bugaci pusztát választottuk (Kiskun LTER), ahol már hosszú idő óta három állatfajjal (ló, szürke marha, juh) legeltetnek. A kb. 500 m² méretű kísérleti területet a legelő állatok elől elzárva, már meglévő karámok között alakítottuk ki. A vizsgálat megkezdése előtt lekaszáltuk a növényzetet. A kutatási protokoll szerint a ganéjtúrók öt funkcionális csoportjának egyenkénti és kombinált kizárásával vizsgáltuk azok trágyalebontásban való szerepét. A hazai kísérleti területen a teljes rendszert felépítettük, amely valamennyi funkcionális csoport jelenlétét feltételezi. Azokon

a területeken, ahol nem élnek galacsinhajtók (lokális kistérségek vagy nagyobb régiók, pl. Észak-Európa), az ő kizárásukra irányuló kezelések elhagyhatók. Az alagútásók trágyaelhordását 40×40 cm-es műanyag rács alátéttel, a galacsinhajtókat ugyanekkora alapterületen, 15 cm magas kerítéssel akadályoztuk meg, míg a társbérőket 40×40×15 cm-es zárt ketreccel rekesztettük ki (1. ábra). A kizárások kombinációja összesen 11 féle kezelést eredményezett a teljesen szabadon levő trágyakupactól a teljesen zárt ketrecben levőig. Az alkalmazott rács lyukátmérője 1 cm, illetve 1 mm volt, előbbi csak a nagy, utóbbi a nagy és kis fajokat egyaránt kizárta. (1. táblázat). A területen jelen levő három legeltetett patásfaj (ló, marha, juh) trágyáját külön-külön vizsgáltuk, a kezeléseket trágyatípusonként 6 ismétlésben végeztük ($3 \times 6 \times 11 = 198$). Egy vizsgálati ciklus ideje egy hónap, esetünkben ez június elejétől július elejéig tartott.



1. ábra. A bugaci mintaterület. A kép alján láthatók az egyes fő kizárási típusok, zárójelben a kezelések sorszámaival: (a) nincs kizárás (1), (b) alagútásók kizárása (2, 3), (c) galacsinhajtók kizárása (4, 5), (d) mindkettő kizárása (6, 7, 8, 9), (e) az összes csoport kizárása (10, 11), valamint az alkalmazott talajcsapdázási módszerek (f) T5, (g) T1.

A trágyafogyás mértékét ismert tömegű (300 g), friss, homogenizált, előzetesen $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on legalább 5 napig tartó fagyasztással sterilizált trágyakupacokon figyeltük. A vizsgálat eleji és végi száraztömeg különbségből következtettünk a fogyás mértékére. Az adott trágya friss és száraz állapota közti tömegkülönbséget laborban határoztuk meg. Az egyes funkcionális csoportok elméleti fogyasztásának kiszámolását az Online Függelék táblázata teszi lehetővé (1. függelék az online függelékben [OF]).

A ganéjtűró-közösséget kétféle módszerrel mintáztuk: trágyakupac köré kihegyezett 5 kis pohárral (T5), illetve egy trágyával felcsalizott nagy pohárral (T1), trágyatípusonként 6-6 ismétléssel ($3\times 6\times 5$ kis és 3×6 nagy pohárral, összesen 108 talajcsapdával). A csapdákat hetente, összesen 3 alkalommal ürítettük, konzerváló folyadékként telített sós vizet alkalmaztunk. A talajcsapdás gyűjtések mellett néhány alkalommal kiegészítő egyelő gyűjtéseket is alkalmaztunk.

1. táblázat. A kísérletben szereplő 11 kezeléstípus. Az első sorban látható, hogy mely funkcionális csoportok férnek hozzá a trágyához (+) és melyek nem (-). A rövidítések az angol név kezdőbetűjét tükrözik (dweller, tunneler, roller): D – társbélő, T – nagy alagútásó, t – kis alagútásó, R – nagy galacsinhajtó, r – kis galacsinhajtó. A második sorban látható a kezelések kivitelezése a kizáró elemek (alátét, kerítés, tető) kombinációival. Ahol van kizáró elem (+), ott alatta feltüntettük, hogy milyen a lyukátmérője (1 mm vagy 1 cm). A protokoll által meghatározott 11-es típus a ganéjtűrók mellett a talaj makrofaunáját is kizárja. A 4–6 kezelések elhagyhatók ott, ahol nincsenek galacsinhajtók (R, r).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Ganéjtűrók funkcionális csoportja	D+ T+ t+ R+ r+	D+ T- t- R+ r+	D+ T- t+ R+ r+	D+ T+ t+ R- r-	D+ T+ t+ R- r+	D+ T- t- R- r-	D+ T- t+ R- r+	D+ T- t- R- r+	D+ T- t+ R- r-	D- T- t- R- r-	D- T- t- R- r-
alátét	-	+	+	-	-	+	+	+	+	-	+
		1mmø	1cmø			1mmø	1cmø	1mmø	1cmø		1mmø
kerítés	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
				1mmø	1cmø	1mmø	1cmø	1cmø	1mmø	1mmø	1mmø
tető	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
										1mmø	1mmø

Eredmények

A talajcsapdás gyűjtésekkel összesen 23 faj 744 egyedét gyűjtöttük: marhatrágyából 16 faj 336 egyedét, lótrágyából 18 faj 201 egyedét és juhtrágyából 13 faj 207 egyedét. A leggyakoribb fajnak a kis alagútásók közé tartozó szarvas trágyatűró (*Onthophagus taurus*) bizonyult. Az egyelő gyűjtésekkel további 11 fajt mutat-

tunk ki, ezek mennyisége azonban kvantitatív módon nem vehető össze a talajcsapdás gyűjtésekkel (2. táblázat).

A kétféle talajcsapda-típus eredményességét összehasonlítva a felcsalizott csapdák (T1) 2–3-szor több bogarat fogtak, mint a trágya köré elhelyezettek (T5) (2. táblázat). A legtöbb egyed az első ürítésnél volt, amíg friss volt a trágyacsali, utána lecsökkent a fogásszám.

A vizsgálat ideje alatt három funkcionális csoport került elő: kis alagútások (12 faj), nagy alagútások (3 faj) és társbélőlk (19 faj) (2. táblázat). Galacsinhajtókat – jelen esetben a Bugacról korábbról ismert és várható óriás-galacsinhajtó (*Scarabaeus typhon*) – nem sikerült kimutatni. Faunisztikai szempontból eredmény viszont, hogy a nálunk nagyon ritka kis alagútásó fajt, a sokfoltos trágyatúrót (*Euoniticellus pallipes*) újra megtaláltuk a területen.

A különböző fajok eltérő mértékben vonzódtak a három trágyatípushoz, egyesek láthatólag adott trágyá(ka)t preferáltak (marha: *Aphodius granarius*, ló: *Aphodius lividus*, marha-juh: *Copris lunaris*, *Onthophagus taurus*), míg másoknál nem volt ilyen preferencia kimutatható (*Caccobius schreberi*) (2. táblázat).

Az egyes kezelések esetében mért trágyafogyásokat a 2. ábrán ábrázoltuk. Mivel juhtrágyából nem sikerült kellő mennyiséget összegyűjtenünk (kb. 20 kg-ot), így annak vizsgálatát csak egy ismétlésben tudtuk elvégezni, ezért azt nem használtuk a továbbiakban. Az ábrán látható, hogy kb. 10 és 40 % között voltak a fogyás értékek és marhatrágyából általában több fogyott, mint lótrágyából.

Értékelés

Az általunk kimutatott 34 faj és azok funkcionális csoportok közti megoszlása hasonló a mérsékelt éghajlatú európai lokális ganéjtúró közösségek fajszámához és funkcionális összetételéhez (Hanski & Cambefort 1991). Bugacról korábbi faunisztikai vizsgálatokkal kb. 50 trágyához kötődő fajt mutattak ki, a teljes Kiskunsági Nemzeti Park területéről pedig közel 80-at (Ádám 1987), ezért várható, hogy további gyűjtésekkel, a vizsgálat más évszakban történő megismétlésével újabb fajok is előkerülnek majd.

Azt, hogy egyes ganéjtúró fajok eltérő mértékben vonzódtak a különböző trágyatípusokhoz, így azok közösségei – legalábbis részlegesen – eltérőek egymástól külföldi vizsgálatok már kimutatták (Barbero *et al.* 1999, Dormont *et al.* 2004). Adataink viszonylag kis számára való tekintettel (sok fajt mindössze egy, vagy mindössze néhány példányban gyűjtöttünk), egyelőre még nem vonhatunk le messzemenő következtetéseket az egyes fajok trágyapreferenciájára, generalista vagy specialista mivoltára.

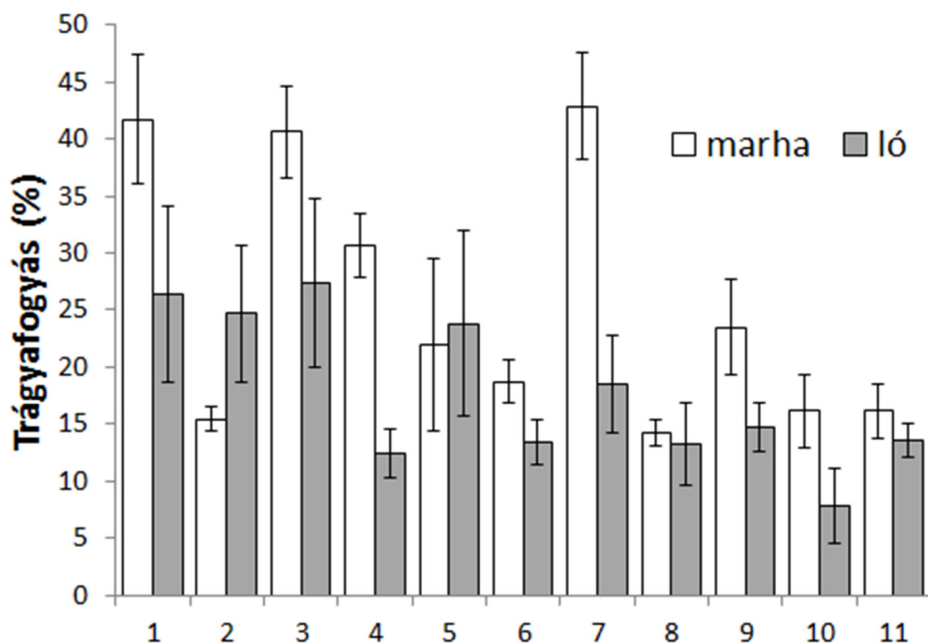
2. táblázat. A gyűjtött fajok és mennyiségük talajcsapda-típusonként. Az egyes oszlopok nevében szereplő betűk a trágyatípust (M – marha, L – ló, J – juh) jelentik, a számok az alkalmazott poharak számát (1 = 1 nagy felcsalizott pohár, 5 = 5 kis pohár a trágyakupac körül), az „összes” pedig a kettőt együtt. Az aláhúzott fajokat csak egyeléssel gyűjtöttük. A funkcionális csoportok rövidítései: T – nagy alagutásó, t – kis alagutásó, D – társbérő.

Ganéjtűrő fajok	Funkciós csoport	M1	M5	M összes	L1	L5	L összes	J1	J5	J összes	Összesen
<i>Copris lunaris</i>	T	5	8	13	0	1	1	1	9	10	24
<u><i>Geotrupes mutator</i></u>	T										
<u><i>Geotrupes spiniger</i></u>	T										
<i>Caccobius schreberi</i>	t	9	3	12	7	2	9	7	2	9	30
<i>Euoniticellus fulvus</i>	t	16	4	20	32	6	38	3	2	5	63
<i>Euoniticellus pallipes</i>	t	2	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Onthophagus (Furconthophagus) furcatus</i>	t	0	0	0	1	2	3	0	0	0	3
<i>Onthophagus (Onthophagus) illyricus</i>	t	2	1	3	0	0	0	0	0	0	3
<i>Onthophagus (Onthophagus) taurus</i>	t	113	29	142	8	1	9	46	17	63	214
<u><i>Onthophagus (Palaeonthophagus) fracticornis</i></u>	t										
<u><i>Onthophagus (Palaeonthophagus) gibbulus</i></u>	t										
<u><i>Onthophagus (Palaeonthophagus) lemur</i></u>	t										
<i>Onthophagus (Palaeonthophagus) nuchicornis</i>	t	8	8	16	8	1	9	2	2	4	29
<i>Onthophagus (Palaeonthophagus) ruficapillus</i>	t	1	0	1	0	3	3	0	0	0	4
<i>Onthophagus (Palaeonthophagus) vacca</i>	t	0	0	0	3	0	3	0	0	0	3
<u><i>Aphodius (Acanthobodilus) immundus</i></u>	D										
<u><i>Aphodius (Agrilinus) sordidus</i></u>	D										
<i>Aphodius (Aphodius) fimetarius</i>	D	2	0	2	2	2	4	3	1	4	10
<i>Aphodius (Calamosternus) granarius</i>	D	1	22	23	1	4	5	0	1	1	29
<i>Aphodius (Chilothorax) distinctus</i>	D										
<i>Aphodius (Chilothorax) melanostictus</i>	D	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
<u><i>Aphodius (Copriformorphus) scrutator</i></u>	D										
<i>Aphodius (Esymus) merdarius</i>	D	0	0	0	3	0	3	0	0	0	3

2. táblázat (folytatás)

Ganéjtűrő fajok	Funkciós csoport	M			L			J			Összesen
		M1	M5	M összes	L1	L5	L összes	J1	J5	J összes	
<i>Aphodius (Agrilinus) sordidus</i>	D										
<i>Aphodius (Aphodius) fimetarius</i>	D	2	0	2	2	2	4	3	1	4	10
<i>Aphodius (Calamosternus) granarius</i>	D	1	22	23	1	4	5	0	1	1	29
<i>Aphodius (Chilothorax) distinctus</i>	D										
<i>Aphodius (Chilothorax) melanostictus</i>	D	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
<i>Aphodius (Copriformus) scrutator</i>	D										
<i>Aphodius (Esymus) merdarius</i>	D	0	0	0	3	0	3	0	0	0	3
<i>Aphodius (Eudolus) quadriguttatus</i>	D	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Aphodius (Euorodalus) paracoenosus</i>	D	47	12	59	15	1	16	68	5	73	148
<i>Aphodius (Eupleurus) subterraneus</i>	D										
<i>Aphodius (Labarrus) lividus</i>	D	0	3	3	56	22	78	0	0	0	81
<i>Aphodius (Melinopterus) prodromus</i>	D										
<i>Aphodius (Nialus) varians</i>	D	0	1	1	2	1	3	0	0	0	4
<i>Aphodius (Othophorus) haemorrhoidalis</i>	D	1	2	3	0	0	0	1	0	1	4
<i>Aphodius (Subrinus) sturmi</i>	D	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Aphodius (Trichonotulus) scrofa</i>	D	20	15	35	12	0	12	22	5	27	74
<i>Euheptaulacus sus</i>	D	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Oxyomus sylvestris</i>	D	1	0	1	2	1	3	6	2	8	12
Összesen		228	108	336	153	48	201	160	47	207	744

Mivel galacsinhajtó nem volt kimutatható a területen, és a társbélők fogyasztása is csak igen kismértékűnek bizonyult, a legfőbb trágyafogyasztónak az alagútások, azon belül is a kis alagútások bizonyultak. Nagy számuk miatt az általuk elásott trágya mennyisége volt a legjelentősebb az összes funkcionális csoport közül. Ez főként a marhatrágya fogyások esetében látszik, azoknál a kezeléseknél, amelyek átengedték ezen funkcionális csoportot (1, 3, 4, 5, 7, 9). A nagy alagútások bár egyenként jóval több trágyát hordanak el, mint a kicsik, viszonylag alacsony egyedszámuk miatt kevésbé voltak jelentősek. A kontrollok (10, 11) esetében is észleltünk kb. 10-15 %-os fogyást, ez néhány, a kis alagútásokat kizáró kezelés (2, 6, 8) fogyasztásával hasonló nagyságrendű. A trágyafogyás pontos kimé-



2. ábra. Az egyes kezelések során mért trágyafogyások. A vízszintes tengelyen a kezelések sorszáma, a fehér oszlopokon a marhatrágya, a szürke oszlopokon a lótrágya százalékos fogyásértékei láthatók a standard hibásávokkal. A kezelések által kizárt csoportok: (1) D+ T+ t+ R+ r+, (2) D+ T- t- R+ r+, (3) D+ T- t+ R+ r+, (4) D+ T+ t+ R- r-, (5) D+ T+ t+ R- r+, (6) D+ T- t- R- r-, (7) D+ T- t+ R- r+, (8) D+ T- t- R- r+, (9) D+ T- t+ R- r-, (10) D- T- t- R- r-, (11) D- T- t- R- r-. A rövidítések az 1. táblázat szerint: D – társbélő, T – nagy alagútásó, t – kis alagútásó, R – nagy galacsinhajtó, r – kis galacsinhajtó, + hozzáférés, - kizárás.

rését nehezítette, hogy a vizsgálat ideje alatt néhány özönvízszerű zivatar hatására több kezelési egység is elmosódott.

A módszertan szempontjából az első év több értékes tapasztalattal bírt: (1) érdemes faunisztikai elővizsgálatokkal megbizonyosodni, hogy a területen élnek-e galacsinhajtók, amennyiben nem, csak 5 kezeléstípus szükséges; (2) a trágyakupacok viszonylag gyors kiszáradása miatt rövidebb vizsgálati idő is elégséges; (3) a nagy talajcsapdák hatékonyabbnak bizonyultak a kicsiknél; (4) ezekhez nagyobb, lassabban kiszáradó trágyacsali szükséges; (5) a szélsőséges időjárás ellen célszerű védeni (pl. tetővel) a kezelési egységeket; (6) a vizsgálat szempontjából kulcsfontosságú a trágya friss és száraztömege közti különbség pontos kimérése, amit célszerű nem egy átlagérték, hanem az adott minta kettéosztásával (fele te-repre, fele laborba) meghatározni.

A vizsgálatot a továbbiakban – a hazai és külföldi tapasztalatok alapján finomítva a módszert – további helyszíneken és évente többször megismételve tervezzük elvégezni. Terveink között szerepel több hazai régió és élőhelytípus ganéjtúró-közösségének kvantitatív vizsgálata, valamint a legjelentősebb hazai vad patások trágyájának vizsgálatba való bevonása is.

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük az ALTER-Net ganéjtúros multi-site experiment projekt koordinátorának és vezetőjének, Tanja Milotić-nak és Maurice Hoffmann-nak a kutatásban való részvétel lehetőségét. Köszönjük a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságának, Vajda Zoltánnak, Sipos Ferencnek és Lucza Márknak, továbbá Kanyó Lászlónak, a Bugacpuszta Kft-nek, Fekete Sándornak, Soltész Zoltánnak és Lengyel Atilának a munkánkhoz nyújtott segítségét. A kutatás anyagi feltételeit az ALTER-Net és Báldi András MTA Lendület pályázata biztosította.

Irodalomjegyzék

- Ádám, L. (1987): Scarabaeoidea (Coleoptera) of the Kiskunság National Park. – In: Mahunka, S. (szerk.): *The Fauna of the Kiskunság National Park II*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 208–220.
- Ádám, L. (1994): A check-list of the Hungarian Scarabaeoidea with the description of ten new taxa (Coleoptera). – *Fol. Ent. Hung.* **55**: 5–17.
- Barbero, E., Palestini, C. & Rolando, A. (1999): Dung beetle conservation: effects of habitat and resource selection (Coleoptera: Scarabaeoidea). – *J. Insect Conserv.* **3**(2): 75–84.
- Carpaneto, G. M., Maziotta, A. & Valerio, L. (2007): Inferring species decline from collection records: roller dung beetles in Italy (Coleoptera, Scarabaeidae). – *Divers. Distrib.* **13**: 903–919.
- Davis, A. L. D., Scholtz, C. H., Dooley, P. W., Bham, N. & Kryger, U. (2004): Scarabaeine dung beetles as indicators of biodiversity, habitat transformation and pest control chemicals in agroecosystems: review article. – *S. Afr. J. Sci.* **100**: 415–424.
- Dormont, L., Epinat, G. & Lumaret, J. P. (2004): Trophic preferences mediated by olfactory cues in dung beetles colonizing cattle and horse dung. – *Environ. Entomol.* **33**(2): 370–377.
- Endrődi, S. (1956): Lemezescsapú bogarak – Lamellicornia. – In: *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae)*, IX, 4. Akadémiai Kiadó, Budapest, 188 p.
- Hanski, I. A. & Cambefort, Y. (szerk.) (1991): *Dung beetle ecology*. – Princeton University Press, Princeton, 481 p.
- Hoffmann, M., Milotić, T. & D'hondt, B. (2013): The role of dung beetle assemblages in dung removal / decomposition, secondary seed dispersal, and seed germination along a biogeographical / climatological gradient. – *ALTER-Net: A Long-Term Biodiversity, Ecosystem and Awareness Research Network*. <http://www.alter-net.info/outputs/conf-2013/presentations/wed/mse/maurice-hoffmann-et-al/view> [Hozzáférés: 2015. február 8.]
- Kryger, U. (2009): The importance of dung beetles in ecosystems. – In: Scholtz, C. H., Davis, A. L. V. & Kryger, U. (Eds.): *Evolutionary Biology and Conservation of Dung Beetles*. Pensoft Publishers, Sofia, pp. 389–420.
- Lobo, J. M. (2001): Decline of roller dung beetle (Scarabaeinae) populations in the Iberian peninsula during the 20th century. – *Biol. Conserv.* **97**: 43–50.

- Merkl, O. (1997): Élet a trágyában: a ganéjtűrők harca a táplálékért. – *Természet Világa* **128**(8): 362–365.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcuita, S. & Favila, M. E. (2008): Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. – *Biol. Conserv.* **141**: 1461–1474.
- Ridsdill-Smith, T. J. & Edwards, P. B. (2011): Biological control: ecosystem functions provided by dung beetles. – In: Simmons, L. W. & Ridsdill-Smith, J. (Eds.) (2011): *Ecology and Evolution of Dung Beetles*. Wiley-Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK, pp. 254–266.
- Scholtz, C. H., Davis, A. L. V. & Kryger, U. (szerk.) (2009): *Evolutionary Biology and Conservation of Dung Beetles*. – Pensoft Publishers, Sofia, 567 p.
- Simmons, L. W. & Ridsdill-Smith, J. (szerk.) (2011): *Ecology and Evolution of Dung Beetles*. – Wiley-Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK, 347 p.
- Spector, S. (2006): Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. – *Coleopts. Bull.* **60**(5): 71–83.

Függelék

A cikkhez tartozó Online Függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1: Az egyes funkcionális csoportok elméleti fogyasztásának kiszámolása.

Study of the role of dung beetles in recycling dung at Bugac, Hungary

László Somay^{1,2}, Réka Ádám^{1,3} and Gergely Boros¹

¹*HAS Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany,
H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary*

²*Szent István University, Doctoral School of Environmental Sciences,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

³*Eötvös Loránd University, Doctorate School in Biology,
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary
e-mail: somay.laszlo@okologia.mta.hu*

In collaboration with an international investigation we experimentally examined decomposition scales of Hungarian dung beetle assemblages on dung of the three most significant grazer species of livestock (horse, cattle, sheep). The study site was in Kiskun LTER, Bugacpuszta, Kiskunság. Removal and consumption activity of five functional groups (dwellers, large tunnelers, small tunnelers, large rollers, small rollers) of dung beetles were examined separately and combined with exclusion method. Beetle communities were sampled with two kinds of pitfall traps which were collected 744 individuals of 23 species in total. Further 11 species were detected by additional hand collecting. Found species representing only 3 functional groups: small tunnelers (12 species), large tunnelers (3 species) and dwellers (19 species). Rollers were not found, however, *Euoniticellus pallipes*, a species very rare in Hungary, was present. Dung beetle species were attracted variously to different herbivore's dungs. Most important dung consumers were small tunnelers, consumption rates in enclosures varied between 10-40 %.

Keywords: Scarabaeidae, Geotrupidae, Kiskun LTER, Kiskunság, ecosystem services

Extrém szárazság és a növényzeti borítottság hatása szabadon élő fonálféreg együttesek denzitására

Szakálas Judit¹, Kröel-Dulay György², Kerekes Ivett¹, Seres Anikó¹, Ónodi Gábor² és Nagy Péter¹

¹Szent István Egyetem Mezőgazdasági és Környezettudományi Kar, Állattani és Állatökológiai Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

²MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.

e-mail: szakalajudit@gmail.com

Összefoglaló: A szabadon élő fonálféreg nagy számban és magas diverzitásban fordulnak elő a talajban. Stresszérzékenység és szaporodási dinamika szempontjából is jelentős változatosság jellemző rájuk, így a környezeti változások kitűnő indikátorai lehetnek. Egy klímaváltozás-kísérlet (ExDRain) első évében az extrém szárazság és a növényzeti borítottság hatását vizsgáltuk a szabadon élő fonálféreg denzitására egy alföldi homokpusztagyep talajában. Kérdéseink a következők voltak: van-e hatása a fonálféreg együttesek denzitására (1) az extrém aszályt szimuláló kezelésnek, (2) a növényzet jelenlétének, illetve hiányának? Az aszályt szimuláló kezelés fonálféreg denzitást csökkentő hatása a kezelést követő első (május) és ötödik (szeptember) hónapban volt statisztikailag szignifikáns. Mind a négy mintavételi időpontban (március, május, július, szeptember) szignifikánsan pozitív hatása volt a növényzettel való borítottságnak. Fentiek szerint a fonálféreg reagálnak az extrém aszályt szimuláló kezelésre, így jó indikátorai lehetnek e folyamatok változásainak. Mindenképpen figyelemmel kell kísérni továbbiakban is az olyan háttérváltozók befolyásoló hatását, mint a talaj nedvességtartalma és hőmérséklete. Mivel önmagában a denzitás értékek változása nem közöl elég információt, a továbbiakban egyéb mutatók, például a táplálkozási csoportok vizsgálata is szükséges.

Kulcsszavak: klímamanipuláció, Nematoda, szárazság stressz, denzitás, talajborítás

Bevezetés

A klímaváltozás *ex situ* kísérletes vizsgálata az ökológia egyik leggyorsabban fejlődő ága (Czúcz *et al.* 2007, Wu *et al.* 2010), azonban ilyen típusú terepi vizsgálatok eddig főként Észak-Amerikában és Nyugat-Európában zajlottak. Fontos megemlíteni azonban, hogy Magyarországon, a Duna-Tisza Közén már volt két hasonló klímamanipulációs kísérlet is (a DEGREE, illetve VULCAN projektek keretében), mely során a hőmérséklet és a talajnedvesség hatását vizsgálták szabadon élő fonálféreg közösségekre (Bakonyi & Nagy 2000, Bakonyi *et al.* 2007, Kovács-Láng *et al.* 2008). Ezekben a vizsgálatokban egy vagy két klímafaktor hatását vizsgálták egymástól elkülönítve. Az ExDRain (Extreme Drought and

Chronic Rain Manipulation Experiment) projekt keretein belül az extrém szárazság és a csapadék mérsékelt, de tartós megváltozásának önálló és interaktív hatásait fogjuk vizsgálni. A kísérlet első évében az egyszeri extrém aszály hatását vizsgáljuk.

A fonálférgék nagy számban és diverzitásban élnek a talajban, túlnyomórészt annak felső 15 cm-ben (Andrássy & Farkas 1988). Az ebből adódó széles funkcionális spektrumnak és gyors reakcióképességüknek köszönhetően kiváló indikátorai a környezeti változásoknak (Bongers & Bongers 1998, Wilson & Kakouli-Duarte 2009). A mérhető válaszreakciók tekintetében is több lehetőség áll a rendelkezésünkre (Yeates *et al.* 1993, Bongers & Bongers 1998). Mi ebben a tanulmányban a denzitást vizsgáltuk. Bár önmagában ez egy kevésbé érzékeny mutató, ismerete a későbbi taxonómiai vizsgálatokhoz elengedhetetlen (Bongers 1990).

Vizsgálatunk célja annak megállapítása, hogy egy egyszeri szélsőséges esemény, jelen esetben az extrém aszály, milyen hatással van a talajban szabadon élő fonálférgék egyedsűrűségére és hogy ezt a hatást befolyásolja-e a vegetáció. Az első hipotézisünk az volt, hogy az aszály hatására lecsökken a fonálférgék denzitása, a második pedig, hogy a talajfelszín növényvel való borítottsága pozitívan befolyásolja az egyedsűrűséget.

Módszerek

A kísérleti terület

Vizsgálatainkat a Kiskunsági Nemzeti Park területén található Fülöpházán végeztük a KISKUN LTER (Long-Term Ecological Reserch) hálózathoz tartozó területen. Az ExDRain projekt keretein belül a Magyar Tudományos Akadémia és az EU 7. kutatási keretprogramja támogatásával infrastruktúra épült a hosszú távú klímaváltozás kísérletes modellezésére. A projekt célja az egyszeri extrém aszály, majd később ezzel interakcióban az évente ismétlődő csapadékváltozás hatásának vizsgálata a kiskunsági homokpusztagyepereken. A kísérlethez hat blokk épült, amelyek hat ismétlésnek feleltethetők meg. A blokkok 8 darab 3 x 3 m-es parcellára vannak felosztva, a kezeléseknek megfelelően. Az első évben (2014) az extrém aszálykezelést alkalmaztuk, amelynek során a parcellák felén, vagyis 24 parcellán, egy-egy tetőszerkezettel kizártuk a csapadékot. A parcellák külső fél méterre puffer zónaként funkcionál, így parcellánként a ténylegesen vizsgálható terület 2 x 2 m. Az extrém aszálykezelésen kívül, korábbi kutatások eredményei alapján (Bakonyi *et al.* 2007) változóként vettük figyelembe még a felszín növényvel való borítottságát, illetve annak hiányát is. Így parcellánként és alkalmanként 4 növé-

nyes foltból, és ugyanennyi kopár foltból vettünk talajmintát, minden esetben a 0-10 cm-es mélységből speciálisan erre a célra kialakított, 1,5 cm átmérőjű talajfűrő használatával (s'Jacob & van Bezooijen 1984). A 4 szűrással vett talajmintát összeöntve kaptuk meg a 100 g-os átlagmintánkat növényvel fedett, illetve kopár foltból, minden parcellából. Először március 6-án vettünk mintát, amely egy kezelés előtti állapotnak felel meg, majd ezután a kezelés megkezdését követően május 21-én, július 14-én és szeptember 11-én. Az extrém aszálykezelés április 24-én kezdődött, a csapadékot kizáró, de a napfényt átteresztő tetők felszerelésével és szeptember 11-ig tartott. Mintavételként összesen 96 darab, a hat blokk nyolc parcellájáról származó, borítottság szerint kétféle talajmintát szállítottunk be a laborba nematológiai vizsgálat céljára.

A kísérlet során folyamatosan mérjük a talaj nedvességtartalmát (CampbellCS616) a felső 30 cm mélységben, illetve a talaj hőmérsékletét (Jumo RTD szenzor: Pt100) is 10 cm-es mélységben szenzorok segítségével. A mintavételt megelőző 2 hét átlagadatait az 1. táblázatban közöljük.

A fonálférgek kinyerése

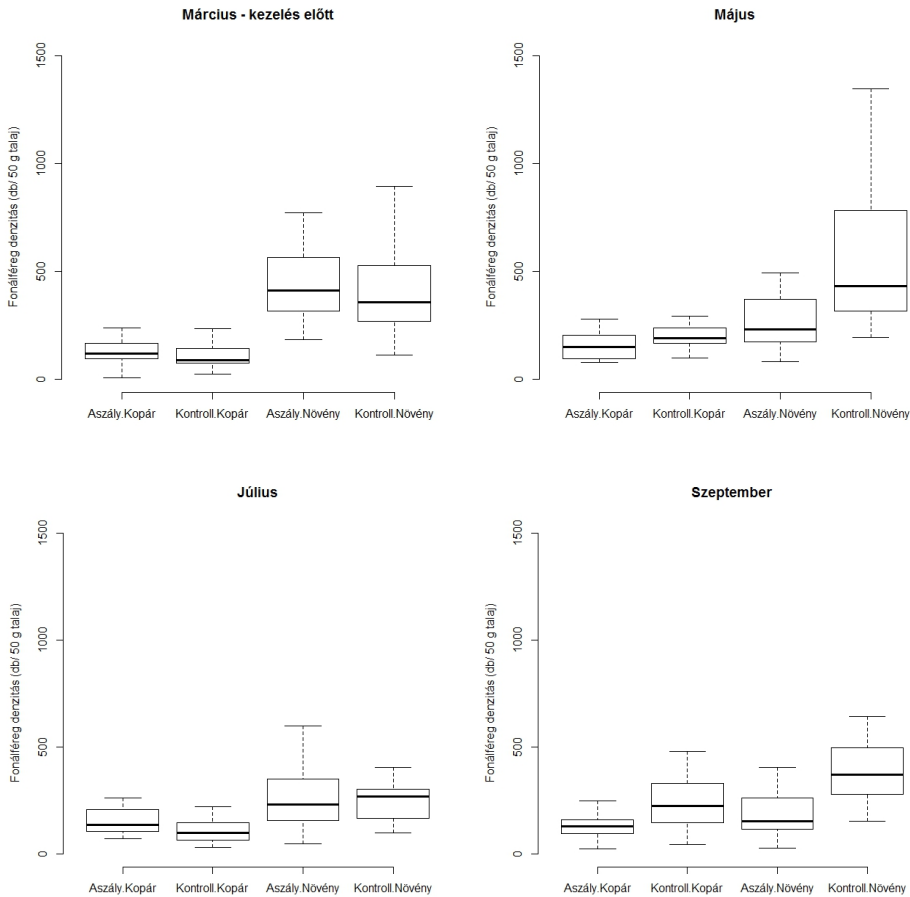
A fonálférgeket módosított Baermann tölcéses futtatással nyertük ki a talajból. A módosítás lényege az volt, hogy a kiindulási talajmennyiséget a maximum 20 g-ról 2 x 25 g-ra változtattuk, így növelve a felületet és ezáltal a fonálférgek számát. A futtatást megelőzően a talajmintákat sorsolásos módszerrel randomizáltuk, kiküszöbölve ezáltal az emeletes elrendezésű futtatóállvány szintjeinek esetleges befolyásoló hatását. Maga a folyamat 48 órán át tartott, az eredeti módszerleírásban megadott 16-72 órás intervallumnak megfelelően (Baermann 1917). Ezt a pontosítást ugyanerről a területről származó talajmintákon végzett előkísérletek alapján vezettük be, mivel 48 óra alatt szignifikánsan több fonálférget tudunk kinyerni egy talajmintából, mint 16 órás futtatási idővel. A mintákat 50 ml-es Falcon típusú centrifugacsövekbe gyűjtöttük össze, majd a fonálférgek megszámlálása és a fölösleges víz dekantálása után 4%-os formalin oldattal tartósítottuk a későbbi vizsgálatokhoz. A számláláskor 3*5ml almintából a minta térfogatára számolt átlag fonálféregszámot vonatkoztattuk 50 g talajra.

Statisztikai értékelés

Az alkalmazhatósági feltételek vizsgálata után, az eredményeket R program segítségével elemeztük (R Core Team 2013). Az eredmények értékelésére több utas ANOVA analízist használtunk, ahol a függő változó a fonálférgek denzitása volt. Magyarázó változóként az aszálykezelés (igen, nem) és a növényborítottság (kopár, borított) szerepeltek.

Eredmények

A kezelés megkezdése előtt sem a talajneveltségben (március $p = 0,431$), sem a talajhőmérsékletben (március $p = 0,393$) nem volt statisztikailag szignifikáns különbség a kezeléseknak megfelelő parcellákon. A kezelés megkezdését követően, a tetővel fedett, vagyis aszályos parcellákon a kontrollhoz képest szignifikánsan megemelkedett a talajhőmérséklet (május $p < 0,001$; július $p < 0,001$; szeptember $p < 0,001$). Ezzel párhuzamosan a talaj nedvességtartalma lecsökkent a kontrollhoz viszonyítva a kezelés hatására (május $p < 0,001$; július $p < 0,001$; szeptember $p < 0,001$).



1. ábra. Extrém aszálykezelés és a talajfelszín borításának hatása a fonálléreg denzitásra a kezelés megkezdése előtt (március), a kezelés megkezdése után egy hónappal (május), három hónappal (július) és hat hónappal (szeptember). Az egyes csoportok mediánjai, alsó és felső kvartilisei, valamint a minimum és a maximum értékek.

Mind a négy mintavételi időpontról elmondható, hogy a fonálférgek denzitására szignifikáns pozitív hatást gyakorolt a felszín növényvel való borítottsága (március $F = 71,138$ $p < 0,001$; május $F = 39,309$; $p < 0,001$; július $F = 27,883$; $p < 0,01$; szeptember $F = 8,359$, $p < 0,01$). A márciusban vett talajminták a kezelés előtti állapotot jellemzik (1. ábra). Ekkor a növényi borításnak volt statisztikailag igazolható hatása. Az extrém aszálykezelésnek szignifikáns negatív hatása volt a fonálféreg denzitásra egy hónappal (május: $F = 23,017$; $p < 0,01$) és öt hónappal (szeptember: $F = 32,745$; $p < 0,01$) a kezelés megkezdése után (1. ábra). Ez a hatás nem figyelhető meg a köztes időpontban, júliusban (1. ábra) vett talajminták esetében ($F = 1,669$; $p > 0,05$).

Értékelés

A kísérlet első évének eddigi eredményei alapján elmondhatjuk, hogy a fonálférgek alkalmasak a klímamanipulációs kezelések, azon belül is a drasztikus csapadékcsökkentés hatásainak jelzésére terepi viszonyok között, hiszen viszonylag gyorsan, már heteken belül képesek reagálni az alkalmazott kezelésre (Bakonyi & Nagy 2000). Ezt a viszonylag gyors válaszreakciót mi is tapasztaltuk, hiszen alig egy hónappal az extrém aszálykezelés megkezdése után már szignifikáns eltérést tapasztaltunk a fonálféreg denzitás tekintetében, a kezelt és kontroll parcellák között. Júliusban nem volt statisztikailag igazolható hatása a kezelésnek. Ebben a hónapban a magas talajhőmérséklethez alacsony nedvességtartalom társult (1. táblázat) az aszályos és a kontroll parcellákon is. Pen-Muratov *et al.* (2004) szerint sivatagi körülmények között nincs szignifikáns korreláció a fonálféreg denzitása és a talajnedvesség között, hanem elsődlegesen a növényi jelenlét befolyásolja azt. Verschool *et al.* (2001) szintén csak nagyon alacsony korrelációt talált a fonálféreg denzitás és a vizsgált környezeti faktorok, mint talajhőmérséklet, talajnedvesség tartalom, csapadék mennyiség, gyökértömeg között. Viszont Steinberger *et al.* (2001) azt találták, hogy sivatagi körülmények között a fonálféreg denzitás a talaj

1. táblázat. A mintavétel előtti 2 hét talajhőmérséklet és talajnedvesség adataiból számolt átlagértékek és szórások kezelésenként.

	Talajhőmérséklet(C°) 10 cm		Talajnedvesség (vol/vol%) 1-30 cm	
	Kontroll	Aszály	Kontroll	Aszály
Március	6,656±0,208	6,670±0,147	5,919±0,551	5,888±0,644
Május	18,281±0,400	19,242±0,272	6,311±0,534	4,352±0,682
Július	26,398±0,612	28,386±0,397	4,969±0,492	2,427±0,488
Szeptember	22,271±0,382	24,196±0,340	5,696±0,560	2,111±0,282

nedvesség-tartalmával van szoros korrelációban. Bakonyi & Nagy (2000) vizsgálatai alapján a talaj nedvességtartalmának is, de legfőképp a hőmérsékletének volt hatása a fonálféreg denzitására. Kísérletesen szimulált körülmények között a szárazságkezelés szignifikánsan csökkentette a fonálféreg denzitását New Jersey homokos talajú fenyőerdőjében (Landesman *et.al.* 2010). Az eredmények ilyen nagymértékű különbözőségét az okozhatja, hogy a szárazság és a hőség hosszú távú hatását olyan változók is befolyásolják, mint a lokális klíma, az évszakok vagy a fonálféreg táplálkozási és életforma csoportjaiban történő eltolódások, illetve taxonómiai változások (Ilieva-Makulec & De Boeck 2013).

Mindazonáltal a denzitás nem érzékeny mutató. Sok tényező befolyásolhatja, köztük olyanok is, amelyeket még nem ismerünk teljesen (Bongers 1990). Ez is lehet az oka annak, hogy júliusban statisztikailag nem volt szignifikánsan kimutatható hatása az extrém aszálykezelésnek. Elképzelhető, hogy a júliusban kialakult szélsőséges körülmények miatt túlsúlyba kerültek a kedvezőtlen körülményekkel szemben toleránsabb fonálféreg fajok, azok el is szaporodhattak, ezáltal csökkentve a kontroll és az aszályos parcellák közötti denzitásbeli különbséget. A téma finomabb szintű megközelítésére adhatnak lehetőséget a közösségszerkezeti vizsgálatok, így a továbbiakban fő célunk e kapcsolatok feltárása. A módszer nagy előnye, hogy az állatok genus szintű besorolása után lehetőség van olyan származtatott indexek számítására is, amelyek segítségével további információkhoz juthatunk a kezelések következményeit és okait illetően.

A továbbiakban is meg kell különböztetni a kísérletesen beállított kezeléseken belül a növényvel borított és nem borított foltból vett talajmintákat, mivel a növényzet jelenléte még az ilyen extrém szárazságkezelés hatását is képes módosítani. Eredményeink szerint ugyanis a növényvel nem borított, és aszályal kezelt talajmintákban is szignifikánsan kisebb volt a fonálféreg denzitása, mint a növényvel borított, aszálykezelésnek kitett parcellákból gyűjtött talajmintákban. A növény, illetve annak rizoszféra egy sajátos niche, mely befolyásolja környezete paramétereit. Ez által egy olyan lokális faktor, amely közvetlen közelében hatással van a talaj élővilágára, így a fonálféregre is. Különösen igaz ez arid körülmények között (Pen-Mouratov *et al.* 2004).

Köszönetnyilvánítás – A munkát támogatta: az Emberi Erőforrások Minisztériuma által a SZIE MKK számára biztosított Kutató Kari Kiválósági Támogatás – 8526-5/2014/TUDPOL és az Országos Tudományos Kutatási Alapprogram (K112576).

Irodalomjegyzék

- Andrássy, I. & Farkas, K. (1988): *Kertészeti növények fonálféreg kártevői*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 418 pp.
- Baermann, G. (1917): Eine einfache Methode zur Auffindung von (nematoden) Ankylostomum Larven in Erdproben. – *Geneesk. Tijdschr. Ned-Indië*. **57**: 131–137.
- Bakonyi, G. & Nagy, P. (2000): Temperature-and moisture induced changes in the structure of the nematode fauna of a semiarid grassland - patterns and mechanisms. – *Glob. Change Biol.* **6**: 697–707.
- Bakonyi, G., Nagy, P., Kovács-Láng, E., Kovács, E., Barabás, S., Répási, V. & Seres, A. (2007): Soil nematode community structure as affected by temperature and moisture in a temperate semiarid shrubland. – *Appl. Soil Ecol.* **37**: 31–40.
- Bongers, T. (1990): The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. – *Oecologia* **83**:14–19.
- Bongers, T. & Bongers, M. (1998): Functional diversity of nematodes. – *Appl. Soil Ecol.* **10**: 239–251.
- Czúcz, B., Kröel-Dulay, Gy., Rédei, T., Botta-Dukát, Z. & Molnár, Z. (2007): Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához. – *Kutatási jelentés*, KVVMM, pp. 1–9.
- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy., Garadnai, J., Lhotsky, B., Barabás, S. & Beier, C. (2008): Experimental study of the effects of climate change, the VULCAN Project – Experimental design, changes in phenology and plant cover. – In: Kovács-Láng, E., Molnár, E., Kröel-Dulay Gy. & Barabás, S. (szerk.): *The KISKUN LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság*. Hungary, pp. 47–48.
- Landesman, W. J., Treonis, A. M. & Dighton, J. (2010): Effects of a one-year rainfall manipulation on soil nematode abundances and community composition. – *Pedobi. Int. J. Soil Biol.* doi:10.1016/j.pedobi.2010.10.002
- Ilieva-Makulec, K., & De Boeck, H. J. (2013): Changes in soil nematode community structure following warming and drought manipulations in grassland mesocosm experiment. – *Pol. J. Ecol.* **61**: 17–163.
- Pen-Mouratov, S., He, X., & Steinberger, Y. (2004): Spatial distribution and trophic diversity of nematode populations under *Acacia raddiana* along a temperature gradient in the Negev Desert ecosystem. – *J. Arid Environ.* **56**: 339–355.
- R core team (2013): R STATISZTIKAI PROGRAM: <http://www.r-project.org/>
- Steinberger, Y., Liang, W., Savkina, E., Meshi, T. & Barnes, G. (2001): Nematode community composition and diversity associated with a tropoclimatic transect in a rain shadow desert. – *Eur. J. Soil Biol.* **37**: 315–320.
- s'Jacob J. & Van Bezooijen J. (1984): *A manual for practical work in nematology*. – Department of Nematology, Wageningen Agricultural University, 77 pp.
- Verschuur, B. C., de Goede, R. G. M., de Vries, F. W. & Brussaard, L. (2001): Changes in the composition of the plant-feeding nematode community in grasslands after cessation of fertilizer application. – *Appl. Soil Ecol.* **17**: 1–17.
- Wilson, M. J. & Kakouli-Duarte, Th. (2009): *Nematodes as Environmental Indicators*. – CABI, Wallingford, pp. 1–341.
- Wu, S., Zheng, D., Yin, Y., Lin, E. & Xu, Y. (2010): Northward-shift of temperature zones in China's eco-geographical study under future climate scenario. – *J. Geogr. Sci.* **20**(5): 643–651.

Effects of extreme drought manipulation on free-living nematode densities

Judit Szakálas¹, György Kröel-Dulay², Ivett Kerekes¹, Anikó Seres¹,
Ónodi Gábor² and Péter Nagy¹

¹*Department of Zoology and Animal Ecology, Szent István University,
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary*

²*Institute of Ecology and Botany, Centre for Ecological Research, Hungarian Academy
of Sciences,
H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4, Hungary
e-mail: szakalaszjudit@gmail.com*

Free living nematodes are a very numerous and diverse component of soil biota with a broad range of sensibility and generation time. Therefore, this group is widely used for environmental indication. During the first year of an experiment called ExDRain (Extreme Drought and Chronic Rain Manipulation Experiment), performed in the Hungarian Great Plain, we studied the effects of an extreme drought treatment (achieved by the complete enclosure of precipitation from the plots) on nematode density. The effects of presence or absence of vegetation on the nematode density were also examined. Our questions: (1) Are there any effects of the precipitation enclosure on the nematode densities? (2) Are there any effects of the vegetation on the nematode densities? At all of the four sampling times there were positive effects of the vegetation cover (March $p < 0,001$; May $p < 0,001$; July ; $p < 0,01$; September $p < 0,01$). The effect of the extreme drought was significant only twice: one and five months after the start of the precipitation enclosure treatment (May; $p < 0,01$; September ; $p < 0,01$). In conclusion, even density, this less sensitive nematological parameter may be suitable for monitoring the effects of robust changes in climate, but just supplemented with other indexes, like the distribution of the feeding groups.

Keywords: climate manipulation, vegetation cover, precipitation enclosure

Klíma- és élőhelyfüggő szárny-dimorfizmus a Roesel-rétiszöcskénél (*Metrioptera roeselii*, Ensifera, Tettigoniidae)

Szanyi Szabolcs¹, Nagy Antal², Rácz István András¹
és Varga Zoltán¹

¹DE-TTK, Evolúciós Állattani és Humánbiológia Tanszék,
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

²DE MÉK, Növényvédelmi Intézet,
4032 Debrecen, Böszörményi út. 138.

e-mail: szanyiszabolcs@gmail.com

Összefoglaló: A rovarok éghajlatváltozásra adott válaszaival számos közlemény foglalkozik. Az ilyen irányú kutatások gyakori célfajai a szárny-dimorfizmussal jellemezhető fajok, mint például a *Metrioptera roeselii* szöcskefaj. Az eddigi vizsgálatokból kitűnt, hogy a makropter egyedek aránya a meleg-száraz években jelentősen megnőtt. Más kutatások szerint a makropter jelleg költségei az egyedek csökkent fertilitásában mutatkoznak meg. Megvizsgáltuk, kárpát-medencei élőhelyeken is igazolhatók-e hasonló összefüggések. Célunk a mobilitás és a fertilitás közötti csereviszonyra vonatkozó hipotéziseink vizsgálata volt az ivarok és a szárnytípusok gyakoriságának és testtömegadatainak összevetése révén. A mintavételeket az Aggteleki-karszt hat helyszínén és egy gyeppen a Beregi-sík kárpátaljai részén végeztük. A begyűjtött állatokat abszolút tömegre szárítottuk és lemértük. Kitűnt, hogy a zárt erdővel körülvett gyepekben általában magasabb a makropter egyedek aránya. A nőstények testtömege szignifikánsan nagyobb volt, amit a nagyobb potroh tömeg okozott. A makropter és brachypter egyedek test- és potrohtömege nem, míg tortömegük jelentős eltérést mutatott a makropter egyedek javára. Az ivarokat külön-külön vizsgálva is a makropterek jelentősen nagyobb tortömegét tapasztaltuk. Ez azt a feltételezést erősíti meg, hogy a makropter egyedek aktívan használhatják szárnyaikat. Bár a makropterek és brachypterek potrohtömege nem különbözött szignifikáns mértékben, utóbbiak potrohtömeg adatainak szóródása különösen a nőstényeknél nagyobbabbnak mutatkozott. Így a makropter jelleg és a csökkent fertilitás közti csereviszony nem igazolódott.

Kulcsszavak: testtömeg, vándorlás, szárny izomzat, szárny dimorfizmus

Bevezetés

Ismeretes, hogy a rovarok a közelmúltban tapasztalt éghajlatváltozásokra aktívan reagálnak (Parmesan 2007, Andrew 2013). Néhány rovar, mint pl. a szárny-dimorfizmusra hajlamos fajok, a klímaváltozásra adott válaszok vizsgálatának célpontjává váltak. Ilyen dimorfizmus megfigyelhető számos egyenesszárnyú fajnál (Acrididae: *Chorthippus* spp., Gryllidae: *Gryllus* spp., Tettigoniidae:

Conocephalus, *Platycleis*, *Metrioptera* spp.) (Harz 1957, Uvarov 1977, Zera & Denno 1997, Zera 2005, Hochkirch & Damerau 2009). Korábbi vizsgálatok azt mutatták, hogy a klimatikus tényezők, különösen a hőmérséklet nagyban befolyásolhatja a szárny formáját, vagy közvetlenül a hormonális változásokkal, vagy közvetve a túlszaporodás miatt (Zera & Denno 1997, Zera & Zhao 2003, Zera 2005).

A *Metrioptera roeselii* (Hagenbach, 1822) szöcskefajra jellemző a szárny-di-morfizmus, vagyis az általában jellemző rövid szárnyú (brachypter) alakok mellett rendszerint előfordulnak hosszú szárnyú (makropter) alakok is. Ez a jelenség nagyobb gyakorisággal fordul elő száraz-meleg környezeti körülmények között, ezért ez a faj ideális célfaja a rovarok klímaválaszára vonatkozó kutatásoknak (Gardiner 2009). A faj észak felé terjedése már több mint 20 éve megfigyelhető, (Simmons & Thomas 2004, Gardiner 2009, Preuss *et al.* 2011), ami úgy tűnik, hogy összefügg a földhasználat megváltozásával, valamint a klímaváltozással (Hochkirch & Damerau 2009).

Feltételezésünk szerint a hosszúsárnyú (makropter) egyedek nagyobb mobilitásúak, ezáltal hatékonyabb terjedésre képesek. Így a makropter forma rövidebb idő alatt képes új kolóniákat létrehozni, mint a rövid szárnyú, röpképtelen (brachypter) alak (Zera & Denno 1997). Ezt azonban több elvégzett kísérlet is cáfolta, ugyanis a hosszú- és rövidsárnyú egyedek terjedése között nem találtak különbséget. Csupán annyit figyeltek meg, hogy a hím egyedek között szignifikánsan több a makropter egyed, mint a nőstények között (Poniatowski & Fartmann 2011).

Az utóbbi évek vizsgálatait azt mutatják, hogy a makropter jelleg kialakulása fiziológiai költségekkel jár: a hosszú szárnyú röpképes nőstények alacsonyabb termékenységek (Zera & Denno 1997, Suzuki & Tanaka 1998). A makropter jelleg költségeit a hím egyedeknél eddig kevésbé vizsgálták (Simmons & Thomas 2004), annak ellenére, hogy a spermatorfor termelés az egyenessárnyúak esetében jelentős költséggel jár (Vahed & Gilbert 1996). A makroptéria és a klímaváltozás között összefüggést találni nem egyszerű, mint ahogy a megerősödött repülő izmok és a csökkent fertilitás közötti összefüggést is nehéz kimutatni. Célunk az volt, hogy teszteljük a fentiek alapján kidolgozott hipotéziseinket. (i) Feltételezésünk szerint a rövid szárnyú (brachypter) és a hosszú szárnyú (makropter) egyedek testtömege közötti különbség a tor tömegéből adódik. (ii) Eszerint az várható, hogy a makropter egyedek tortömege nagyobb, és ha ez valóban így van, akkor ez a repülőizmok erősebb fejlettségének a következménye. (iii) Feltételeztük, hogy a fejlettebb repülőizmok költsége a nőstény egyedeknél alacsonyabb termékenységet indukál, emiatt a makropter nőstényeknél a potroh tömegének csökkenése

várható.(iv) Azt is feltételeztük, hogy a potroh tömegének csökkenése kevésbé kifejezett a hímeknél, mint a nőstényeknél.

Módszerek

Mintavételi területek

A mintavételeket hat helyszínen (1-6) végeztük az Aggteleki-karszt területén és egy területen (7) a Beregi-sík kárpátaljai részén, 2013. július 15–27. között. A mintavételi helyek közös jellemzője a sűrű, magas fűborítás, ahol a gyűjtések egyeléssel kiegészített fűhálózással történtek, egyidejűleg 3-4 fő részvételével.

(1) Kis-Gaja hát (275 m, 48°29'N, 20°32'E) – sekély töbör (dolina) a karsztfennsíkon. Fél-száraz, magas fűvű gyeptársulás borítja (*Arrhenaterum elatius*, *Dactylis polygama*, *Brachypodium pinnatum*). Gazdag különféle fészkes- és ernyősvirágzatú növényekben, valamint cserjékben. Korábban kaszálták, most rendszertelen lólegeltetés folyik rajta.

(2) Lófej-völgy (301 m, 48°30'N, 20°32'E) – lovak által rendszertelenül legeltetett fél-száraz gyeper a jelenleg állandó vízfolyás nélküli völgyben, amelyet gyertyános-tölgyes (elegyfaként magas kőris és hegyi juhar is jelen van) és kisebb patakmeder szegélyez.

(3) Szelcei-völgy (355 m, 48°30'N, 20°36'E) – a terület egy része kaszált, kiszáradó mocsárrét, uralkodó növényei: *Cirsium palustre* valamint magas fűvek és sások. Az élőhely egy nagyobb karsztos terület része, amelyen felhagyott szántó és részlegesen használt kaszáló is van.

(4) „Lókosár” (478 m, 48°31'N, 20°35'E) – sekély karszttöbör, alacsony (*Festuca rupicola*, *Brachypodium pinnatum*) és magas fűvű (*Calamagrostis*) társulás mozaikkal. A töbör szegélyén elegyes gyertyános-tölgyes és telepített lucfenyves van.

(5) Erdőtisztás a Ménes-völgytől D-re (496 m, 48°32'N, 20°33'E) – fél-száraz gyeper, foltokban váltják egymást a rövid (*Festuca*, *Brachypodium*) és magas fűvű (*Arrhenaterum*, *Avenula*, *Calamagrostis*) társulások. A korábban kaszált gyeper zárt gyertyános-tölgyesek veszik körül.

(6) „Nagy-Nyilas” (516 m, 48°31’N, 20°33’E) – nagy kiterjedésű gyep, amelyen mozaikosan rövid (*Festuca*, *Brachypodium*) és magas fűvű (*Bromus erectus*, *Arrhenaterum*, *Calamagrostis*, stb.) társulások helyezkednek el. A lágyszárú növényzetten kívül szétszórt csoportokban kocsánytalan tölgy, gyertyán, és kislevelű hárs is jelen van. A mintavételt a terület egy viszonylag üdőbb részén végeztük.

(7) Kis-Gejőci legelő (102 m, 48°27’N, 22°19’E) – a Beregi-sík kárpátaljai részén található. Nagy részét kaszálják, de szarvasmarha legeltetés is folyik rajta. A nagy, nyitott, többnyire nedves rét szegélyén keményfás ligeterdő, fűzcserjések és nádasok találhatók.

Terepi módszerek és adatfeltárás

A mintavételezések során a *Metrioptera roeselii* összesen 410 egyedét gyűjtöttük be (1. táblázat). Ebből a mintából véletlenszerűen kiválasztottunk 84 (42 makropter és 42 brachypter) egyedet, közel egyenlő arányban a hímeket (40) és nőstényeket (44), amelyeken elvégeztük a szükséges méréseket. A makropter és brachypter egyedek relatív gyakoriságát minden területre nézve kiszámítottuk.

A kiválasztott egyedeket négy órán át szárítottuk 80°C-on, exsikkátorban. A szárítás után mindkét ivar esetében analitikai mérleggel külön-külön lemértük a makropter és brachypter egyedeket, az alábbi paraméterek bontásában: (I) a teljes testtömeg, (II) a tor tömege, (III) a potroh tömege.

A mintaterületeken tapasztalt ivaronkénti makropter arányoknak az összesített ivaronkénti átlagtól (1. táblázat) való eltérését binomiális teszttel vizsgáltuk. Az ivarok és az eltérő szárnytípusú csoportok (makropterek és brachypterek) átlagos száraz test- (fej + tor + potroh), tor- és potrohtömegeit kétmintás t-teszttel

1. táblázat. A makropter és brachypter egyedek száma és a makropterek nemenkénti százalékos részesedése mintaterületenként. Az egyes területeken tapasztalt makropter arányok összesített arányoktól (♂: 15,3%, ♀: 22,9%) való eltérését binomiális teszttel vizsgáltuk (* p < 0,05).

Területek	macropter ♂♂	macropter ♀♀	brachypter ♂♂	brachypter ♀♀
Kis-Gaja hát	4 (50 %)*	6 (55 %)*	4	5
Lófej-völgy	8 (28 %)*	10 (28 %)	21	26
Szelce-völgy	1 (4 %)*	0 (0 %)*	28	23
“Lókosár”	8 (22 %)	6 (20 %)	28	24
Ménes-valley	13 (44 %)*	13 (41 %)*	16	19
Nagy-Nyilas	0 (0 %)*	2 (12 %)	20	15
Kis Gejőci legelő	0 (0 %)	6 (15%)	71	33
Összesen:	34 (15%)	43 (23%)	188	145

vetettük össze. A makropterek és brachypterek összevetését ivaronként külön is elvégeztük. A t-teszt feltételeinek teljesülését Kolmogorov-Szmirnov (normalitás) és Levene teszt (varianciák homogenitása) segítségével vizsgáltuk (Reiczigel *et al.* 2007). A statisztikai elemzés SPSS 21.0 programmal történt (Ketskeméty *et al.* 2011, IBM Corp. 2012).

Eredmények

A makropter és brachypter egyedek aránya feltűnően eltérő mind az ivarok, mind a mintaterületek között. A makropter hímek területenkénti aránya csaknem minden területen (5/7) jelentősen ($p < 0,05$) eltért az összesített aránytól, míg a nöstényeknél ez a különbség csak három területen volt kimutatható (1. táblázat).

Szignifikáns különbségeket találtunk a hímek és nöstények teljes testtömege ($p < 0,0001$) és a potrohtömege ($p < 0,0001$) között, míg a tortömegek csak marginálisan szignifikáns különbségeket mutattak ($p = 0,0969$) (2. táblázat). Az eredmények megfeleltek az elvárásainknak, mivel a nöstények általában nagyobbak és a testtömegben kimutatott különbségek a nagyobb potrohtömeg következményei.

2. táblázat. A vizsgált egyedek átlagos test-, potroh-, és tortömege [g, \pm SD] hím-nöstény és makropter-brachypter bontásban. Az arab kisbetűk a t-teszttel tapasztalt szignifikáns ($p < 0,05$) eltéréseket jelölik.

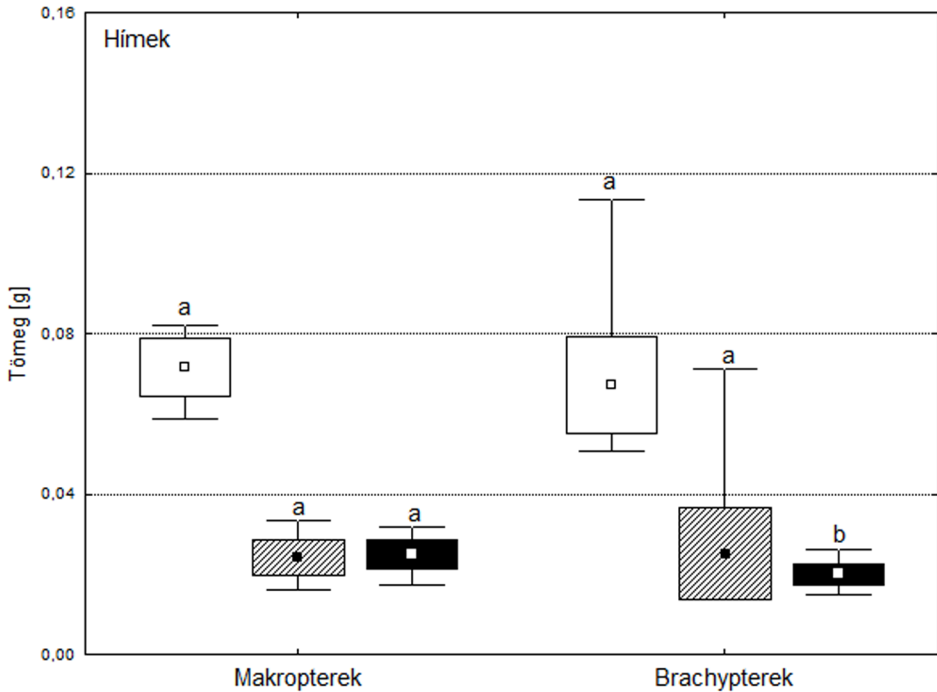
	Test [g, \pm SD]	Potroh [g, \pm SD]	Tor [g, \pm SD]
Nöstény	0,1035 ($\pm 0,0186$) a	0,0470 ($\pm 0,0161$) a	0,0240 ($\pm 0,0045$) a
Hím	0,0694 ($\pm 0,0102$) b	0,0246 ($\pm 0,0086$) b	0,0225 ($\pm 0,0039$) a
Makropter	0,0881 ($\pm 0,0201$) a	0,0358 ($\pm 0,0143$) a	0,0258 ($\pm 0,0035$) a
Brachypter	0,0864 ($\pm 0,0255$) a	0,0369 ($\pm 0,0198$) a	0,0209 ($\pm 0,0036$) b

A makropter és brachypter egyedek tömege csaknem azonos volt, azonban a tor tömegében szignifikánsan eltérés volt kimutatható ($p > 0,0001$). A makropter egyedek átlagos tortömege nagyobb volt, mint a brachyptereké, ami a fejlettebb torizomzat következménye lehet. A makropterek és brachypterek potrohtömege nem különbözött jelentős mértékben (2. táblázat).

Ha a nöstényeket és a hímeket külön vizsgáljuk, azt tapasztaltuk, hogy a makropter hímek torának a tömege szignifikánsan nagyobb volt, mint a brachyptereké ($p < 0,0001$). A test és a potroh tömege nem mutatott jelentős eltérést, azonban a brachypterek adatainak szóródása ezeknél a változóknál jelentősebb volt (1. ábra). A makropter egyedek esetében a test tömege kisebb szóródást mutatott, míg néhány brachypter egyed esetében nagy potrohtömeg értékeket kap-

tunk, ami a fejlettebb zsírtestekkel, vagy ivarszervekkel állhat összefüggésben (1. ábra).

A makropter nőstények tortömege szignifikánsan nagyobbak adódtak, mint brachypter társaiké (p < 0,0001). A potroh és a teljes testtömeg esetén a szárnytípusok közt nem volt statisztikailag kimutatható eltérés. A potrohtömeg adatainak szóródása ebben az esetben is jóval kisebb volt a makroptereknél, mint a brachyptereknél (2. ábra).

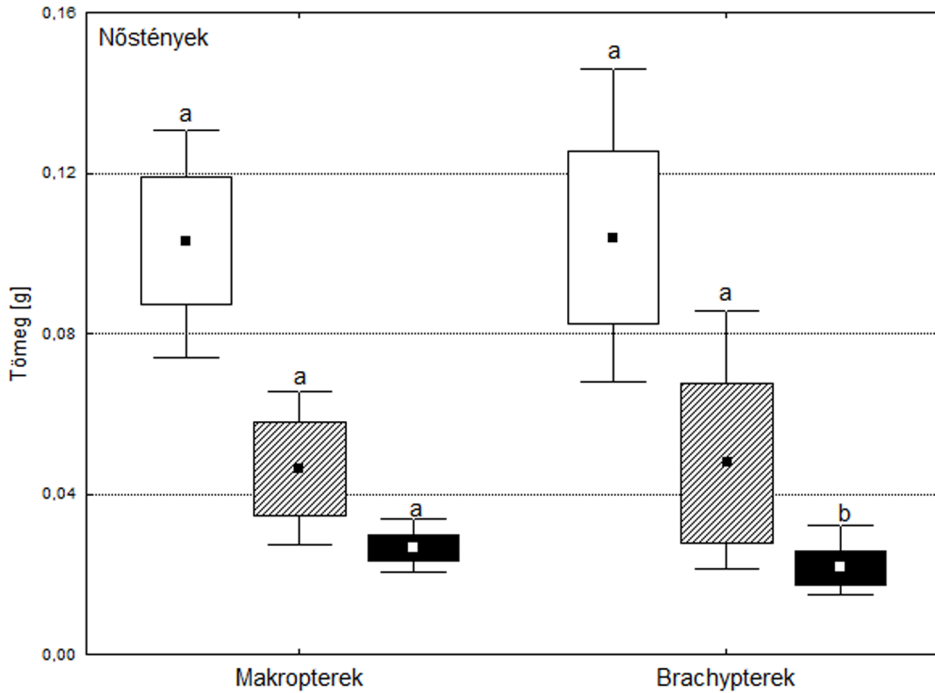


1. ábra. A test, a potroh és a tor tömegeinek átlaga szórása (mean/SD/min-max) a makropter és brachypter hímek esetében. Az arab kisbetűk a két csoport közti szignifikáns különbségeket mutatják (t teszt; p < 0,05). Fehér: test, Sávozott: potroh, Fekete: tor.

Értékelés

Az eredményekből kitűnik, hogy nem igazolódott az az irodalomból ismert állítás, hogy a hím egyedek között szignifikánsan több a makropter egyed, mint a nőstények között (Poniatowski & Fartmann 2011). Feltűnő továbbá, hogy a makropter egyedek aránya meglepően eltérő az egyes mintavételi területek között. A két nagy kiterjedésű nyílt területen (Szelce-völgy, Nagy-Nyilas), amelyeket csak na-

gyobb távolságban vesznek körül erdők, nagyon alacsony gyakorisággal voltak jelen a makropter egyedek, és a makroptéria főleg a nőtény egyedekre korlátozó-
dott, akárcsak a Beregi-sík kárpátaljai részéről származó mintában (Kis-Gejőci-
legelő). Annak ellenére, hogy az utóbbi területen volt a legnagyobb egyedsűrűség,
a makropter egyedek aránya nagyon csekélynek bizonyult, így az sem bizonyoso-
dott be, hogy a makropter egyedek gyakoriságát fokozza az egyedsűrűség, jólle-
het több szerző (Zera & Denno 1997, Olvido *et al.* 2003, Zera 2005, Zeng & Zhu
2012) is arra a következtetésre jutott, hogy a növekvő egyedszám következtében
létrejött egyedre ható nyomás hatására olyan hormonális változások következhet-
nek be, amelyek indukálhatják a makroptéria kialakulását. Két területen (Kis-Gaja
hát: ♂ 50 %, ♀ 55 %; Ménes-völgyi tisztás: ♂ 44 %, ♀ 41 %) azonban megle-
hetősen magas makropter arányt találtunk, ahol a viszonylag zárt élőhelyet erdők
veszik körül.



2. ábra. A test, a potroh és a tor tömegeinek átlaga és szórása (mean/SD/min-max) a makropter és brachypter nőtények esetében. Az arab kisbetűk a két csoport közti szignifikáns különbségeket mutatják (t teszt; $p < 0,05$). Fehér: test, Sávozott: potroh, Fekete: tor.

Az eredményeink alapján nem találtunk szignifikáns különbségeket a test teljes tömegében, bár a nőstények nagyobbak voltak a hímeknél. A makropter egyedek tömege nagyobb volt, mint a brachyptereké, ami igazolhatja, hogy a makropter egyedek aktívan használják a szárnyaikat a terjedésre. Ez megerősíteni látszik a (i) és (ii) hipotézisünket. Ezzel szemben nem teljesült az a feltételezés, hogy a makropter egyedeknél csökken a potroh tömege, bár az adatok szóródása – a néhol jelentősen nagyobb tömegű egyedek miatt – a brachyptereknél nagyobb volt. Ezzel együtt adatainkból nem következtethettünk a makroptéria kialakulása és a reproduktív szervek fejlettsége közötti esetleges csereviszonyra (trade-off) sem (v.ö. iii. hipotézis). Az egyedek testtömegének összehasonlításában az ivarokat külön vizsgáltuk, ahol habár a brachypter nőstények testtömegének átlaga nem tért el szignifikáns mértékben a makropterektől, az adatok szóródása azonban nagyobb volt. Ez esetenként összefügghet az nőstények nagyobb petetömegével, illetve a peteéréshez szükséges tartalék tápanyag nagyobb mennyiségével. Ebből következik, hogy a (iv). hipotézisünk, legalábbis részben teljesült.

Köszönetnyilvánítás – Ezúton szeretnénk köszönetet mondani Debnár Zsuzsannának, Kationa Krisztiánnak és Kozma Péternek, akik a terepi mintavételezések során nyújtottak nélkülözhetetlen segítséget. A kutatás eszközbeszerzése, infrastruktúrája és kezdeti eredményeinek feldolgozása az MTA Domus magyarországi ösztöndíj által biztosított forrásból valósult meg (2013). A további kutatómunka és az eredmények megvitatása a TÁMOP-4.2.4.A/2-11/1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése konvergencia program című kiemelt projekt által nyújtott személyi támogatással valósult meg. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg (2014).

Irodalomjegyzék

- Andrew, N. R. (2013): Population dynamics of insect populations: impacts of a changing climate. – In: Rohde, K. (ed.): *The balance of nature and climate change*. Cambridge University Press, pp. 311–324.
- Gardiner, T. (2009): Makropterism of Roesel's bushcricket *Metroptera roeselii* in relation to climate change and landscape structure in eastern England. – *J. Orthoptera Res.* **18**(1): 95–102.
- Harz, K. (1957): *Die Geradflügler Mitteleuropas*. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Hochkirch, A. & Damerau, M. (2009): Rapid range expansion of a wing-dimorphic bush-cricket after the 2003 climatic anomaly. – *Biol. J. Linn. Soc.* **97**: 118–127.
- Ketskemény, L., Izsó, L. & Könyves-Tóth, E. (2011): *Bevezetés az IBM SPSS statisztikai programrendszerbe [Introduction to the IBM SPSS Statistics program system]* – Artéria Stúdió Kft, Budapest.

- Olvido, A. E., Elvington, E. S., & Mousseau, T. A. (2003): Relative effects of climate and crowding on wing polymorphism in the Southern Ground Cricket, *Allonemobius socius* (Orthoptera, Gryllidae). – *Fla Entomol.* **86**(2): 158–167.
- Parmesan, C. (2007): Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. – *Global Change Biol.* **13**: 1860–1872.
- Poniatowski, D. & Fartmann, T. (2011): Does wing dimorphism affect mobility in *Metrioptera roeselii* (Orthoptera: Tettigoniidae)? – *Eur. J. Entomol.* **108**: 409–415.
- Preuss, S., Berggren, Á. & Cassel-Lundhagen, A. (2011): Modelling the distribution of Roesel's bush-cricket (*Metrioptera roeselii*) in a fragmented landscape. – *NeoBiota* **11**: 33–49.
- Reiczigel, J., Harnos, A. & Solymosi, N. (2007): *Biostatistika nem-statisztikusoknak*. [Biostatistics for not-statisticians] Pars Kft, Nagykovácsi.
- Simmons, A. D. & Thomas, C. D. (2004): Changes in Dispersal during Species' Range Expansions. – *Am. Nat.* **164**: 378–395.
- Suzuki, Y. & Tanaka, S. (1998): Physiological trade-offs between reproduction, flight capability and longevity in a wing-dimorphic cricket, *Modicogryllus confirmatus*. *J. Insect Physiol.* **44**(2): 121–129.
- Uvarov, B. I. (1977): *Grasshoppers and Locusts*, Vol. 2. – Centre for Overseas Pest Research, London.
- Vahed, K. & Gilbert, F. S. (1996): Differences across taxa in nuptial gift size correlate with differences in sperm number and ejaculate volume in bushcrickets (Orthoptera: Tettigoniidae). – *Proc. Roy. Soc. B.* **263**: 1257–1265.
- Zeng, Y. & Zhu, D. H. (2012): Trade-off between flight capability and reproduction in male *Velarifictorus asperses* crickets. – *Ecol. Entomol.* **37**: 244–251.
- Zera, A. J. (2005): The endocrine regulation of wing polymorphism in insects: state of the art, recent surprises, and future directions. – *Integr. Comp. Biol.* **43**: 607–616.
- Zera, A. J. & Denno, R. F. (1997): Physiology and ecology of the dispersal polymorphism in insects. – *Annu. Rev. Entomol.* **42**: 207–231.
- Zera, A. J. & Zhao, Z. (2003): Morph-dependent fatty-acid oxidation in a wing-polymorphic cricket: Implications for morph specialization for dispersal vs. reproduction. – *J. Insect Physiol.* **49**: 933–943.

Climate- and habitat dependent differences in wing – dimorphism in Roesels' bushcricket (*Metrioptera roeselii*, Ensifera: Tettigonoidea)

Szabolcs Szanyi¹, Antal Nagy², István A. Rácz¹ and Zoltán Varga¹

¹*Department of Evolutionary Zoology, Faculty of Science, University of Debrecen,
H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

²*Institute of Plant Protection, Faculty of Agricultural and Food Sciences and
Environmental Management,
H-4032 Debrecen, Böszörményi út 138, Hungary
e-mail: szanyiszabolcs@gmail.com*

The responses of insects on the climate change are discussed in several recent publications. The wing dimorphic species are suitable target species of such surveys. Higher frequency of macropterous individuals was observed in warm and dry years in some bush-cricket, e.g. *Metrioptera roeselii*. Furthermore, a trade-off between the costs of macroptery and reduced fertility of females was hypothesised. We have studied the wing dimorphism in Roesels' bush cricket populations in 6 populations in Northern Hungary (Aggtelek karst region) and in one population in the Transcarpathian (Bereg) lowland (Ukraine). The specimens were exsiccated and measured in standardised way. Body weight, thorax weight and abdomen weight were measured in connection to macroptery vs. brachyptery. High frequency of macropterous individuals was found in some meadows surrounded by closed forests. Body weight of females was significantly higher because of their larger abdomen. The body and abdomen weight of the macropters and brachypters were similar, but the thorax weight showed significant differences. Thus, we concluded that the macropterous individuals probably actively use their wings during the step-by-step expansion. However, the abdomen weight of macropterous females did not show any significant decrease, although it showed high individual variation, thus the possible trade-off between macroptery and lower fertility of females was not supported.

Keywords: body weight, migration, wing musculature, wing dimorphism

Kis Apolló-lepkék (*Parnassius mnemosyne*) élőhelyhasználatuk nektárforrásuk és lárvális tápnövényük függvényében

Szigeti Viktor¹, Harnos Andrea², Kőrösi Ádám³, Bella Marcell¹
és Kis János¹

¹Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék,
1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.

²Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar,
Biomatematikai és Számítástechnikai Tanszék,
1078 Budapest, István u. 2.

³MTA-ELTE-MTM, Ökológiai Kutatócsoport,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C
e-mail: szigeti.viktor@gmail.com

Összefoglaló: Hatékony természetvédelmi stratégiák kidolgozásához részletes ismeretek szükségesek a védett fajok élőhelyigényeiről. A kis Apolló-lepkék élőhelyen belüli forrásoktól való függését, azok tér- és időbeli változását vizsgáltuk egy hazai dombsági réten. Vizsgáltuk, hogy a lepke élőhelyhasználatát a tápnövény vagy a legkedveltebb nektárnövény előfordulása határozza-e meg. A kis Apollók élőhelyen belüli előfordulási gyakorisága nőtt a nektárnövény gyakoriságával és a nyílt területek arányával, de a lárvális tápnövény gyakorisága ezt nem befolyásolta. A rajzási időszak folyamán változott a lepkék térbeli előfordulása, ami a nektárnövény eloszlásának változásával állhat kapcsolatban. Feltételezésünk szerint a kis Apolló-lepke számára olyan mozaikos élőhelyek az ideálisak, ahol egymáshoz közel találhatók nyílt gyepterületek (nektárforrás) és zárt erdőfoltok (tápnövény). Nektárforrások híján a nyílt területek ökológiai csapdák lehetnek, míg a nektárforrásokban gazdag rétek beerdősülése lokális kihaláshoz vezethet.

Kulcsszavak: térbeli előfordulás, nektárnövény, élőhelykezelés, forrás-alapú élőhelydefiníció

Bevezetés

A beporzó rovarok száma világszerte csökken az antropogén hatások és a klímaváltozás következtében, ami gazdasági veszteségekkel is jár (Potts *et al.* 2010). Hatékony természetvédelmi stratégiák kidolgozásához részletes ismeretekkel kell rendelkezünk az ernyő-, kulcs- és veszélyeztetett fajok státuszáról (pl. előfordulás, populációméret, sebezhetőség), és az ezeket meghatározó ökológiai tényezőkről (New *et al.* 1995, Simberloff 1998). Ennek ellenére számos faj, köztük a legtöbb rovar ökológiai igényeiről alig van ismeretünk (New 2012). A lepkék és növények között függőségi viszonyok vannak, védelmük elképzelhetetlen mind-

két komponens szükségleteinek ismerete nélkül (New 2012). A lepke lárvák többnyire herbivórok; az imágók általában nektárt fogyasztanak, és egyes növényfajok elsődleges beporzói lehetnek (Erhardt & Mevi-Schütz 2009). A mikroklíma, a táplálék mennyisége és minősége mindkét időszakban hatással van a lepkék fitnessére (Boggs & Freeman 2005, Erhardt & Mevi-Schütz 2009). A források (tápnövény, nektárnövény, mikroklíma) előfordulása térben és időben heterogén. Egyes fajok imágóinak előfordulását a nektárnövények jobban befolyásolják, mint a lárvális tápnövények (Dennis 2010).

A kis Apolló-lepkék állományainak száma a XX. században csökkent, valószínűleg a természetközeli gazdálkodás visszaszorulása és a természetközeli rétek, erdők területének csökkenése miatt (Luoto *et al.* 2001). Az utóbbi évtizedekben Európában a faj déli és északi elterjedési határa is északabbra tolódott (Parmesan *et al.* 1999). Becslések szerint az éghajlati változások következtében a betölthető élőhelyek számának csökkenése várható (Wilson & Maclean 2010), 2080-ra például Magyarország legtöbb részéről eltűnhet (Settele 2008). A faj veszélyeztetett, a Berni Egyezmény oltalma és élőhelyi védelem alatt is áll. Olyan területeken fordul elő, ahol jelen van a tápnövénye, valamelyik keltike faj (*Corydalis* spp.) és a közelben a repülés időszakában nyílt, nektárnövény-fajokban gazdag területek találhatóak (Van Swaay *et al.* 2010). Kevés (kb. 50-60) tojást raknak, gyakran amikor a lárvális tápnövény már nem látható. A tojás telet át (Bergström 2005). A hernyóknak gyorsan kell fejlődniük a tápnövény rövid élettartama miatt, ezért fontos, hogy a kikelő hernyók minél közelebb legyenek a tápnövényhez (Välimäki & Itämies 2005). Az imágók idejük jelentős részét töltik táplálkozással (Konvička & Kuras 1999), válogatnak a nektárnövény fajok között (Szigeti 2012). A lárvák és az imágók is sokat napoznak. A fajjal kapcsolatban több nagy léptékű forráshasználati vizsgálat ismert (pl. Bolotov *et al.* 2013), viszont kevés a részletes védelmi ajánlás, a faj igényeit kis léptékben vizsgáló kutatás (Bergström 2005, Luoto *et al.* 2001).

A vizsgálatunk célja volt megtudni, hogy a kis Apolló-lepke imágók terület-használatát egy hazai lomberdei réten belül a lárvális tápnövény és/vagy a leggyakrabban fogyasztott nektárnövények előfordulása határozza-e meg, illetve befolyásolja-e a nyílt területek aránya.

Módszerek

Vizsgálatainkat a Visegrádi-hegységben, a Hegyesd délnyugati lejtőjének felső részén (47°45'22,7"É, 19°2'53,4"K; tszf 295 m; 0,5 hektár), a kis Apolló-lepke lárvális fejlődése (2014.03.05., 2014.03.15., 2014.03.24.) és az imágók repülé-

si ideje alatt (2014.04.18 – 05.24.) végeztük. A tápnövényt összesen háromszor, a nektárnövényeket három naponta, az imágókat naponta mintáztuk. A vizsgált területről térképet készítettünk a Google Earth légifelvétele és helyi bejárások alapján, majd a területet 104 db 10×10 m-es kvadrátra osztottuk.

E térkép alapján becsültük a kvadrátok nyíltságát (%). Nyílt területnek tekintettük a gyep, zártnak a bokrok, fák által borított részeket. A lárvális tápnövény – itt az ujjas keltike (*Corydalis solida*) – kvadrátonkénti gyakoriságát „kevés” és „sok” kategóriákba soroltuk (kevés: 0–5, sok: > 5 tő). Az elemzéshez a három mintavételi nap kvadrátonkénti maximális értékeit használtuk.

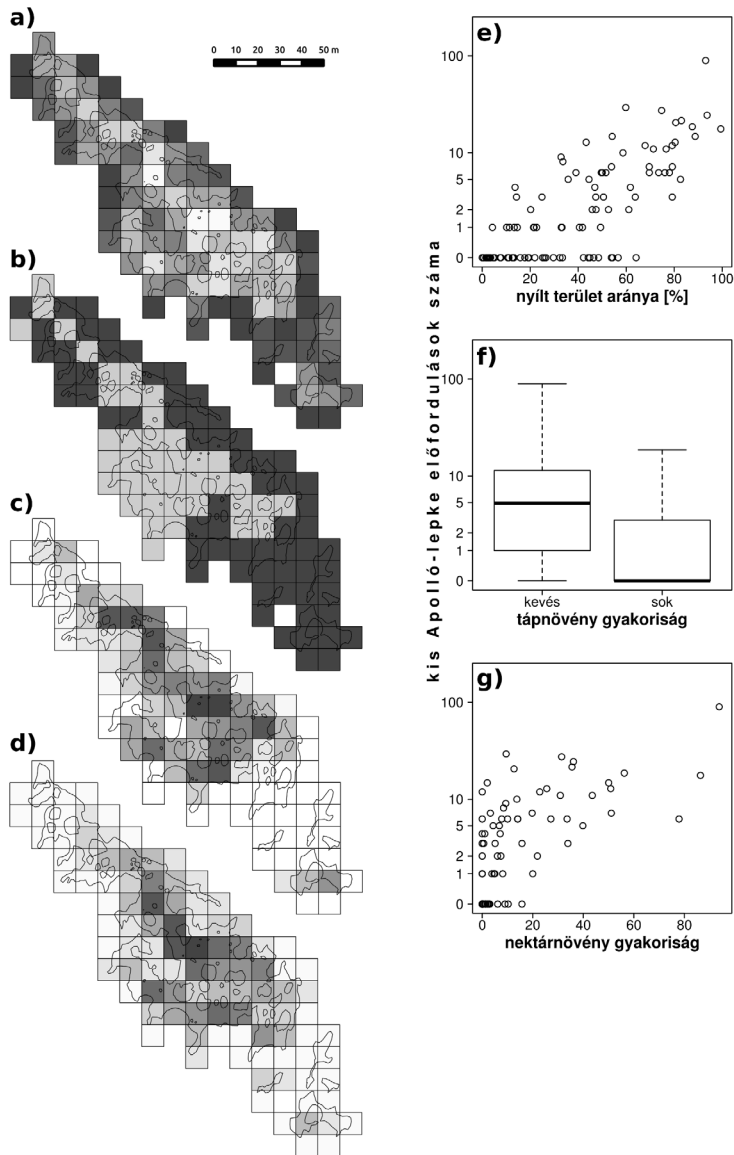
Feltérképeztük a lepkék által leggyakrabban fogyasztott nektárnövények élőhelyen belüli előfordulását, és becsültük a foltonkénti virágzó tőszámokat. Kvadrátonként összegeztük a virágzó tőszámokat: az egy-egy kvadrát által fedett, vagy a kvadrátba belógó virágfolt tőszámát szoroztuk a kvadrátba tartozó területének arányával és az egy-egy kvadráthoz tartozó értékeket összeadtuk. Mivel a fogyasztás több mint 70%-át magyar szegfűn (*Dianthus giganteiformis pontederæ*) láttuk, csak e faj gyakorisági értékeit vettük figyelembe. A többi növény elemzése kismértékű fogyasztásuk miatt nem volt lehetséges.

A kis Apolló-lepke mintavételt fogás-visszalátás módszerrel végeztük. 208 jelölt egyedről összesen 2841 megfigyelésünk van. Az elemzéshez a kvadrátonkénti lepke gyakoriságokat három naponta, a nektárnövény mintavételi alkalmak körül (± 1 nap), összegeztük.

Először a lepkék előfordulásának tér- és idő-, majd az ivar- és viselkedésfüggését ellenőriztük. Elemeztük a tápnövény-, nektárnövény-, lepkegyakoriság függését a nyílt területek arányától. A tápnövény kapcsolatát binomiális GAM, a többi változó kapcsolatát kvázi-Poisson GAMM modellekkel (Wood 2006) elemeztük; a random faktor a kvadrátazonosító volt. A tér- és időbeliség figyelembe vételéhez beépítettük a modellekbe a kvadrátok x-, y-koordinátáinak simítását és annak idővel vett interakcióját. A simítás a térbeliség modellezéséhez szükséges. A reziduumokat a térbeli autokorreláció szempontjából Moran próbával ellenőriztük (Dormann *et al.* 2007); ez egyik modellnél sem volt szignifikáns. Az elemzéseket R környezetben (R Core Team 2013), „mgcv” (Wood 2006), „spdep” (Bivand 2014) csomagokkal végeztük.

Eredmények

A hegyesdi rét heterogén élőhely, változatos a kvadrátonkénti nyílt-zárt területek aránya (1.a ábra); foltos a tápnövény (keltike) (1.b ábra), a nektárnövény ($9,8 \pm 18,5$ tő/kvadrát; átlag \pm szórás; 1.c ábra) és a kis Apolló-lepkék réten belüli



1. ábra. Kis Apolló-lepkék és forrásaik élőhelyen belüli előfordulása. (a-d): a kvadrátokkal fedett vizsgálati területen: (a) nyílt-zárt területek aránya, (b) tápnövény-, (c) nektárnövény-, (d) lepkegyakoriság. A sötétebb kvadrátok zártabb élőhelyet vagy nagyobb gyakoriságot jelölnek. (e-g): összefüggés a \log_{10} (lepkegyakoriság) és (e) a nyílt területek aránya, (f) a tápnövény gyakorisága, (g) a nektárnövény gyakorisága között. A nektárnövény- és lepkegyakoriságokat a 2014.05.05. adatokkal szemléltetjük a térképeken és az ábrákon is.

előfordulása ($3,6 \pm 8,9$ egyed/kvadrát; átlag \pm szórás; 1.d ábra). A lepkék- és a leggyakrabban fogyasztott nektárnövény előfordulása helyfüggő és változik az idővel (1. táblázat: 1. és 5. modell). Megfigyeléseinkben több volt a hím, mint a nőstény, és a nem táplálkozó, mint a táplálkozó egyed, de a térbeli előfordulásra ezek a változók nem hatnak (2-3. modell, az interakció nem szignifikáns), így a további modellekbe ezeket nem építettük be. A tápnövény gyakorisága csökkent (1.e ábra; 4. modell), míg a nektárnövény (1.f ábra; 5. modell) és a lepkék gyakorisága (1.g ábra; 6. modell) nőtt a nyílt területek arányával. A lepke gyakoriság csökkent a tápnövény gyakoriságával (7. modell) és nőtt a nektárnövény gyakoriságával (8. modell). A végső, 9. modellben a lepkék előfordulására a nyíltságnak, a térbeliség időbeli változásának, a nektárnövény térbeli előfordulásának, valamint az utóbbi időbeli változásának volt szignifikáns hatása ($R^2 = 0,846$).

Értékelés

A kis Apolló-lepke imágók élőhelyhasználatát a nyílt területek aránya és a nektárnövény gyakoriság is befolyásolja, amit magyarázhat az, hogy sok időt töltenek napozással és táplálkozással. A nektárnövény gyakoriság időfüggő térbeli változásával magyarázható az, hogy a repülési időszak folyamán a réten belül változik a lepkék előfordulása. A tápnövény negatív hatása a nyíltság közvetett hatása lehet; a lepkék nem kerülnek el tápnövényüket, csak kevés időt töltenek tojásrakással. Nagyobb térléptéken a tápnövény vonzó hatását várjuk (Bergström 2005). Feltételezésünk szerint a lepkék elsőként a habitat nyíltsága, majd a színes foltok alapján találnak nektárforrásokat, ami élőhelyen belüli előfordulásukat meghatározza.

Mivel a kis Apollók elsődleges forrásai, a hernyók tápláléka, az imágók tápláléka és napozóhelye, élőhelyük szerkezetileg különböző részein (nyílt gyepek és erdő) fordulnak elő, így más szerzőkhöz hasonlóan (Konvička & Kuras 1999, Kuusemets *et al.* 2005, Liivamägi *et al.* 2013) úgy véljük, hogy a jó élőhelyek olyan mozaikos területek, ahol egymáshoz közel található nyílt és zárt foltok. Az ilyen élőhelyeken a nőstények repülési költsége a táplálkozó és tojásrakó területek közt minimális, így több idő, energia marad a tojások készítésére, a mozaikos élőhelyen pedig valószínűleg nagyobb populációk maradhatnak fenn. Az alkalmas élőhelyek – természetes folyamatok vagy tradicionális gazdálkodás hatására kialakuló – diverz, dinamikusan változó területek (Kuusemets *et al.* 2005, Settele *et al.* 2009). A kis Apollók földrajzi szélességtől, zonalitástól függően eltérő élőhelyeken fordulnak elő (Bolotov *et al.* 2013), más tápnövény- és nektárnövényfajokon táplálkozhatnak, ezért élőhelytípusonként eltérő kezelési stratégiák szükségesek.

1. táblázat. A kis Apolló-lepkék előfordulása a források függvényében: modellillesztések eredményei. (Az első oszlop sorszámai a modellek sorszámát mutatják; rövidítések: tápn.: tápnövény gyakoriság; nektárn.: nektárnövény gyakoriság; lepke: lepke gyakoriság; nyíltság: nyílt terület aránya; s(): a zárójelben szereplő változók együttes simított függvénye; x, y: x, y koordináták (térbeliség); idő: mintavétel dátuma; N.S.: nem szignifikáns; a kettőspont a modellekben interakciót jelöl.) A független változók alatt szerepel a p-érték, egy sorral lejjebb pedig a hozzá tartozó becslés, a legalsó sorban \pm a standard hiba. A 4. modell esetében binomiális GAM, a többi modell esetében kvázi-Poisson GAMM modelleket használtunk, a random faktor a kvadrátazonosító volt. A 4. modellben a térbeliség ugyan nem szignifikáns, de a térbeliség bevetelével tudjuk elérni, hogy ne legyen autokorreláció az elemzésben, valamint így jóval nagyobb az R^2 értéke (a nyíltság hatása a térbeliség beépítésével és kihagyásával is megmarad).

	Függő változó	Független változók				R ²	
1.	Lepke	idő N.S.	s(x, y) <0,001	s(x, y):idő <0,001		0,602	
2.	Lepke	ivar <0,001 +0,802 ±0,102	s(x, y) <0,001	s(x, y):idő <0,001	s(x, y):ivar N.S.	0,597	
3.	Lepke	viselkedés <0,001 +0,526 ±0,109	s(x, y) <0,001	s(x, y):idő <0,001	s(x, y):viselkedés N.S.	0,568	
4.	Tápn.	nyíltság <0,05 -4,714 ±1,976	s(x, y) 0,17			0,694	
5.	Nektárn.	nyíltság <0,001 +4,148 ±0,406	idő N.S.	s(x, y) <0,01	s(x, y):idő <0,001	0,769	
6.	Lepke	nyíltság <0,001 +3,602 ±0,396	s(x, y) <0,001	s(x, y):idő <0,001		0,611	
7.	Lepke	tápn. <0,05 -0,679 ±0,342	s(x, y) <0,001	s(x, y):idő <0,001		0,603	
8.	Lepke	nektárn. <0,001 +0,012 ±0,002	s(x, y) <0,001	s(x, y):idő <0,001		0,645	
9.	Lepke	nyíltság <0,001 +2,965 ±0,388	s(x, y) N.S.	s(x, y):idő <0,001	s(x, y, nektárn.) <0,001	s(x, y, nektárn.):idő <0,001	0,846

A nyílt, napsütöses területek megléte elengedhetetlen a kis Apollók számára a lárva, a báb, a kelési (Välimäki & Itämies 2005), és eredményeink alapján, az imágó stádiumban is. A nyílt területek ilyen erős hatása természetvédelmi kockázatot rejthet, ha a nyíltság fontos inger a területválasztásban. A forráshiányos nyílt területek (pl. tarvágások, intenzív mezőgazdasági területek) ökológiai csapdaként működhetnek, mivel elvonnák a lepkéket a jó élőhelyekről (Konvička *et al.* 2006). Ezzel szemben veszélyes lehet a lepke élőhelyét adó tisztások, ligetes területek beerdősülése, záródása, a nyílt foltok eltűnése (Liivamägi *et al.* 2013). A kis Apollók kis migrációs képessége miatt e hatás erős lehet, ha egy korábban jó, de izolált élőhely leromlik: lokálisan kipusztulhatnak, mert nem tudnak kivándorolni, így egy későbbi rekolonizáció valószínűtlen (Konvička & Kuras 1999). Számos erdei tisztáson élő rovarnak, köztük több lepkefajnak hasonló élőhelyi igényei és problémái lehetnek (Settele *et al.* 2009), melyek ugyanazon kezelési stratégiával megoldhatók. A már meglévő heterogén élőhelyek és azok összekötöttségének fenntartása kiemelkedően fontos (Kuusemets *et al.* 2005). Az ilyen élőhelyek többségét csak kezeléssel lehet fenntartani (Settele *et al.* 2009). A betöltött élőhelyeknél meg kell akadályozni a beerdősülést (Meglész *et al.* 1999), a nyelő élőhelyeket minél szélesebb erdősávval kell elhatárolni, előnyben kell részesíteni kisebb erdőmentes foltok létrehozását, kerülni kell a tarvágásokat (Meglész *et al.* 1999).

Véleményünk szerint a jövőben hosszú távú, kezeléseket is alkalmazó monitoring vizsgálatokra van szükség, amiben a populációméret, migráció, genetikai összetétel mellett a forrásokat is mintavételezik. Így derülhet fény leghamarabb egy-egy élőhely degradációjára, csapda-élőhelyként való működésére. Ez, a térbeli és időbeli változásokat követve, jól vizsgálható az általunk használt módszerekkel, elemzésekkel.

Köszönetnyilvánítás – SZIE-ÁOTK Biológus MSc hallgatók; Duna-Ipoly Nemzeti Park, KTVF: 28512-2/2010 engedély; SZIE-ÁOTK NKB 4185/59/2012 és 4533/53/2013 támogatás.

Irodalomjegyzék

- Bergström, A. (2005): Oviposition site preferences of the threatened butterfly *Parnassius mnemosyne* – implications for conservation. – *J. Insect Conserv.* **9**: 21–27.
- Bivand, R. (2014): spdep: Spatial dependence: weighting schemes, statistics and models.
- Boggs, C. L. & Freeman, K. D. (2005): Larval food limitation in butterflies: effects on adult resource allocation and fitness. – *Oecologia* **144**: 353–361.

- Bolotov, I. N., Gofarov, M. Y., Rykov, A. M., Frolov, A. A. & Kogut, Y. E. (2013): Northern boundary of the range of the Clouded Apollo butterfly *Parnassius mnemosyne* (L.) (Papilionidae): climate influence or degradation of larval host plants? – *Nota Lepidopterol.* **36**: 19–33.
- Dennis, R. L. H. (szerk.) (2010): *A Resource-Based Habitat View for Conservation: Butterflies in the British Landscape*. – Wiley-Blackwell, 420 pp.
- Dormann, F. C. M., McPherson, J. B., Araújo, M., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G. G., Davies, R., Hirzel, A., Jetz, W., Daniel Kissling, W., *et al.* (2007): Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. – *Ecography* **30**: 609–628.
- Erhardt, A. & Mevi-Schütz, J. (2009): Adult food resources in butterflies. – In: J. Settele *et al.* (szerk.): *Ecology of Butterflies in Europe*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 9–16.
- Konvička, M. & Kuras, T. (1999): Population Structure, Behaviour and Selection of Oviposition Sites of an Endangered Butterfly, *Parnassius Mnemosyne*, in Litovelské Pomoraví. Czech Republic. – *J. Insect Conserv.* **3**: 211–223.
- Konvička, M., Vlasanek, P. & Hauck, D. (2006): Absence of forest mantles creates ecological traps for *Parnassius mnemosyne* (Papilionidae). – *Nota Lepidopterol.* **29**: 145–152.
- Kuusemets, V., Meier, K. & Liivamägi, A. (2005): Habitat and landscape structure requirements of Clouded Apollo (*Parnassius mnemosyne*). – In: E. Kühn *et al.* (szerk.): *Studies on the Ecology & Conservation of Butterflies in Europe*. Pensoft, Sofia-Moscow, pp. 18–21.
- Liivamägi, A., Kuusemets, V., Luig, J. & Kask, K. (2013): Changes in the distribution of Clouded Apollo *Parnassius mnemosyne* (Lepidoptera: Papilionidae) in Estonia. – *Entomol. Fenn.* **24**: 186–192.
- Luoto, M., Kuussaari, M. & Rita, H. (2001): Determinants of distribution and abundance in the clouded apollo butterfly: a landscape ecological approach. – *Ecography* **24**: 601–617.
- Meglécz, E., Nève, G., Pecsénye, K. & Varga, Z. (1999): Genetic variations in space and time in *Parnassius mnemosyne* (L.) (Lepidoptera) populations in north-east Hungary: implications for conservation. – *Biol. Conserv.* **89**: 251–259.
- New, T., Pyle, R., Thomas, A., Thomas, C. D. & Hammond, P. C. (1995): Butterfly conservation management. – *Annu. Rev. Entomol.* **40**: 57–83.
- New, T. R. (szerk.) (2012): *Insect Conservation: Past, Present and Prospects*. – Springer, 436 pp.
- Parmesan, C., Ryrholm, N. & Stefanescu, C. (1999): Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. – *Nature* **399**: 579–583.
- Potts, S., Biesmeijer, J. & Kremen, C. (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. – *Trends Ecol. Evol.* **25**: 345–353.
- R Core Team (2013): R: A Language and Environment for Statistical Computing Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. – Elérhető: <http://www.r-project.org/>
- Settele, J. (szerk.) (2008): *Climatic risk atlas of European butterflies*. – Pensoft, Sofia-Moscow, 710 pp.
- Settele, J., Dover, J., Dolek, M. & Konvička, M. (2009): Butterflies of European ecosystems: impact of land use and options for conservation management. – In: Settele, J. *et al.* (szerk.): *Ecology of Butterflies in Europe*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 353–370.
- Simberloff, D. (1998): Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? – *Biol. Cons.* **83**: 247–257.
- Szigeti, V. (2012): *Nektárvénny kínálat és fogyasztás a kis Apolló-lepkénél: Parnassius mnemosyne*. Szakdolgozat. – Szent István Egyetem, Budapest.
- Välímäki, P. & Itämies, J. (2005): Effects of canopy coverage on the immature stages of the Clouded Apollo butterfly with observations on larval behaviour. – *Entomol. Fenn.* **16**: 117–123.

- Van Swaay, C., Wynhoff, I., Verovnik, R., Wiemers, L. M., Maes, D., Sasic, M., Verstrael, T., Warren, M. & Settele, J. (2010): *Parnassius mnemosyne*. – The IUCN Red List of Threatened Species. Elérhető: www.iucnredlist.org
- Wilson, R. J. & Maclean, I. M. D. (2010): Recent evidence for the climate change threat to Lepidoptera and other insects. – *J. Insect Conserv.* **15**: 259–268.
- Wood, S. N. (szerk.) (2006): *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. – CRC Press, Boca Raton, 410 pp.

Habitat use, larval host-plant and nectar-plant distribution in the Clouded Apollo butterfly *Parnassius mnemosyne*

Viktor Szigeti¹, Andrea Harnos², Ádám Körösi³, Marcell Bella¹
and János Kis¹

¹*Institute for Biology, Faculty of Veterinary Science, Szent István University,
H-1077 Budapest, Rottenbiller u. 50, Hungary*

²*Department of Biomathematics and Informatics, Faculty of Veterinary Science, Szent
István University,
H-1078 Budapest, István u. 2, Hungary*

³*MTA-ELTE-MTM, Ecology Research Group,
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary
e-mail: szigeti.viktor@gmail.com*

Effective species conservation strategies require detailed information on protected species' habitat requirements. We investigated within-habitat resource dependency and its spatial and temporal distribution in the Clouded Apollo butterfly in a Hungarian colline meadow. We aimed to study if larval host-plant or favoured adult nectar-plant distributions determine butterfly occurrence. Butterfly occurrence increased with nectar-plant density and habitat openness, although it was not directly influenced by host-plant quantity. Spatial occurrence changed over time, explained by the temporal changes in nectar-plant spatial distribution. We hypothesize that optimal habitats for Clouded Apollos consist of small open patches rich in nectar sources and close to rich larval host-plant patches. Large open areas lacking nectar-plants may serve as ecological traps that attract butterflies without the necessary resources. Furthermore, afforestation of suitable habitats may involve local extinction.

Keywords: spatial distribution, nectar-plant, management recommendation, resource-based habitat view

Az urbanizáció hatása növényzetlakó pókokra a debreceni Nagyerdő területén

Tajthi Bence

*Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék,
4010 Debrecen, Pf. 71.*

e-mail: bence.tajthi@gmail.com

Összefoglaló: A városiasodás növényzetlakó pókokra gyakorolt hatását vizsgáltam urbanizációs élőhely-gradiens mentén (természetközeli erdő – városszéli erdő – városi erdős park) a debreceni Nagyerdő területén. A mintavételezés fűhálózással történt 2011-ben áprilistól októberig, négyhetenkénti gyakorisággal. *A növekvő zavarási hipotézist, a mátrix faj hipotézist, az opportunistafaj hipotézist és az élőhely-specialista hipotézist teszteltem. Az urbanizáció okozta mikroklímatis változásokhoz kapcsolódóan további három hipotézist is teszteltem: a szárazságkedvelő fajok és a fénykedvelő fajok száma a városi mintavételi helyeken, míg a hálószővő fajok száma a természetközeli erdőben a legnagyobb. A természetközeli erdőben szignifikánsan magasabb volt a fajszám, mint a városi és városszéli területeken. Eredményeink nem igazolták a mátrix faj és az opportunistafaj hipotézist, mivel a nyílt élőhelyhez kötődő fajok száma a természetközeli erdő és a városi erdős park területein hasonló volt, a generalista fajokat pedig legnagyobb számban a természetközeli erdőből gyűjtöttem. Az élőhely-specialista, a szárazságkedvelő és a fénykedvelő fajok hipotézisét sikerült igazolni. A hálószővő fajok száma a magasabb aljnövényzetű természetközeli erdőben volt a legnagyobb, ami igazolta a hálószővő fajok hipotézisét.*

Kulcsszavak: GlobeNet, fűhálózás, ökológiai igény, hálószővő fajok, *Quercus robur*

Bevezetés

Az urbanizáció a természetes élőhelyek jelentős mértékű csökkenését és a környezeti feltételek nagymértékű megváltozását okozza. A városi élőhelyeken megtelepedő egzotikus, inváziós és generalista növény- és állatfajok jelentős hatást gyakorolnak az őshonos flórára és faunára. A generalista fajok számára ideálisak lehetnek az urbanizáció okozta környezeti változások, így ezek a fajok elárasztják a városi élőhelyeket és ott tartósan meg is telepedhetnek (Shochat *et al.* 2004).

1998-ban jött létre a GlobeNet elnevezésű nemzetközi kutatási projekt, melynek keretében kezdtek el átfogóan vizsgálni az urbanizáció hatását a biodiverzitásra (Niemelä *et al.* 2000). A projekt során természetközeli erdő – városszéli erdő – városi erdős park élőhelygradiens mentén a talajlakó ízeltlábúakat vizsgálták, az általánosan elterjedt talajcsapdázás módszerével. A projekt keretein belül megjelent publikációk többségében a futóbogarakat vizsgálták (Magura *et al.* 2004,

2008b, c). Más ízeltlábú csoportokat eddig csak korlátozott mértékben vizsgáltak (pókok: Alarukka *et al.* 2002, Horváth & Szinetár 2007, Magura *et al.* 2010, Horváth 2012, Horváth *et al.* 2012, 2014, ászkák: Magura *et al.* 2008a, holtyák: Magura *et al.* 2013).

A zavarás közösségekre gyakorolt hatásának vizsgálatára több hipotézis is született. Ezek közül négy általánosan használt hipotézist teszteltem annak eldöntésére, hogy az urbanizáció milyen hatást gyakorol a növényzeten élő pókegyüttesekre. A *növekvő zavarási hipotézis* szerint a fajszám az erősen zavart városi élőhelyen a legalacsonyabb (Gray 1989). A *mátrix faj hipotézis* szerint a városi erdőfoltok az emberi tevékenység következtében park jellegűvé válnak és az erdőt körülvevő, nyílt élőhelyek alkotta mátrixból fajok hatolhatnak be az erdőfoltokba, így a városi élőhelyen a nyílt élőhelyhez kötődő fajok száma magasabb, mint a városszéli és a természetközeli erdei élőhelyeken (Tóthmérész *et al.* 2011). Az *opportunist* fajok ki tudják használni a nagymértékű zavarás előnyeit és dominanciájuk az erősen zavart élőhelyeken lesz a legnagyobb (*opportunist* faj hipotézis) (Tóthmérész & Magura 2009). Az *élőhely-specialista hipotézis* szerint a növekvő zavarás következtében az erdei specialista fajok száma csökken a természetközeli erdei területektől az erősen zavart városi területek felé haladva (Magura *et al.* 2004). A folyamatos látogatottság (taposás) és a fenntartó kezelések (kaszálás, korhadó fák eltávolítása) miatt a városi erdős park változó mértékű, de folyamatos emberi zavarásnak van kitéve. Az urbanizációval együtt járó kezelés következtében megváltozik az erdő növényzeti struktúrája és mikroklimatikus viszonyai, ezért három további hipotézist is teszteltem: A *szárazságkedvelő fajok hipotézise* szerint az urbanizáció következtében csökken az erdőben a páratartalom, ezért a szárazságkedvelő fajok száma a városi élőhelyen lesz a legnagyobb (Horváth *et al.* 2012). Az urbanizáció a városi erdőfoltok nyíltabbá és világosabbá válását is eredményezi, ezért a fénykedvelő fajok száma a természetközeli erdőktől a városi parkos területek felé nő (*fénykedvelő fajok hipotézise*) (Horváth *et al.* 2012). Az urbanizációhoz köthető zavarások (kaszálás, taposás, stb.) következtében az aljnövényzet átlagos magassága csökken a természetközeli erdei élőhelytől a városi élőhely felé, így a hálószővő pókok fajszáma a hálószővésre alkalmas helyek számának csökkenése következtében a természetközeli erdei élőhelyen lesz a legmagasabb (*hálószővő fajok hipotézise*).

Módszerek

A mintavételi terület

A vizsgálatokhoz egy természetközeli erdő – városszéli erdő – városi erdős park élőhely-gradienst jelöltem ki a debreceni Nagyerdő területén. Mindhárom élőhely egymástól független öreg erdőfoltokban (>100 év) helyezkedett el, ahol a domináns fafaj a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) volt (Török & Tóthmérész 2004). Minden folt legalább 6 ha területű volt és a mintavételi területek közötti távolság 1 és 3 km között változott. A városi mintaterületen sok ösvény és aszfaltozott út található, a kidőlt fákat eltávolítják és a cserjeszintet erőteljesen ritkítják, biztosítva ezáltal az erdőfolt park jellegét. A városszéli mintavételi területen a kidőlt fákat és az ágakat rendszeresen eltávolítják, de a cserjeszintet nem ritkítják. A foltok többségében nincsenek aszfaltborítású utak. A természetközeli erdei élőhelyen nem volt semmilyen erdészeti beavatkozás. Mindhárom mintavételi területen négy-négy mintavételi hely volt kijelölve, amelyek legalább 50 m távolságra voltak egymástól.

Mintavételi módszer

A gyűjtések során, a mintavételi helyek kiválasztásánál a GlobeNet protokoll előírásait követtem és standardizált fűhálós módszert alkalmaztam. Minden egyes mintavételi területen 5 transzszektet jelöltem ki és mindegyik transzszektben 100 fűhálócsapással (50 cm átmérőjű fűhálóval) vettem mintát. Ez alkalmanként 60 minta begyűjtését jelentette (3 élőhely x 4 mintavételi terület x 5 transzszekt). A pontos gyűjtési helyek adott társuláson belüli kijelölése minden esetben a növényzeti sajátosságok és mozaikosság figyelembe vételével történt. A minták gyűjtése 2011-ben áprilistól októberig, négyhetenkénti gyakorisággal történt. A mintákat fagyasztoóban tároltam és a kiválogatás után a pókokat 70 %-os etanolban tartósítottam. A páratartalmat minden transzszektben egy helyen mértem. A növényzeti magasságot egy transzszektben belül öt mérés átlagával jellemeztem. A páratartalom és a növényzeti magasság mérése minden gyűjtési időpontban megtörtént.

Adatfeldolgozás

A gyűjtött fajokat ökológiai igényeik (erdei, generalista és nyílt élőhelyhez kötődő fajok, valamint szárazságkedvelő és fénykedvelő fajok), valamint zsákmányszerzési stratégiájuk (hálószövő, növényzeten vadászó) alapján csoportosítottam irodalmi források (Buchar & Ruzicka 2002) és saját terepi tapasztalatok alapján. A pókok teljes fajszáma, az eltérő ökológiai igényű fajok száma és a hálószövő fajok száma közötti különbségek tesztelésére a három élőhely között általánosított lineáris modellt (GZLM) használtam. Mivel egy élőhelyen belül négy térbeli

ismétlés volt, ezért beágyazott elrendezést használtam. Tukey tesztet alkalmaztam az átlagok közötti összehasonlításhoz, ha a modell szignifikáns különbséget mutatott az átlagok között. Az egyes élőhelyek pókegyütteseinek mintavételi területek szerinti összehasonlításához hierarchikus klaszter analízist használtam. Az egyed számon alapuló Bray-Curtis távolságfüggvényt és teljes lánc fúziós algoritmust alkalmaztam a fajösszetételben mutatkozó különbségek kimutatására (Legendre & Legendre, 1998).

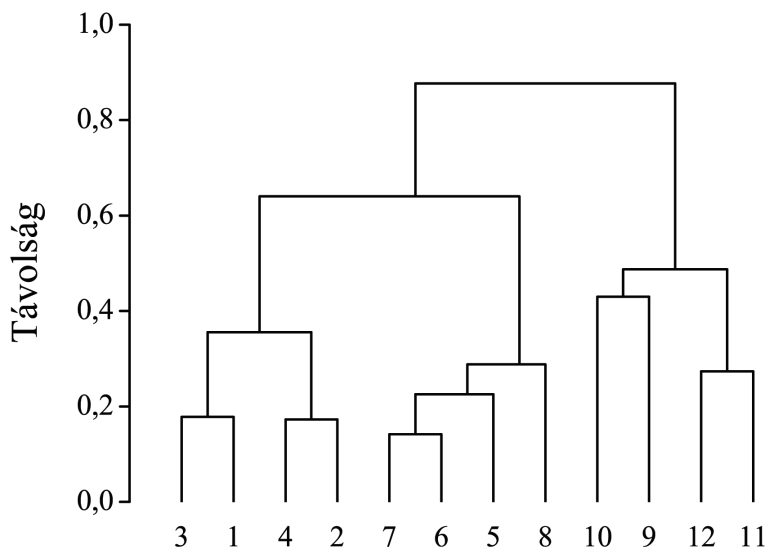
Eredmények

Az egy éves vizsgálat sorozat alatt 97 faj 7984 egyedét sikerült begyűjteni. A 97 fajból 11 faj mutatott 100-nál magasabb egyedszámot. A legtöbb egyed a nyári gyűrűs keresztespókból [*Metellina mengei* (Blackwall, 1870)] került elő 1575 egyeddel, de hasonlóan magas számmal lett gyűjtve egy rokon faj a gyűrűs keresztespók [*Metellina segmentata* (Clerck, 1757)], 1126 egyeddel. E két faj alkotta a teljes egyedszám több mint egyharmadát.

Az általánosított lineáris modellel (GZLM) végzett elemzések azt mutatták, hogy a természetközeli erdei területek mintánkénti átlagos fajszáma szignifikánsan magasabb volt, mint a városszéli és a városi területeké ($\chi^2 = 37,41$; $df = 2, 9$; $p < 0,0001$). Az erdei fajok száma a természetközeli erdőben szignifikánsan magasabb volt, mint a városi területeken ($\chi^2 = 7,29$; $df = 2, 9$; $p = 0,0261$). A nyílt élőhelyhez kötődő fajok száma szignifikánsan alacsonyabb volt a városszéli területeken, mint a két másik mintavételi területen ($\chi^2 = 11,39$; $df = 2, 9$; $p = 0,0034$). A generalista fajok mintánkénti átlagos fajszáma a természetközeli erdei területeken szignifikánsan magasabb volt, mint a városszéli és a városi területeken ($\chi^2 =$

1. táblázat. A pókok fajszámainak átlagos értékei (\pm SE) az urbanizációs gradiens mentén. A különböző betűk a szignifikáns különbségeket jelentik ($p < 0.05$) a Tukey teszt alapján.

változók/területek	természetközeli erdő	városszéli erdő	városi erdős park
teljes fajszám	19,9 \pm 0,64 ^a	15,2 \pm 0,65 ^b	15,5 \pm 0,64 ^b
erdei specialista fajok	6,2 \pm 0,29 ^a	5,7 \pm 0,43 ^{ab}	4,9 \pm 0,38 ^b
nyílt élőhelyhez kötődő fajok	3,9 \pm 0,24 ^a	3,05 \pm 0,23 ^b	4,2 \pm 0,30 ^a
generalista fajok	9,4 \pm 0,51 ^a	6,2 \pm 0,26 ^b	6,1 \pm 0,41 ^b
fénykedvelő fajok	0,7 \pm 0,16 ^a	0,8 \pm 0,20 ^a	1,6 \pm 0,23 ^b
szárazságkedvelő fajok	1,4 \pm 0,20 ^a	1,05 \pm 0,20 ^a	2,1 \pm 0,16 ^b
hálószővő fajok	14,1 \pm 0,37 ^a	12,0 \pm 0,48 ^b	11,6 \pm 0,52 ^b



1. ábra. A mintavételi helyek osztályozása hierarchikus klaszter analízissel a fajok egyedszám adatai alapján; Bray-Curtis távolságfüggvényt és teljes lánc fúziós algoritmust alkalmazva. Jelmagyarázat: 1-4: természetközeli erdő, 5-8: városszéli erdő, 9-12: városi erdős park.

45,27; $df = 2, 9$; $p < 0,0001$). A fénykedvelő és a szárazságkedvelő pókok átlagos fajszáma a városi területeken szignifikánsan magasabb volt, mint a városszéli és a természetközeli erdei területeken (fénykedvelő fajok: $\chi^2 = 13,98$; $df = 2, 9$; $p = 0,0009$; szárazságkedvelő fajok: $\chi^2 = 10,76$; $df = 2, 9$; $p = 0,0046$). A hálószővő pókok átlagos fajszáma a természetközeli erdei területeken szignifikánsan magasabb volt, mint a városszéli és a városi területeken ($\chi^2 = 49,1624$; $df = 2, 9$; $p < 0,0001$) (1.táblázat). A hierarchikus klaszter analízis azt mutatta, hogy a három terület fajösszetétele elkülönült egymástól (1. ábra).

Értékelés

Alaruikka *et al.* (2002) Finnországban vizsgálták a talajlakó pókokat egy természetközeli erdő – városi erdős park élőhely-gradiens mentén, de nem találtak szignifikáns különbséget a teljes fajkészlet esetében, ugyanakkor Magura *et al.* (2010) magyarországi kutatásai kimutatták, hogy a teljes fajszám szignifikánsan magasabb volt a városi erdős park élőhelyen, mint a városszéli és a

természetközeli erdei élőhelyeken. A *növekvő zavarási hipotézis* vizsgálatom során csak részben teljesült, mert a városi erdős park területeken és a városszéli területeken nem különbözött szignifikánsan a fajszám, de szignifikánsan kisebbek voltak, mint a természetközeli erdei területeken. Ugyanezt a tendenciát figyelhetjük meg Alaruikka *et al.* (2002) munkájában, azonban a különbségek nem voltak szignifikánsak. Az eddigi urbanizációs vizsgálatok többségénél nem sikerült még részben sem igazolni a növekvő zavarási hipotézist, ugyanis Magura *et al.* (2010), valamint Horváth *et al.* (2012) egyaránt a városi területeken tapasztalták a legnagyobb fajszámot. Az éles eltérés az eddigi eredményektől valószínűleg a mintavétel módjából adódhat.

Alaruikka *et al.* (2002) is elkülönítették a fajokat élőhelyi igényeik alapján (erdei fajok, generalista fajok, nyílt élőhelyhez kötődő fajok), mégsem találtak szignifikáns különbséget a különböző élőhelyi igényű pókok fajszámában az urbanizációs gradiens mentén. A *mátrix faj hipotézist*, miszerint a nyílt élőhelyet kedvelő fajok legnagyobb számban a városi élőhelyen fordulnak elő, szintén nem sikerült alátámasztani, mivel a természetközeli erdei és a városi területeken nem különbözött szignifikánsan a nyílt élőhelyet kedvelő fajok száma. A nyílt élőhelyet kedvelő fajok között azonos arányban voltak zavarásra érzékeny és nem érzékeny fajok, ezért úgy tűnik, a kevésbé zavart, nyíltabb erdei területeket ugyanúgy preferálták, mint a nyílt városi területeket. A természetközeli erdei mintavételi területen a számos kidőlt fa miatt nagyobb erdőfoltok nyíltak fel. Horváth *et al.* (2012) talajlakó pókok vizsgálata során igazolták a mátrix faj hipotézist. Az *opportunistá fajok hipotézist* sem sikerült megerősíteni, mivel a generalista fajokat legnagyobb számban a természetközeli erdei mintavételi területekről gyűjtöttem. A legtöbb generalista faj zavarásra érzékeny és egy részük nedvességkedvelő is volt, ezért úgy tűnik, a kevésbé zavart, nedvesebb erdei területeket preferálták. A finn (Alaruikka *et al.* 2002) és a korábbi magyar eredmények (Magura *et al.* 2010) szintén nem erősítették meg ezt a hipotézist, mivel a generalista fajok számában nem mutatkozott szignifikáns különbség az urbanizációs gradiens mentén. Az *élőhely-specialista hipotézist*, miszerint a zavarás következtében az erdei specialista fajok száma csökken a zavart városi területek felé haladva, sikerült alátámasztani. Horváth *et al.* (2012) és Magura *et al.* (2004, 2010, 2013) szintén megerősítették az élőhely-specialista hipotézist futóbogarak, hollyvák és pókok esetében egyaránt. Mivel a cserjeborítás és a relatív páratartalom a természetközeli erdei élőhelyen volt a legmagasabb, nem meglepő, hogy az erdei fajok legnagyobb fajszámmal a természetközeli erdei élőhelyen fordultak elő.

A *szárazságkedvelő fajok hipotézise* és a *fénykedvelő fajok hipotézise* igazolódott. Magura *et al.* (2013) hollyvák, valamint Horváth *et al.* (2012) pókokon tesztelték ezeket a hipotéziseket, amelyeket eredményeikkel igazoltak. A relatív

páratartalom a városi területeken volt a legalacsonyabb (átlagos relatív páratartalom, természetközeli erdő: 64,9 %, városszéli erdő: 61,0 %, városi erdős park: 54,1 %), ezért a szárazságkedvelő fajok számára megfelelő mikroklímatis viszonyok alakultak ki. A fénykedvelő fajok a városi területeken szignifikánsan magasabb számban jelentek meg, mert a városi park erdőfragmentumai nagymértékben nyíltak voltak, valamint nyílt területekkel voltak határosak, ezért a fénykedvelő fajok kedvező mikroélőhelyeket találtak, és tartósan meg tudtak itt telepedni.

A hálózövő fajok száma a nagyobb átlagos növényzeti magassággal jellemezhető természetközeli erdőben volt a legnagyobb (lágyszárúak átlagos magassága, természetközeli erdő: 49 cm, városszéli erdő: 30 cm, városi erdő park: 31 cm). A *hálózövő fajok hipotézise* tehát igazolódott. Miyashita *et al.* (1998) kimutatták, hogy a hálózövő pókok fajszám-csökkenésének egyik legfontosabb oka a nagyméretű zsákmányállatok hiánya a zavartabb területeken.

A Bray-Curtis távolságfüggvénnyel készített hierarchikus klaszter analízis megmutatta, hogy a három vizsgált élőhely fajkészletük alapján elkülönült. A természetközeli erdei és városszéli területek hasonlóak, a városi élőhely azonban élesen elkülönül. Magura *et al.* (2013) holtyák vizsgálata során szintén kimutatták a három terület elkülönülését; esetükben a városi erdős park és városszéli területek mutattak nagymértékű hasonlóságot.

A teljes fajszám indikátora lehet a zavarásnak, de az eltérő élőhelyi kötődésű fajokat külön elemezve, megbízhatóbb képet kaphatunk az urbanizáció hatásairól. Eredményeim alapján megállapítható, hogy az urbanizáció hatására a természetes élőhelyeken végbemenő változások az erdei specialista és a generalista pókfajokat egyaránt hátrányosan érintik. Ugyanakkor a szárazságtűrő és a fénykedvelő fajok száma növekedett a városi erdős park élőhely felé. Eredményeim alapján azt javaslom, hogy kerüljük a fák kivágását és a cserjék ritkítását, valamint a kidőlt korhadó faanyag eltávolítását, elősegítve ezzel az erdei fajok számának növekedését.

Köszönetnyilvánítás – Köszönetemet szeretném kifejezni Horváth Rolandnak a határozásban nyújtott segítségéért, valamint Tóthmérész Bélának a statisztikai adatok feldolgozásában nyújtott segítségéért. Debnár Zsuzsannának, Szabó Gyulának és Magura Tibornak a terepi mintavételezésben nyújtott segítségükért. A publikáció elkészítését a TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007 számú projekt támogatta.

Irodalomjegyzék

- Alaruiikka, D. M., Kotze, D. J., Matveinen, K. & Niemelä, J. (2002): Carabid and spider assemblages along an urban to rural gradient in Southern Finland. – *J. Insect. Conserv.* **6**: 195–206.
- Buchar, J. & Ruzicka, V. (2002): *Catalogue of spiders of the Czech Republic*. – Peres Publishers, Praha.
- Gray, J. S. (1989): Effects of environmental stress on species rich assemblages. – *Biol. J. Linn. Soc.* **37**: 19–32.
- Horváth, R. & Szinetár, Cs. (2007): Az urbanizáció hatása talajlakó pókokra alföldi erdőfoltokban. – *Állattani Közl.* **92**: 11–25.
- Horváth, R. (2012): Az urbanizáció hatása erdei talajlakó pókokra. – *Term. Közlem.* **18**: 224–233.
- Horváth, R., Magura, T. & Tóthmérész, B. (2012): Ignoring ecological demands masks the real effect of urbanization: a case study of ground-dwelling spiders along a rural–urban gradient in a lowland forest in Hungary. – *Ecol. Res.* **27**: 1069–1077.
- Horváth, R., Elek, Z. & Lövei, G. L. (2014): Compositional changes in spider (Araneae) assemblages along an urbanisation gradient near a Danish town. – *Bull. Insectol.* **67**: 255–264.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998): *Numerical Ecology*. – Elsevier Science, Amsterdam.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2004): Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. – *Landscape Ecol.* **19**: 747–759.
- Magura, T., Hornung, E. & Tóthmérész, B. (2008a): Abundance patterns of terrestrial isopods along an urbanisation gradient. – *Community Ecol.* **9**: 115–120.
- Magura, T., Lövei, G. L. & Tóthmérész, B. (2008b): Time-consistent rearrangement of carabid beetle assemblages by an urbanisation gradient in Hungary. – *Acta Oecol.* **34**: 233–243.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2008c): A species-level comparison of occurrence patterns in carabids along an urbanisation gradient. – *Landscape Urban Plan.* **86**: 134–140.
- Magura, T., Horváth, R. & Tóthmérész, B. (2010): Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. – *Landscape Ecol.* **25**: 621–629.
- Magura, T., Nagy, D. & Tóthmérész, B. (2013): Rove beetles respond heterogeneously to urbanization. – *J. Insect. Conserv.* **17**: 715–724.
- Miyashita, T., Shinkai, A. & Chida, T. (1998): The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. – *Biol. Conserv.* **86**: 357–364.
- Niemelä, J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M. & Spence, J. (2000): The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. – *J. Insect Conserv.* **4**: 3–9.
- Shochat, E., Stefanov, W. L., Whitehouse, M. E. A. & Faeth, S. H. (2004): Urbanization and spider diversity: Influences of human modification of habitat structure and productivity. – *Ecol. Appl.* **14**: 268–280.
- Török, P. & Tóthmérész, B. (2004): A debreceni Nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata. – *Term. Közlem.* **11**: 107–116.
- Tóthmérész, B. & Magura T. (2009): Az urbanizáció hatása a talajfaunára: Hipotézisek és nemzetközi kitekintés. – *Term. Közlem.* **15**: 13–22.
- Tóthmérész, B., Máthé, I., Balázs, E. & Magura, T. (2011): Responses of carabid beetles to urbanization in Transylvania (Romania). – *Landscape Urban Plan.* **101**: 330–337.

Effect of urbanization on vegetation-dwelling spiders in the Nagyerdő Forest, in Debrecen City, Hungary

Bence Tajthi

*University of Debrecen, Department of Ecology,
H-4010 Debrecen, P. O. Box 7, Hungary
e-mail: bence.tajthi@gmail.com*

The effect of urbanization on vegetation-dwelling spider assemblages was studied along a rural-suburban-urban forest gradient in Debrecen city and in the neighboring Forest Reserve Area. Sweep-netting was used for the collecting of spiders from the middle of April to the end of October in every fourth week. The following hypotheses were tested: increasing disturbance hypothesis (species richness is decreasing by disturbance), matrix species hypothesis (the richness of open-habitat species is increasing by disturbance), opportunistic species hypothesis (the richness of generalist species is increasing by disturbance), and habitat specialist hypothesis (the number of the forest specialist species is decreasing by disturbance). Urban forest patches were usually drier and more open than rural and suburban ones; because of the park management the shrub and herb layer were sparse. It was assumed that the number of xerophilous and light-preferring species is increasing from the rural sites towards the urban ones, and the number of web-building species is decreasing along the gradient. Our findings revealed that the overall species richness decreased significantly towards the urban habitat, supporting the increasing disturbance hypothesis. Both the matrix and opportunistic species hypotheses failed, as the number of open-habitat species was the lowest in the suburban sites and the number of generalist species was higher in the rural habitat, than in the urban and in the suburban ones. Species richness of the forest specialist spiders was significantly higher in the rural sites. The species richness of both the xerophilous and light-preferring species was the highest in the urban area, supporting the xerophilous and the light-preferring species hypotheses. The number of orb-weaving species was the highest in the rural area supporting the web-building species hypothesis.

Keywords: GlobeNet, sweep-netting, ecological demand, web-building species, *Quercus robur*

Fejér megye legnagyobb törzskerületű fái

Takács Márton, Mravcsik Zoltán és Malatinszky Ákos

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Természetvédelmi- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2100-Gödöllő, Páter K. u. 1.

e-mail: Takacs.Marton@mkk.szie.hu

Összefoglaló: Célunk a dunántúli Fejér megye legnagyobb mellmagassági törzskerületű faegyedeinek felmérése volt. A statisztikai adatok mellett felvettünk egyéb leíró jellegű tulajdonságot, valamint a fák élőhelyére vonatkozó tényezőt is. Eredményeink néhol megerősítik, máshol pedig frissítik (új, kidőlt, sérült egyedek jelentésével), valamint például magassági, egészségügyi, vagy éppen élőhely leíró adatokkal kiegészítik a Pósfai-adatbázist. Ezekből látszik, hogy több faj (nyugati ostorfa [*Celtis occidentalis*], mocsárciprus [*Taxodium distichum*]) esetében is a megyében találhatóak a jelenlegi ismereteink szerinti legnagyobb példányok. A vizsgált terület legnagyobb törzskerületű egy- és többtörzsű egyedei a fekete nyarak (*Populus nigra*) közül kerülnek ki (Adony, Előszállás, Gyúró). A vizsgált egyedek némelyike törvényi védelem alatt áll, de emellett több helyütt is kipusztultak az elmúlt évek során viharkár (Seregélyes), parkrendezés (Fehérvárcsurgó), továbbá kiszáradás (Székesfehérvár) miatt.

Kulcsszavak: dendrometria, természetvédelem, idős fák, törzskerület, Fejér megye

Bevezetés

Vizsgálatunk tárgya Fejér megye, valamint az ott fellelhető idős, saját fajukon belül kiemelkedő méretűnek számító faegyedek voltak. Célunk volt ezeknek a fáknek a felkutatása és felmérése, egészségügyi helyzetük megállapítása, élőhelyük leírása.

A fák természetvédelemben betöltött szerepének fontossága az utóbbi időben ismét előtérbe került. Már az első hazai természetvédelmi terület létrehozása előtt többen kiemelten foglalkoztak az idős, nagyméretű faegyedekkel (Rapaics 1929, Kaán 1931). A XX. század végéig a fák iránti tisztelet növekedett. Bár összefoglaló művek nem születtek, kiemelkedőnek számít Balogh András: Magyarország nevezetes fái (1957) című, rajzolt ábrákkal tarkított könyve, valamint Kenyeres & Tildy (1960) műve. Az utóbbi két évtizedben az egyre kisebb figyelem, a nagyobb mértékű, sokszor mesterséges eredetű pusztulás került előtérbe. Ezekben az időkben többen is dokumentálták a még megmaradt egyedeket hazánkban (Tardy 1996, Kapocsy 2000) és külföldön (Pakenham 2002, Pater 2010) egyaránt, de a hazaiak közül összefoglaló jellegűnek egyedül Pósfai (2005) könyvét tekintjük.

A matuzsálemek a tágabb értelemben vett táj, a természet szerves részei, és mint felbecsülhetetlen dendrológiai, botanikai értékek, színes tájképi elemek védelemre érdemesek. A legendákat, népszokásokat sok helyen már csak az idős fák őrzik, a fák az utolsó tanúi mindannak a kultusznak, ami egykor a vidéki lét szerves részét képezte. Ma már általában az egyes fákat nem övezi kellő figyelem, az adott települések nem használják ki azok turisztikai potenciálját (Takács *et al.* 2014). Kezelésükre, természetvédelmi hálózatokba történő integrálásukra egyre nagyobb keretek állnak rendelkezésre. Példaként említjük az Európai Év Fája versenyhez kapcsolódó hazai pályázati lehetőséget, melynek kapcsán az egyedek jobb megismerése mellett, a sokszor drága egészségügyi kezelés is megoldhatóvá válhat.

Módszerek

Kutatásunkhoz a Pósfai-adatbázist (<http://www.dendromania.hu>) vettük alapul. Ennek során a törzskerületet, törzs- és koronaátmérőt, illetve a famagasságot vizsgáltuk. Ezen felül feljegyeztük az egyedek megközelíthetőségét és egészségi állapotát, keresztmetszeti törzsalakját, a koronaalakot, valamint a főelágazások magasságát és helyét.

A törzskerületet az erdészeti tudományterületen leginkább elterjedt mellmagassági szinten (Folcz & Rónai 2007) mértük, ennek szintje a talajszinttől számított 1,3 méteres magasság. Ettől alacsonyabb vagy magasabb szinten történő mérést csak akkor végeztünk, ha az adott faegyed alacsony elágazása azt lehetetlenné tette. Ezeket az egyedeket külön jelöltük a korábbi munkákban is. A törzsátmérő mérését Waldmeister típusú átlalóval (<http://www.grube.hu>) támasztottuk alá (ugyanis jelenleg nincsen forgalomban a hasonló méretű faegyedek átmérőjének pontos mérésére szolgáló eszköz). A koronaátmérőt a koronasugarak és a törzsátmérő értékeinek felhasználásával mértük. Az egyedek magasságának méréséhez Haglöf típusú magasságmérőt (<http://www.grube.hu>) használtunk. A terület megközelíthetőségére és az egyedek egészségi állapotára egyaránt ötfokú skálát alkalmaztunk. Ennek szintje a következők: 1-elpusztult egyed, 2-rossz, 3-elfogadható, 4-jó, 5-kitűnő értékek az egészségi állapot ill. 1-nagyon nehéz, 2-gyenge, 3-közepes, 4-jó, 5-kiváló a megközelíthetőség esetében (1. táblázat). A keresztmetszeti törzsalakot (kör, ovális, szabálytalan stb.) és a koronaalakot (gúla, gömb, jegenye stb) szemrevételezéssel állapítottuk meg. Végül az első főelágazás magasságát magasságmérővel, a főágak számát szemrevételezéssel vettük fel.

1. táblázat. A felmért élő egyedek adatai, kerület szerint csökkenő sorrendben: F = fajnév, T = település, TK = törzskerület, TA = törzsátmérő, K = koronaátmérő, M = magasság, E = egészségi állapot, MK = megközelíthetőség (Takács 2015).

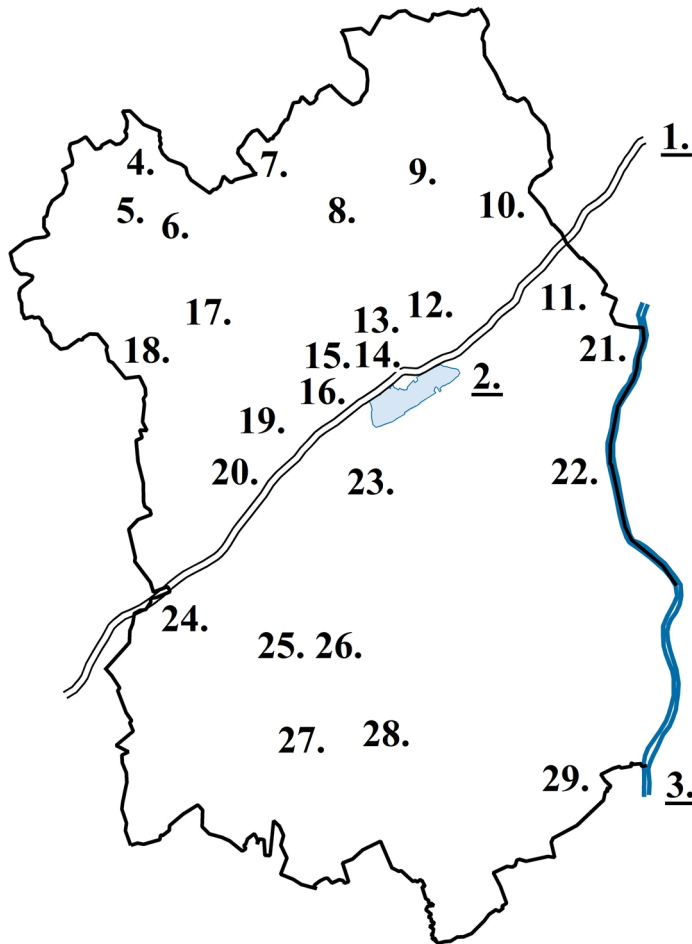
F	T	TK (cm)	TA (m)	K (m)	M (m)	E	MK
<i>Populus nigra</i>	Adony	1128	4	20	30	3	2
<i>Platanus x hybrida</i>	Szabadbattyán	1026	4	40	30	4	4
<i>Populus nigra</i>	Gyúró	980	3,5	30	28	4	3
<i>Populus nigra</i>	Előszállás	953	3,5	20	21	3	4
<i>Platanus x hybrida</i>	Szabadbattyán	933	4	40	30	3	4
<i>Populus canescens</i>	Mór	926	3,5	40	15	3	4
<i>Platanus x hybrida</i>	Szabadbattyán	825	3	50	30	4	4
<i>Salix alba</i>	Csala	812	2,5	25	17	3	3
<i>Salix alba</i>	Lovasberény	797	3	25	13	3	4
<i>Salix alba</i>	Lovasberény	788	3	30	16	3	4
<i>Salix alba</i>	Adony	769	3	30	25	2	2
<i>Salix alba</i>	Lovasberény	765	2,5	30	17	4	4
<i>Platanus x hybrida</i>	Alcsútdoboz	755	3	50	29	5	4
<i>Populus nigra</i>	Gyúró	719	3	30	31	4	3
<i>Salix alba</i>	Káloz	699	2,5	20	18	3	3
<i>Quercus robur</i>	Martonvásár	686	2,5	35	17	3	4
<i>Salix alba</i>	Lovasberény	684	2,5	20	12	2	4
<i>Salix alba</i>	Csókakő	679	2,5	20	17	3	3
<i>Populus nigra</i>	Pátka	678	2,5	40	26	3	2
<i>Salix alba</i>	Lovasberény	669	3	30	15	3	4
<i>Populus nigra</i>	Bakonykúti	662	2,5	30	27	4	3
<i>Platanus x hybrida</i>	Előszállás	657	2	20	22	4	5
<i>Salix alba</i>	Lovasberény	653	3	30	12	4	2
<i>Populus nigra</i>	Bakonykúti	649	3	20	20	4	2
<i>Platanus x hybrida</i>	Alcsútdoboz	636	2,5	50	26	5	5
<i>Platanus x hybrida</i>	Alcsútdoboz	630	2,5	40	25	5	5
<i>Populus nigra</i>	Bakonykúti	630	2	25	20	4	2
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Seregélyes	606	1,5	20	17	4	4
<i>Tilia platyphyllos</i>	Mór	581	2	10	11	2	5
<i>Tilia cordata</i>	Kisláng	579	2	15	12	4	5
<i>Taxodium distichum</i>	Martonvásár	559	2	20	30	5	4
<i>Quercus robur</i>	Martonvásár	549	1,5	25	15	5	4
<i>Tilia platyphyllos</i>	Sárhatvan	547	1,5	15	27	3	5

1. táblázat. folytatás

F	T	TK (cm)	TA (m)	K (m)	M (m)	E	MK
<i>Quercus cerris</i>	Csákvár	546	2	30	25	4	3
<i>Quercus robur</i>	Nadap	543	1,5	15	15	3	3
<i>Quercus robur</i>	Vereb	537	1,5	30	22	4	4
<i>Quercus robur</i>	Dég	525	2	20	30	4	5
<i>Quercus robur</i>	Martonvásár	519	1,5	25	15	3	4
<i>Quercus robur</i>	Lepsény	519	1,5	35	18	5	4
<i>Quercus robur</i>	Dég	514	1,5	30	29	4	4
<i>Quercus robur</i>	Dég	510	1,5	30	18	4	5
<i>Tilia cordata</i>	Pusztavám	508	1,5	30	20	4	5
<i>Quercus robur</i>	Ercsi	506	1,5	20	22	3	4
<i>Sophora japonica</i>	Dég	504	2	15	13	2	5
<i>Tilia platyphyllos</i>	Gánt/Kóhányás	486	1,5	30	24	4	2
<i>Tilia cordata</i>	Martonvásár	482	1,5	25	10	3	4
<i>Ulmus minor</i>	Csákvár	464	1,5	20	15	3	5
<i>Tilia platyphyllos</i>	Fehérvárcsurgó	459	1,5	20	17	3	5
<i>Sophora japonica</i>	Alesútdoboz	459	1,5	20	17	3	5
<i>Sophora japonica</i>	Dég	447	1,5	30	21	3	5
<i>Tilia cordata</i>	Mór	445	1,5	20	16	3	5
<i>Juglans nigra</i>	Martonvásár	444	1,5	25	25	4	4
<i>Celtis occidentalis</i>	Dég	436	1,5	20	21	3	5
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Martonvásár	432	1	20	17	4	5
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Fehérvárcsurgó	432	1,5	25	25	5	4
<i>Abies alba</i>	Fehérvárcsurgó	429	1,5	20	22	3	5
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Martonvásár	425	1,5	25	25	3	4
<i>Juglans nigra</i>	Lovasberény	413	1	25	16	3	4
<i>Cedrus libani</i>	Alesútdoboz	410	1,5	25	32	5	3
<i>Celtis occidentalis</i>	Adony	376	1	25	17	5	4
<i>Pinus nigra</i>	Dég	350	1	30	19	4	5
<i>Thuja plicata</i>	Alesútdoboz	345	1	10	25	4	5
<i>Picea abies</i>	Alesútdoboz	340	1	10	21	2	5
<i>Pinus nigra</i>	Dég	300	1	36	20	5	3
<i>Taxus baccata</i>	Dég	279	1	10	21	4	3

Eredmények

A vizsgált területen (1. ábra) összesen 68 fát mértünk fel. A vizsgált fák közül 3 egyednél a fent jelzett vizsgálatokat nem végeztük el, ugyanis a székesfehérvári fekete nyarat (*Populus nigra*) és a fehérvárcsurgói magas kőrist (*Fraxinus excelsior*) nem találtuk, valószínűsítjük, hogy a felmérés idejére kidőltek, kivágták őket. Ennek alátámasztói lehetnek, hogy a fehérvárcsurgói kastélyparkban EU-s



1. ábra. A vizsgált települések elhelyezkedése Fejér megye térképén: 1. M7-es autópálya, 2. Vencsei-tó, 3. Duna, 4. Pustavám, 5. Mór, 6. Csókakő, 7. Gánt/Kőhányás, 8. Csákvár, 9. Alcsútdoboz, 10. Gyúró, 11. Martonvásár, 12. Vereb, 13. Lovasberény, 14. Nadap, 15. Pátka, 16. Csala, 17. Fehérvárcsurgó, 18. Bakonykúti, 19. Székesfehérvár, 20. Szabadbattyán, 21. Ercsi, 22. Adony, 23. Seregélyes, 24. Lepsény, 25. Kisláng, 26. Káloz, 27. Dég, 28. Sárhatvan, 29. Előszállás (Takács 2015)

pályázati forrásból alapos parkrendezést folytatnak, amelynek az idős, balesetveszélyes egyedek áldozatul eshettek. A székesfehérvári állatmenhely környéki fekete nyár (*Populus nigra*) helyén pedig egy körülbelül 3 méter átmérőjű, 2 méter magas törzsmaradványt nőtt be teljesen a növényzet. Állva, de teljesen megroppanva találtuk a seregélyesi kastélypark császárfáját (*Paulownia tomentosa*). Az ország második legnagyobb méretű császárfája betonplombával volt kiegészítve, hogy annak állagát megóvják, azonban egy viharban kettétört.

A fennmaradó 65 vizsgált egyed nagyrészt a platán (*Platanus*), nyár (*Populus*), fűz (*Salix*), tölgy (*Quercus*) és hárs (*Tilia*) nemzetségből került ki.

Legtöbbévesebb felmért platánunk a szabadbattyáni Cifra-kertben álló közönséges platán (*Platanus x hybrida*) volt, 1026 centiméteres mellmagassági törzskerülettel. Kissé eldugott helyen, vízközelben található, két szintén óriás társával egyetemben (ez utóbbiak törzskerülete 933 és 825 centiméter). Törzsátmérője megközelíti a 4 métert, koronaátmérője pedig a 40 métert. Egészségügyi állapota néhány elszáradt ágvégtől eltekintve jónak mondható, mely általában jellemző az ország legnagyobb platánfáira. Alacsonyan elágazik, valószínűsíthetően ennek köszönhető mérete.

A megye legnagyobb nyárfája a már említett adonyi fekete nyár (*Populus nigra*). A horgászterület szélén, a Duna partján fekvő egyed alacsonyan elágazik, három főtrözsze 30 méteres magasságig tör a magasba. A három törzs együtt mérve 1128 centiméteres kerületet ad. A Duna felőli oldalon gyökerei a víz felé kigyóznak a parti kövek között, az erdő felől pedig disznódagonyákat találtunk alatta (a legnagyobb egytrözsű egyed Móron található, kerületét 926 centiméternek mértük).

Egytrözsű, hatalmas, rossz állapotban lévő fehér fűz (*Salix alba*) található a Csala melletti szántók közötti fasorban. Kerülete 812 centiméter. Valószínűleg már a korábbi időkben is határfa lehetett. Ágai megroppantak, elszáradtak, trözsze üreges és madarak által kikezdett.

A martonvásári kastélypark – amellet, hogy hazánk egyik legszebb parkja a szigettel, vízparttal – óriás fáiról is híres. Említést érdemelnek a közönséges vadgesztenyék (*Aesculus hippocastanum*), fekete dió (*Juglans nigra*), kislevelű hárs (*Tilia cordata*) és egy mocsárciprus (*Taxodium distichum*). Ez utóbbi egyed az ország legnagyobb példánya a maga 559 centiméteres kerületével. A park legnagyobb fái mégsem ezek, hanem a kocsányos tölgyek (*Quercus robur*), ezek közül is egy 686 centiméteres törzskerületű egyed. Viszonylag alacsony (17 méter magas), ennek ellenére 35 méteres koronaátmérővel rendelkezik. Ez a habitus a tölgyeknél ritkábbnak mondható. Főágai csonkoltak, trözsze béلكorhad, egészségi állapota nem kielégítő.

Talán a legérdekesebb felmért egyed a móri nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*) volt, mely egyben a megye legnagyobb hársfája 581 centiméteres törzskerülettel. Törzsének fele betonból van kiöntve, de még mindig áll, lombja zöldell, virágot hoz. Egy 17. századi préház és terménytároló előtt áll, a hozzá vezető út időközben azonban aszfaltborítást kapott, mely állapotát rontja. Főágai nem élnek, fiatal hajtásokból képez alacsony átmérőjű koronát.

Ezen nemzetségek tagjai mellett vannak még kiemelkedő felmérések. Tájékpíleg kifejezetten értékes fekete dió (*Juglans nigra*) áll Lovasberény szántóföldjei között, emellett a településen hat darab, egyaránt 6 métert meghaladó törzskeretű fehér fűz (*Salix alba*) egyedét magába foglaló legelőt is találtunk. Az ország legnagyobb, általunk 410 centiméter törzskerületűnek mért libanoni cédrusa (*Cedrus libani*) található Alcsútdobozon. A megye egy újabb rekordert mondhat magáénak, hiszen a dégi kastélyparkban található 436 centiméteres törzskerületű nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*) messze a legnagyobb az országban. További értékes és különleges példányok a megyében még a következők: nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*, Gánt/Köhányás, 486 cm), kislevelű hárs (*Tilia cordata*, Pusztavám, 508 cm), kocsányos tölgy (*Quercus robur*, Lepsény, egy főtörzsű), csertölgy (*Quercus cerris* – Csákvár, 546 cm), mezei szil (*Ulmus minor* – Csákvár, 464 cm), közönséges jegenyefenyő (*Abies alba* – Fehérvárcsurgó, 429 cm), óriástuja (*Thuja plicata* – Alcsútdoboz, 345 cm).

Értékelés

Az elvégzett felmérésünk a hazai matuzsálemek körének egy apró szeletét tárja fel. A kapott eredmények kiegészítik a Pósfai-adatbázist, eredményeit frissítik, valamint az eltérő mintavételi eljárások különbözőségéből adódóan más megvilágításba helyezik azt (Pósfai kizárólag a talajszint és a mellmagasság között legkisebb kerületet vette fel). Kutatásunk közelebb hozza a természetkedvelőkhöz e sokszor eldugott fákat.

A felkutatott fákból több is elpusztult a felmérés idejére (korábban értelemszerűen fellelhetőek voltak), ilyen a seregélyesi császárfa (*Paulownia tomentosa*, korábbi törzskerülete 463 cm), a fehérvárcsurgói magas kőrös (*Fraxinus excelsior*, korábbi törzskerülete 516 cm) vagy a székesfehérvári fekete nyár (*Populus nigra*, korábbi törzskerülete 631 cm) (Pósfai 2005). Az alcsútdobozai platánfásor, a szabadbattyáni Cifrakert, valamint a dégi és a fehérvárcsurgói kastélypark védetségét élvez (<http://www.termeszetvedelem.hu>), mindezen területeken található több vizsgált egyedünk is. A kipusztuló egyedek azonban azt példázzák, hogy törődés nélkül még ezek a századokkal ezelőtt gyökeret vert növények is eltűnhetnek.

A védett egyedek esetében a kezelési tervekben megfogalmazott előírások betartását javasoljuk, a nem védett fák kapcsán pedig a feltétel nélküli védetté nyilvánítást. A betonplombálás jövőben történő elkerülése javallott, hiszen erről az egykor elterjedt növényvédelmi eljárásról később kiderült annak káros hatása. Érdemes korlátozni, táblával tiltani a frekvenciáltabb helyeken található idős fákra történő felmászást. A korhadt sebeket tisztítani, az élősködőkkel fertőzött lombrészeket ritkítani kell (Bartosiewicz & Siewniak 1979). A széles lombkoronájú egyedek alsó ágainak alátámasztása is megoldás lehet azok állapotának megóvására. Az illegális fakivágásokra a megyében nem láttunk példát, azonban a jövőben fontos lehet ezen bűntényeknek a megelőzése. Példaként említjük a Lengyelországban hatályban lévő, törzskerületi centiméterenként fizetendő bírságot (<http://m.murator-dom.pl>), amellyel sikerült visszaszorítani az idős faegyedek (főleg gyümölcs- és tölgyfák) kivágását az országban.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Dr. Pósfai Györgynek, hogy adatbázisával a kiindulási alapot megadta kutatásunkhoz. Köszönet illeti a segítőinket Dr. Bokor Zoltánt, Lukács Anitát és Oláh Imrét. Köszönet továbbá az utazási költségtérítést lehetővé tévő személyeknek (Jeney Zsuzsanna, Bárányiné Párkányi Rita) és a Szent István Egyetemnek.

Irodalomjegyzék

- Balogh, A. (szerk.) (1957): *Magyarország nevezetes fái.* – Mezőgazdasági Könyvkiadó, Budapest, 111 pp.
- Bartosiewicz, A. & Siewniak, M. (1979): *Öreg fák, díszfák ápolása.* – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 170. p.
- Folcz, T. & Rónai, F. (szerk.) (2007): *Erdészeti alapismeretek II.* – FVM Vidékfejlesztési, Képzési és Szaktanácsadási Intézet, Budapest, 198. p.
- Kaán, K. (szerk.) (1931): *Természetvédelem és természeti emlékek.* – Révai Testvérek Irodalmi Intézet Részvénytársaság, Budapest, pp. 30–51.
- Kapocsy, Gy. (szerk.) (2000): *A magyarság nevezetes fái.* – Helikon Kiadó, Budapest, 111 pp.
- Kenyeres, L. & Tildy, Z. (szerk.) (1960): *Védett természeti ritkaságaink.* – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 5–8.
- Pakenham, T. (szerk.) (2002): Remarkable trees of the World. Magyarul: *Csodálatos fák a világon.* – Kossuth Kiadó, Budapest, 192 p.
- Pater, J. (szerk.) (2010): *Europas alte Bäume. Ihre Geschichten, ihre Geheimnisse.* – Franckh-Kosmos, Stuttgart, 192 p.
- Pósfai, Gy. (szerk.) (2005): *Magyarország legnagyobb fái.* – Alexandra Kiadó, Budapest, 167 p.
- Takács, M. & Malatinszky, Á. (2014): *Famatuzsálemek helyzete a hazai természetvédelemben.* – IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. Absztrakt-kötet. 2014.11.20-23. Szeged. pp. 124–125.
- Tardy, J. (szerk.) (1996): *Magyarországi települések védett természeti értékei.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 663 pp.

Internetes hivatkozások

<http://m.muratorodom.pl>

<http://www.dendromania.hu>

<http://www.grube.hu>

<http://www.termeszetvedelem.hu>

The thickest trees of Fejér County

Márton Takács, Ákos Malatinszky and Mravcsik Zoltán

*Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences Institute
of Environment and Landscape Management, Departure of Nature Conservation and
Landscape Ecology
H-2100, Gödöllő, Páter K. str. 1, Hungary
e-mail: Takacs.Marton@mkk.szie.hu*

Our aim was the measurement of the largest trees in Fejér County (Transdanubia, Hungary), by using the database of Pósfái. The dendrometrical data, the habitat or surrounding area and other descriptive attributes were registered for every tree. Our results give new evidences to the database of Pósfái, and even amend it, e.g. in case of some species (*Celtis occidentalis*, *Taxodium distichum*) the greatest Hungarian specimen are in this county. The greatest trees (both for the category of one-trunked and several-trunked trees) are Black poplars (*Populus nigra*, Adony, Előszállás and Gyúró villages). Some of the studied trees are under nature protection, however, even some of these have perished in the recent years (in settlements Seregélyes, Fehérvárcsurgó and Székesfehérvár etc.).

Keywords: dendrometry, nature conservation, veteran trees, trunk perimeter, Fejér County

Eltérő szerkezetű erdőállományok lehatárolása légifelvétel alapján, objektum-alapú módszerekkel

Tanács Eszter

SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék,
6722 Szeged, Egyetem u. 2.

email: nadragulya@geo.u-szeged.hu

Összefoglaló: A Haragistya-Lófej erdőrezervátum területén végzett vizsgálat célja az volt, hogy objektum-alapú módszerekkel, távérzékelt adatok segítségével erdőszerkezeti szempontból eltérő területeket határoljak le, illetve a létrejött csoportok létjogosultságát terepi adatokkal igazoljam. A kutatás során egy UltraCam D légifelvétel képi jellemzői alapján eCognition szoftver segítségével heterogén, illetve homogén részleteket különítettem el, és ezeket a terepi mérések alapján statisztikai módszerekkel kialakított csoportokkal vettem össze. A tisztán távérzékelt adatok segítségével az erdőszerkezeti heterogenitás leírása céljából létrehozott két csoport összefüggést mutat a terepi mérések alapján számított szerkezeti jellemzők, illetve az üzemtervi kor, és a termőhely/fafajösszetétel alapján kialakított csoportok között. A csoportokat legjobban elkülönítő változók a nagy fák száma, az állománymagasság, a törzsátmérő szórás és a fajsúly, ezek alapján a mintapontok 75,6%-os pontossággal sorolhatóak be a képi jellemzők alapján kapott „homogén” és „heterogén” csoportokba.

Kulcsszavak: erdőszerkezet, erdőállomány-lehatárolás, objektum-alapú képelemzés, távérzékeltetés

Bevezetés

Az Európai Bizottság 2011-es Biodiverzitás stratégiája célul tűzte ki, hogy 2014-re az EU tagországok feltérképezzék és értékeljék a területükön található ökoszisztémák és szolgáltatásaik állapotát, felmérjék e szolgáltatások gazdasági értékét, és 2020-ig előmozdítsák ezen értékeknek az uniós és a nemzeti szintű számviteli és jelentéstételi rendszerekbe történő beépítését (EC 2011), így nagy jelentősége van a megfelelő felbontású területhasználati térképeknek. A különböző táji szintű vizsgálatoknál (pl. zöldfolyosó-tervezés, területi alapú ökoszisztéma szolgáltatás értékelő rendszerek) az erdőket többnyire egyöntetűen nagy természetességű, homogén területhasználati formaként kezelik (pl. Burkhard *et al.* 2009), fajösszetételüktől, struktúrájuktól, természetességüktől függetlenül. Ugyanakkor egyes nehezen számszerűsíthető szolgáltatások esetében (pl. élőhely funkció) egyértelműen kimutatható, hogy a heterogén szerkezetű, természet-közeli erdők kedvezőbbek (pl. Paillet *et al.* 2010, Bereczki *et al.* 2014, stb.). Más szolgáltatások, például a szén-megkötés esetében pedig a kérdés nyitott, de valószínűsíthető, hogy a differenciálás segítené a pontosabb becslések előállítását.

A faállomány-szerkezet részben, mint könnyen mérhető helyettesítő tényező, részben pedig, mint a biodiverzitás okait és forrásait magyarázó tényező jöhet számba egy erdei ökoszisztémában (Franklin 1988, Spies 1998). A Bartha *et al.* (2005) által kidolgozott, erdőrézlet szintű természetességi érték számításánál például a faállomány (a holtfát is ideértve) sajátosságai teszik ki a pontérték közel felét. Az utólagos regressziós vizsgálat alapján azonban a faállomány összetétele, struktúrája és a holtfa együttesen 97%-ban magyarázta a természetességi mutató varianciáját (Ódor 2005). Bár egy esetleges beavatkozás az erdei ökoszisztéma valamennyi komponensét befolyásolja, elsősorban a szerkezetre irányul (Bartha *et al.* 2006), melyet állomány szintjén közvetlenül és gyorsan képes alakítani. A beavatkozásoknak a szerkezetre gyakorolt hatása könnyebben és gyorsabban felmérhető, esetleg modellezhető, mint az érintett állat-, illetve növénypopulációkra gyakorolt közvetett hatás (McElhinny *et al.* 2005). Ugyanakkor nagy területeken az erdőszerkezet részletes felmérése idő- és forrásigényes feladat, emiatt szükséges lehet távérzékelt adatok bevonása az elemzésbe. Ezek ugyan teljes mértékben soha nem helyettesíthetik a terepi méréseket, azonban bizonyos méréseket kiválthatnak, illetve fontos szerepük lehet a mintázás megtervezésénél.

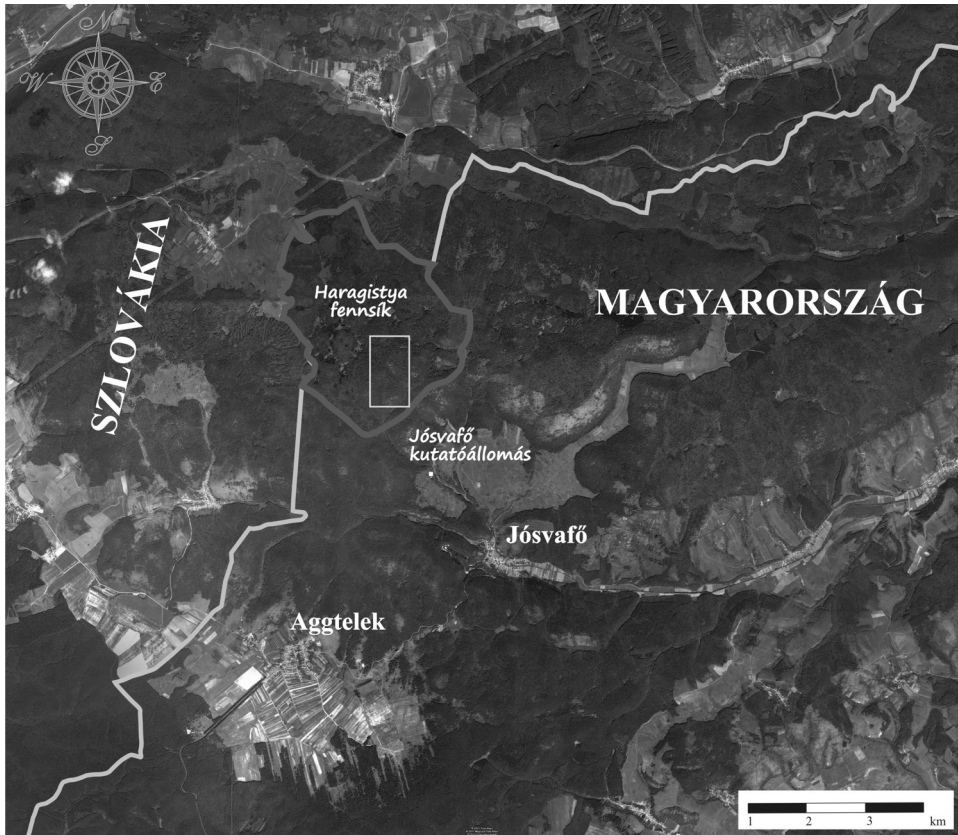
A nagy területre kiterjedő vegetáció-térképezés és monitoring egyik alapfeltétele a távérzékelt adatok használatának egyre szélesebb körben történő elterjedése volt (Blaschke 2011). Mivel az adatok felbontása mára elérte, sőt jelentősen meghaladta a vizsgált objektumok mérettartományát, szükségessé vált az objektum-alapú megközelítés. A pixelek csoportosításával létrejövő szegmensek többinformációt hordoznak, és lehetővé teszik különböző térléptékű objektumok egyidejű figyelembe vételét (Blaschke 2010). Bár az objektum-alapú elemzés hazánkban is egyre inkább teret nyer (pl. Kristóf 2005, Cserhalmi 2009, László *et al.* 2011, Burai *et al.* 2015), a hazai szakirodalomban még viszonylag kevés példa van erdőterületek szerkezeti jellemzőinek objektum-alapú térképezésére (ilyen pl. Kollár *et al.* 2011). A gyakorlati alkalmazás szempontjából nagy területek vizsgálatakor jelentősége van az elemzés elvégzéséhez szükséges adat elérhetőségének, előállíthatóságának is.

Jelen vizsgálat célja a változatos méretbeli jellemzőkkel rendelkező, változatos fafajösszetételű, vertikálisan tagolt, nagyméretű egyedeket és holtfát is magában foglaló állományok távérzékelt adatok alapján történő lehatárolása, azonosítása volt, illetve ezek elválasztása a szerkezeti szempontból kevésbé változatos erdők-től. Fontos szempont volt, hogy ez egyszerű és viszonylag olcsón hozzáférhető adat felhasználásával történjen. A létrejött csoportok értelmezése, ellenőrzése terepi felmérésből származó adatokon alapul.

Módszerek

A mintaterület bemutatása

A Haragistya-Lófej erdőrezervátum az Aggteleki Nemzeti Park szigorúan védett „A” zónájának az országhatár által körbelelt csücskében található (1. ábra). A terület a nagyobb részben Szlovákiához tartozó Szilicei-fennsík része, 400–600 m tengerszint feletti magasságon, igen változatos mikrodomborzattal. A tetőkön és az északias kitettségű lejtőkön gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (*Carici pilosae-Carpinetum*), az alacsonyabb tetőkön és délies lejtőkön xerotherm tölgyesek találhatóak, a mélyebb talajokon a cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum petraea-cerris*), a meredek lejtők felső harmadában a dús cserjeszintű melegkedvelő tölgyes (*Corno-Quercetum pubescenti-petraeae*). Szubmontán bükkösök (*Melitti-Fagetum*) kisebb, extrazonális helyzetű foltokban fordulnak elő, északi



1. ábra. A mintaterület (téglalap) elhelyezkedése.

lejtőkön, völgyek alján. Kisebb foltokban (nagyobb töbrök meredek oldalain) jelennek meg a hársas-kőrisesek (*Tilio-Fraxinetum excelsioris*). A teljes képhez hozzátartoznak a kisebb-nagyobb irtásrétek is. Üzemtervi adatok alapján a mintaterületet lefedő erdőrészeket kora 60-100 év között mozog, felújításuk nagyrészt természetes úton, sarjról történt. Az erdőrészeket egy részében az 1930-as évek óta nincs adat beavatkozásról, a terület nagy részén az 1960-as években végeztek utoljára gyérítéseket.

A vizsgálat alapjául szolgáló részletes faállomány-szerkezeti felmérések egy kisebb, 90 ha-os mintaterületen (EOV: 758950, 353700; 759650, 352550) zajlottak 2006 áprilisától 2007 novemberéig. A terület déli része a rezervátum védőzónájába, északi fele pedig a magterületére esik. A védőzóna erdői fiatalabb, szerkezet szempontjából többnyire kevésbé természetes, sarjeredetű állományok, döntően tölgyesek. Az északi rész erdői jellemzően változatosabbak, mind fafajösszetételüket, mind szerkezetüket tekintve, itt nagyobb arányban találhatóak üde erdők, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és bükkösök.

Felhasznált adatok

Távérzékelte adatként egy 2007. szeptemberi UltraCam D légitelvélt használtam, amely 4 sávot (látható vörös, zöld, kék és közeli infravörös), terepi felbontása 0,53 cm. A felvételen ránézésre jól elkülöníthetőek nagyobb koronákkal jellemezhető, képi jellemzők szempontjából heterogénebb foltok, főleg a völgyek bükköseiben, és az északi rész idősebb erdőiben. A kép készítésének időpontjában egy aszályos nyarat követően a fák egy részénél már lombkorona-vesztés, illetve elszíneződés következett be.

Referenciaként 361 db 50 m-es rácshálóban 2006–2007-ben felvett terepi mintapont állományszerkezeti adatait alkalmaztam. 10 m sugarú állandósított mintakörben rögzítettük az 5 cm-nél nagyobb mellmagassági átmérőjű fásszárúak pozícióját, faját, mellmagassági átmérőjét, szociális helyzetét, és egyéb jellemzőit (Tanács & Keveiné Bárány 2012).

Ezekből az alábbi adatokat, illetve mutatókat használtam fel az elemzés során: a mintapontban felmért összes (élő és álló holt) fára vonatkozó: fajsám (db), Shannon index, mellmagassági átmérő átlag, szórás és relatív szórás, törzsszám (db/ha), legközelebbi szomszéd mutató (NNI); állománymagasság (m); szintek száma (a mintaponton rögzített szociális helyzetek száma alapján a vertikális rétegzettségre utal, a cserjeszint is beleszámít); az élő fák körlapösszege (m^2/ha); az álló holt fák körlapösszege (m^2/ha), aránya a teljes körlapösszegeből; hektáronkénti teljes fatérfogat (álló és fekvő holtfa, élő fák) (m^3/ha); a 30 cm-t meghaladó mellmagassági átmérőjű fák száma a mintapont környezetében (db). 71 mintapontra rendelkezésre álltak halszemoptikás fotón mért záródás értékek is.

A szabályos háló miatt a mintakörök egy része adott csoportosítás szempontjából nem besorolható, mivel részlet, vagy társuláshatárra esik.

Módszer

A légifotó alapján eCognition szoftver segítségével objektum-orientált eljárással hoztam létre kettős osztályozást (ld. Eredmények fejezet). Az értékelés során a terepi mintavételi pontok adatai alapján kontingenciatáblák és X^2 próba segítségével vizsgáltam meg az így létrehozott „homogén” és „heterogén” elnevezésű kategóriák kapcsolatát egyéb kategória-változókkal: az állományok üzemtervi korával (80 évnél fiatalabb, illetve idősebb), az erdőtípussal (száraz és üde tölgyesek, bükkösök), és végül a hierarchikus klaszteranalízissel létrehozott szerkezeti csoportokkal. Diszkriminancia analízis segítségével azt is kielemeztem, hogy a faállományok terepen felvett adatai segítségével mennyire jól választható szét a két kategória, és melyek azok a jellemzők, amik a leginkább összefüggésbe hozhatóak ezekkel. Mann-Whitney U teszt segítségével vizsgáltam, hogy kimutatható-e a terepen készített halszemoptikás fotón mért záródás értékeiben különbség a „homogén” (38 pont) és a „heterogén” (33 pont) kategóriák között.

A referencia szerkezeti csoportok előállítását a következőképpen történt. Az adatok transzformációja (Blom-féle normal score transzformáció) után egy faktoranalízis eredményeképpen 7 faktor állt elő, amelyek a variancia 92,9 %-át írják le. Kiszámításuk az Anderson-Rubin módszerrel történt, ami normál eloszlású, korrelálatlan változókat hoz létre. Ezután a faktorokra elvégzett hierarchikus klaszteranalízissel 3 csoportra bontottam a mintapontokat (módszer: average linkage between groups távolságmérték: cosinus). A csoportok szétválaszthatósága a faktorokkal elvégzett diszkriminancia analízis alapján 85,6%-os, és a következőképpen írhatóak le:

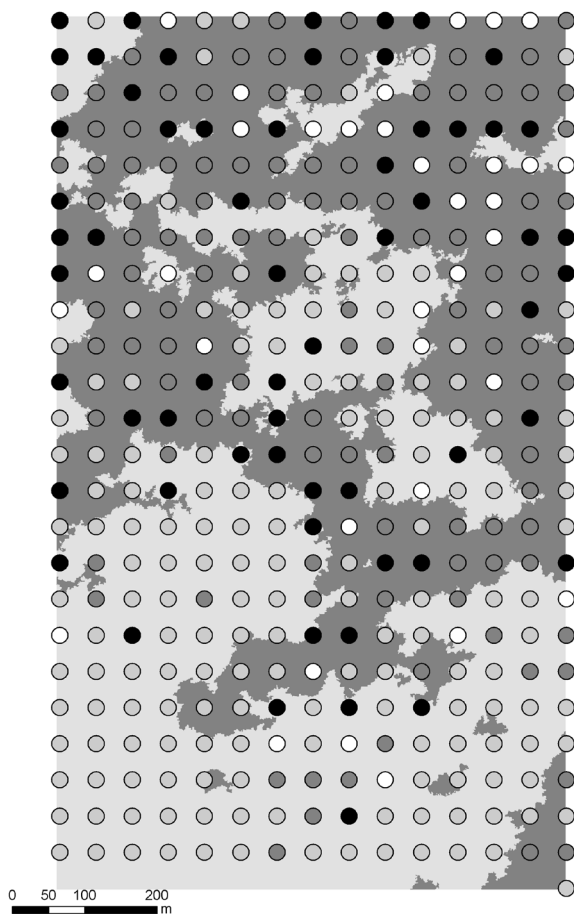
1-es: fiatal erdők, főleg (száraz) tölgyesek, fajösszetétel szempontjából kevésbé változatosak, a többi csoporthoz képest magas törzsszámmal (átlag 1212 db/ha) jellemezhetőek, színtezetek (különösen a fejlett cserjeszint miatt), a jellemző körlepősszeg a másik két csoporthoz viszonyítva közepes (28,5 m²/ha), a sarjcsokrok miatt a leginkább aggregáltak. Az átmérő szórás (7,2) és az állománymagasság (15 m) alacsony értékekkel jellemezhető.

2-es: idősebb, jellemzően üde erdők, főleg bükkösök, a fajösszetételük kevésbé változatos, a törzsszám alacsony (804 db/ha), az átlagos mellmagassági átmérő (21 cm) és az átmérő szórása (11,4) nagy. A színtezettség közepes, az élő fák körlepősszege a legmagasabb (31,7 m²/ha), az álló holtfák aránya alacsony (4,45%), és jellemzően magas állományok (átlag 19,6 m).

3-as: vegyes korú, inkább üde erdők, a 2-es csoporthoz hasonló jellemzőkkel, de változatosabb fajösszetétellel, és több álló holtfával (az arány 14,1%). A legin-

kább természetesnek, illetve heterogénnek tekinthető csoport, de kevés mintapont esik ebbe a kategóriába, és a területen elszórtan helyezkednek el (2. ábra).

Azok a pontok, ahol egyáltalán nem esett a mintakörbe álló holtfa, az elemzésben nem kerültek besorolásra, részben technikai, részben koncepcionális okokból.



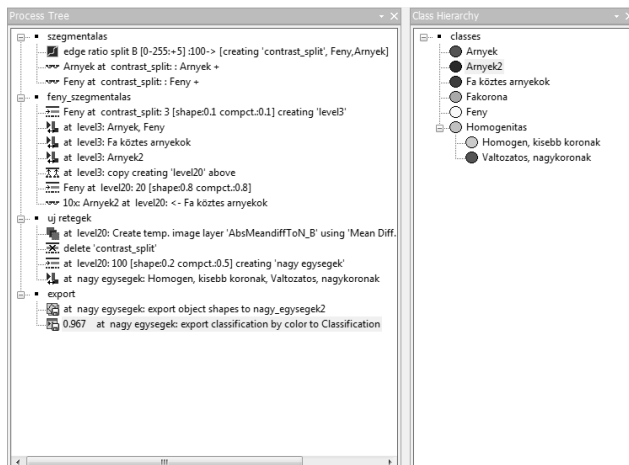
2. ábra. A faállomány-szerkezeti jellemzőkön végzett hierarchikus klaszteranalízissel létrehozott csoportok (1. Sűrű, homogén, főleg fiatalabb tölgyes állományok: világosszürke, 2. Idősebb, változatosabb, de fajban szegényebb főleg üde erdők: szürke, 3. Változatos fajösszetételű és szerkezetű foltok: fekete; a fehér szín a nem besorolható pontokat jelzi) térbeli elhelyezkedése. Háttérben a képi jellemzők alapján létrehozott csoportok (világosszürke: homogén, kisebb koronák; szürke: változatos, nagyobb koronák).

Eredmények

Az árnyékos („Árnyék”) és napsütötte („Fény”) foltok elkülönítése a látható vörös sávban pixel szinten 100-as felbontású chessboard alapon contrast split szegmentáció segítségével történt, a két osztályt utána összevontam, és a Fény osztályt továbbszegmentáltam (scale = 3, shape: 0,1 compactness: 0,1). A lombkoronák közötti árnyékokat ezen a szinten egy, az NDVI-hez hasonló módon számított, de a látható kék tartományt felhasználó mutató segítségével, küszöbértékkel különítettem el. Ezt követően a Fény objektumokat egy magasabb szinten újraszegmentáltam, az alak és a kompaktság előtérbe helyezésével (scale: 20 shape: 0,8 compactness: 0,8) így hozzávetőleges fakoronákat, illetve koronarészeket kaptam.

Ez a szint már alkalmas volt arra, hogy olyan tulajdonságot állítsak elő, aminek segítségével megkülönböztethetőek a heterogénebb foltok. A leginkább alkalmasnak a látható vörös sávban a szomszédos objektumokhoz való átlagos különbség abszolút értéke bizonyult, mivel a heterogén foltokban az árnyékosság miatt magasabb értékeket ad. Ebből létrehoztam egy ideiglenes réteget, amit a legfelső szint (scale: 100, shape: 0,2 compactness: 0,5) objektumainak előállításához használtam fel.

Az osztályozás a Fény és Árnyék alobjektumok aránya alapján, egyszerű küszöbértékkel történt; ahol a Fény (tehát a napsütötte koronák) területi aránya meghaladta a 70%-ot, azok egy homogénebb, kisebb koronákkal leírható csoportba kerültek, a többi objektum pedig egy heterogénebb, jellemzően nagyobb koronákkal leírható csoportba (3. ábra).



3. ábra. A légifotó felhasználásával objektum-alapú módszerrel létrehozott csoportok és a szabályrendszer.

Az osztályozás a vizuális ellenőrzés és a terület ismerete alapján is valóságghú eredményt ad. A hibák (pl. a déli részen jelentkező kisebb foltok) elsősorban az irtásrétegekhez kötődnek, amelyek külön osztályozása lehet szükséges az elemzés kezdeti szakaszában.

A X^2 próbák alapján valamennyi vizsgált kategóriaváltozó szignifikáns összefüggést (minden esetben $p = 0,00$) mutat a képi jellemzők alapján létrehozott csoportokkal. Az erdőtípusokkal való kapcsolat egyértelmű, a vertikálisan homogén, kisebb koronákkal jellemezhető csoport főleg a száraz tölgyeseket foglalja magába, azokon belül is elsősorban a terület déli részén elhelyezkedő fiatal, jellemzően egykorú, sűrű, sarjcsokros állományokat. A bükkösök a faj jellegzetességei, és a jobb termőhely miatti nagyobb méreteknél köszönhetően szinte mind a heterogénebb kategóriába kerültek, míg az üde tölgyesek megoszlanak, valószínűleg kor alapján. Érdekes módon a főbb állományalkotó fajok (bükk, gyertyán, kocsánytalan tölgy és molyhos tölgy) átlagos relatív gyakoriságaiban ennek ellenére nem tapasztalható jelentős különbség a „homogén” és „heterogén” kategóriák között.

Az üzemtervi kor alapján kialakított korcsoportokkal (80 év alatti vs. 80 év feletti állományok) is szignifikáns a kapcsolat, de nem független az erdőtípustól. A száraz tölgyesek fiatalon szinte mind a homogénebb, kisebb koronákkal jellemezhető csoportba kerültek, idősebb korban fele-fele arányban. Az üde tölgyesek fordítva, fiatalon fele-fele, idősebb korban inkább a heterogénebb csoportba kerültek. A szerkezeti csoportokkal való összefüggés is kimutatható az adatokon (1. táblázat), a fiatal, kevésbé változatos szerkezetű erdők döntően a „homogén” kategóriába, míg a másik két csoport pontjai inkább a „heterogén” kategóriába sorolódtak, 70,0%-os pontossággal.

1. táblázat. A terepi adatok alapján hierarchikus klaszteranalízissel létrehozott csoportok kapcsolata a képi jellemzők alapján létrehozott csoportokkal (kontingenciatábla).

		Kép alapján létrehozott csoportok			
		Homogén, kisebb koronák	Változatos, nagykoronák	Össz	
Szerkezeti csoportok	Sűrű, főleg fiatalabb tölgyes állományok	Db	110	48	158
		Várható	77,3	80,7	158,0
	Idősebb, változatosabb, de fajban szegényebb főleg üde erdők	Db	32	77	109
		Várható	53,3	55,7	109,0
	Változatos fajösszetételű és szerkezetű foltok	Db	18	42	60
		Várható	29,4	30,6	60,0
	Összesen	Db	160	167	327
		Várható	160,0	167,0	327,0

A faállomány-szerkezeti változókra közvetlenül elvégzett lépésenkénti diszkriminancia analízis eredményeképpen azt kaptam, hogy a legfontosabb változók a nagy fák száma, az állománymagasság, a mellmagassági átmérő szórás és a fajszám, ezek alapján a mintapontok 75,6%-os pontossággal sorolhatóak be a képi jellemzők alapján kapott „homogén” és „heterogén” csoportokba. Az átlagos záródás szignifikánsan magasabb a heterogén csoportban.

Értékelés

Mivel a légifotó készítésének időpontjában a nap délkeleti irányból világította be a területet, a domborzat jellemzői miatt az eredeti kép valamennyi sávján megfigyelhető az értékek fokozatos csökkenése DK–ÉNy-i irányban, illetve árnyékos foltok jelenléte a koronák északnyugati oldalán. Az eredeti sávokra nagyobb léptékben végzett szegmentáció valószínűleg emiatt nem adott használható eredményt. Az árnyékosság nehezíti a koronák lehatárolását, mivel a fa napsütötte és árnyékos oldala eltérő spektrális tulajdonságokkal rendelkezik. A fák közötti árnyékok ugyanakkor magassági adat híján felhasználhatónak bizonyultak a felső szint vertikális heterogenitásának (kimagasló fák, lécek) leírására, és a koronák szétválasztására. A koronalehatárolási eljárásokban általában jelentős szerepet játszik a magassági adat, ami ebben az esetben nem állt rendelkezésre, de valószínűsíthető, hogy segítségével pontosítani lehetne a homogén és heterogén kategóriák meghatározását (például az irtásrétek leválogatásával, vagy a koronák pontosabb lehatárolásával).

A kor, a fajösszetétel és a szerkezet alapján a terepi mintapontokból felállítható csoportok nem függetlenek egymástól, és a távérzékelt adatban tapasztalható különbségek kialakulásában is mindhárom tényező szerepet játszik. Ez okozhatja azt, hogy míg mindegyik csoportosítás szignifikáns összefüggést mutat a képi jellemzők alapján létrehozott csoportokkal, mégis teljes átfedés. A szerkezeti csoportokkal való összefüggés esetében az eltérést részben az is okozhatja, hogy e csoportok kialakításában olyan tényezők is szerepet játszottak, amelyek a képi jellemzőkben nem, vagy csak közvetve jelenhetnek meg, mint pl. a holtfa jelenléte.

A 75,6%-os pontosság, amivel a terepi mérések adataival a képi jellemzők alapján létrehozott kategóriák szétválaszthatóak, azt jelzi, hogy a távérzékelt adat alapján kialakított osztályok között valós szerkezeti különbségek mutatkoznak. A 70,0%-os pontosság, amivel az osztályozás a terepi jellemzők alapján létrehozott szerkezeti csoportokat adja vissza, a nemzetközi szakirodalmi példákhoz hasonló eredmény (vö. pl. Johansen *et al.* 2007, Hájek 2008). A bemutatott módszer ennél fogva hasznos lehet terepi mintavétel (pl. mintavételi sűrűség) előzetes megterve-

zése során, vagy táji szintű elemzéseknél az erdőállományok egyszerű és gyors differenciálását teheti lehetővé.

Köszönetnyilvánítás – A kutatás a Svájci Hozzájárulás által támogatott, az „Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban” című projekt keretében zajlott.

Irodalomjegyzék

- Bartha, D., Bodoncz, L., Szmorad, F., Aszalós, R., Bölöni, J., Kenderes, K., Ódor, P., Standovár, T. & Timár, G. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata II. Az erdők természetességének elemzése tájak és erdőtülsulások szerint. – *Erdészeti Lapok*, **140**(6): 198–201.
- Bartha, D., Ódor, P., Horváth, T., Timár, G., Kenderes, K., Standovár, T., Bölöni, J., Szmorad, F., Bodoncz, L. & Aszalós, R. (2006): Relationship of Tree Stand Heterogeneity and Forest Naturalness. – *Acta Silv. et Lign. Hung.* **2**: 7–22.
- Berezki, K., Ódor, P., Csóka, Gy., Mag, Zs., & Báldi, A. (2014): Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service provided by birds in temperate oak forests. – *Forest Ecol. Manag.* **327**: 96–105.
- Blaschke, T. (2010): Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS – J. Photogramm. Remote Sens.* **65**: 2–16.
- Blaschke, T., Johansen, K., & Tiede, D. (2011): Object based image analysis for vegetation mapping and monitoring. – In Q. Weng: *Advances in Environmental Remote Sensing: Sensors, Algorithms, and Applications*. CRC Press, Taylor and Francis, pp. 241–271.
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F. & Windhorst, W. (2009): Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services - a Concept for Land-Cover Based Assessments. – *Landscape Online*. **15**: 1 – 22.
- Burai, P.; Deák, B.; Valkó, V.; Tomor, T (2015): Classification of herbaceous vegetation using airborne hyperspectral imagery. – *Remote Sensing* **7**: 2046–2066.
- Cserhalmi, D. (2009): Pánkromatikus felvételekre és képszegmentációra alapozott vegetációrekonstrukciós vizsgálatok az észak-alföldi lápok példáján. – PhD értekezés, SZIE Gödöllő. Kézirat. 78 pp.
- European Commission (2011): Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. – COM (2011) 244 final, Brussels, pp. 1–16.
- Franklin, J. F. (1988): Structural and functional diversity in temperate forests. – In: Wilson, E. O. & Peters, F. M. (szerk.): *Biodiversity*. National Academy Press, Washington DC, pp. 166–175.
- Hájek, P. (2008): Process-based approach to automated classification of forest structures using medium format digital aerial photos and ancillary GIS information. – *Eur. J. For. Res.* **127**: 115–124
- Johansen, K., Coops, N. C., Gergel, S. E. & Stange, Y. (2007): Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification. – *Remote Sens. Environ.* **110**: 29–44
- Kollár, Sz., Vekerdy, Z. & Márkus, B. (2011): Forest habitat change dynamics in a riparian wetland. *Procedia Environmental Sciences* **7**: 371–376.
- Kristóf, D. (2005): Távérzékelési Módszerek a Környezetgazdálkodásban. – PhD dolgozat, SZIE KTI Gödöllő. Kézirat. 146 pp.

- László, I., Ócsai, K., Gera D., Giachetta, R. & Fekete, I. (2011): Object-based Image Analysis of Pasture with Trees and Red Mud Spill. – In: *Proceedings of the 31th EARSeL Symposium, Prague*.
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C. & Bauhus, J. (2005): Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. – *Forest Ecol. Manag.* **218**: 1–24.
- Ódor, P., Bölöni, J., Bartha, D., Kenderes, K., Szmorad, F., Tímár, G., Standovár, T., Aszalós, R. & Bodoncz, L. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata III. A faállomány és a holtfa természetességének értékelése. – *Erdészeti Lapok* **140**(7-8): 226–229.
- Paillet, Y., *et al.* (2010): Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. – *Cons. Biol.* **24**(1): 101–112
- Spies, T.A. (1998): Forest Structure: A Key to the Ecosystem. – *Northwest science*. Proceedings of a workshop on Structure, Process, and Diversity in Successional Forests of Coastal British Columbia, February 17–19, 1998, Special issue, **2**(72): 34–39.
- Tanács, E. & Keveiné Bárány, I. (2012): Az erdőszerkezet tér- és időbeli mintázatainak vizsgálata a Haragistya-Lófej erdőrezervátum (Aggteleki-karszt) területén – In: Unger, J. & Pál-Molnár, E. (szerk.): *Geoszférák 2011: A Szegedi Tudományegyetem Földtudományok Doktori Iskola és a Környezettudományi Doktori Iskola (Környezeti geográfia program) eredményei*. SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged. pp. 171–202.

Classification of forest stands according to structure heterogeneity using aerial photography and object-based methods

Eszter Tanács

*Department of Climatology and Landscape Ecology, University of Szeged,
H-6722 Szeged, Egyetem u. 2, Hungary
e-mail: nadragulya@geo.u-szeged.hu*

The aim of the presented work carried out in the Haragistya-Lófej forest reserve (Aggtelek Mts) area was to classify structurally different forest stands using object-based image analysis methods, and to validate the classes using ground truth data. I used eCognition software and an UltraCam D aerial photo from 2007 in order to differentiate between structurally homogeneous and heterogeneous stands. The resulting two classes were compared with groups created on the basis of multivariate statistical analysis carried out on stand structural data and with some background variables like age and forest type. The two classes created solely on the basis of object-based image analysis showed a significant relation to structural, age and species composition groups as well. When I used measured field variables and indicators to test the separability of the two classes, I got an accuracy of 75,6%. The most significant variables in separating the classes were the number of trees with a dbh>30 cm, stand height, standard variation of the dbh and species number.

Keywords: forest structure, stand delineation, OBIA, remote sensing

Előzetes eredmények városi talajok lebontó határfokának vizsgálatáról (GLUSEEN-Projekt, Budapest)

Tóth Zsolt¹, Hornung Erzsébet¹, Sarel Cilliers², Dombos Miklós³,
Johan Kotze⁴, Heikki Setälä⁴, Stephanie A. Yarwood⁵,
Ian D. Yesilonis⁶, Richard V. Pouyat⁶ és Szlávecz Katalin⁷

¹*Szent István Egyetem, Állatorvostudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék,
1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.*

²*North-West University, South Africa*

³*MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet*

⁴*University of Helsinki, Finland*

⁵*University of Maryland, USA*

⁶*USDA Forest Service, USA*

⁷*Johns Hopkins University, USA*

e-mail: zsolt.toth87@gmail.com

Összefoglaló: A „Global Urban Soil Ecology and Education” hálózat előkészítő kutatása második éve folyik – a világ 4 régiójának 5 helyszínén –, Magyarország részvételével. A kutatás célja az ún. „konvergencia hipotézis” tesztelése különböző minőségű/zavartságú városi talajok szerves anyag lebontási határfokán keresztül. A konvergencia hipotézis szerint a természetes ökoszisztémák az urbanizáció hatására hasonló irányú változást mutatnak globális szinten. A cél mind tudományos igényű kutatások, mind az érdeklődő lakosság bevonására alkalmas egyszerű, könnyen kivitelezhető, költséghatékony módszerek kidolgozása, tesztelése. A kutatás során 4 élőhelytípust (5–5 ismétlésben) jelöltünk ki: 1) erősen zavart (ruderalis), 2) városi gyepek, 3) az urbanizáció eredményeként fragmentálódott erdőfoltok és 4) referenciaként szolgáló természetközeli erdők területei. A szervesanyag bomlásának mértékét 2013-ban leásott teafilterekkel vizsgáltuk, amelyeket 4, 6, 10, 12 hónap után gyűjtöttünk vissza. Eredményeink szerint a 6. hónaptól szignifikáns különbség mutatkozott az élőhelytípusok között a lebontási sebességben ($F = 11,238$; $p < 0,0001$), ami a városi gyepeken és ruderalis élőhelyeken volt a legnagyobb. Ez összhangban van a többi 4 városban kapott eredménnyel, ami alátámasztja a konvergencia hipotézist: a különböző éghajlatú, alapkőzetű talajok kémhatása és humusztartalma az erősen zavart és városi gyepek élőhelyek esetén azonos irányú változást mutatnak világszerte.

Kulcsszavak: konvergencia hipotézis, „tea bag” módszer, ökoszisztéma-szolgáltatás, szervesanyag lebomlás

Bevezetés

Az ENSZ legfrissebb felmérése szerint ma a Föld népességének kb. 54%-a városokban él, ami vélhetően tovább fog emelkedni a következő évtizedekben (UN 2014). Az ember által módosított ökoszisztémák (városok) működésének vizsgálata így még inkább fontos célkitűzés, ugyanis sok szempontból is jelentős ökoszisztéma-szolgáltatások hordozói. Ilyen többek között a talaj anyag-körforgásban és klímaregulációban betöltött szerepe is, amely a globális felmelegedés révén mindinkább meghatározó (Barrios 2007, Dominati *et al.* 2010). A talajok, mint jelentős szén rezervoárok kiemelt jelentőséggel bírnak a karbonciklus és ezáltal a levegő CO₂ illetve egyéb üvegházhatású gázok kibocsátásának, illetve elnyelésének befolyásolásában (Davidson & Janssens 2006, Heimann & Reichstein 2008, Marhan *et al.* 2015). Számos kutatás irányul a talajban lejátszódó lebontó folyamatok és az azt befolyásoló abiotikus tényezők kapcsolatának tanulmányozására, amely faktorok közül a leggyakoribbak a hőmérséklet (Vanhala *et al.* 2008), a csapadék/nedvesség (Salamanca *et al.* 2003, Brunn *et al.* 2014), a kőzet és a talaj fiziko-kémiai tulajdonságai (Setia *et al.* 2013, Cui & Holden 2015). Egyre több olyan publikáció is napvilágot lát, amelyek középpontjában a biodiverzitás – szerves anyag dekompozíció viszony áll (Hättenschwiler *et al.* 2005, Hättenschwiler 2010, Nielsen *et al.* 2011). Az antropogén hatások azonban nemcsak közvetett módon (biodiverzitás csökkenése/minőségi változás, éghajlatváltozás stb.) érzetik hatásukat, hanem közvetlenül is befolyásolják a holt szerves anyag bomlását, elsősorban a területhasználat és szennyezés révén (Zwoliński 1994, Groffman *et al.* 2006, Pouyat *et al.* 2007, 2008). A tipikus emberi élőhelynek minősülő városokban azonban ezidáig nem sok ilyen jellegű kutatást végeztek, holott a fokozódó urbanizáció miatt ezekre mindinkább szükség lenne.

Az emberi településeknek jelentős homogenizáló hatása is van, ami a világ különböző pontjain megfigyelt – biotikus és abiotikus tényezőkben bekövetkező –, hasonló irányú változásokat eredményez. Ez a jelenség az alapja az úgynevezett konvergencia-hipotézisnek is, ami szerint az eltérő éghajlati és geológiai jellemzőkkel bíró területeken hasonló jellegű urbánus élőhelytípusok jönnek létre antropogén hatások következtében (Pouyat *et al.* 2003).

Egy széles társadalmi részvétellel épülő, nemzetközi kutatás részeként Baltimore (USA), Lahti, Helsinki (Finnország) és Potchefstroom (Dél-Afrikai Köztársaság) mellett Budapest budai oldalán több városi élőhely került kijelölésre, ahol a városi talajok lebontó folyamatainak kvalitatív és kvantitatív vizsgálata zajlik. A GLUSEEN (Global Urban Soil Ecological Education Network) elnevezésű projekt központi, konvergencia-hipotézisének tesztelése során a következő kérdésekre keressük a válaszokat: 1) az urbanizáció hatása a talaj-ökoszisztémákra, 2)

a természetes és antropogén talajképző faktorok egymáshoz viszonyított jelentősége, 3) milyen abiotikus tényezőkben különböznek a világ városainak talajai, 4) a városok homogenizáló hatása. További cél a világon egységesen alkalmazható, egyszerű, standardizálható módszerek kidolgozása.

Módszerek

Mintavételi helyek kiválasztása

Az élőhelyek kijelölésénél alapvető szempont volt a városon belüli egységes alapkörzet, de a talajtípus, a növényzet, a terület nagysága, megközelíthetősége és elhelyezkedése is szerepet játszott a választásban. A főváros budai oldalán a dolomit és/vagy mészkő, mint uralkodó alapkörzetek révén közel hasonló talajtani adottságú és vegetációjú területek álltak rendelkezésre. Ezeket – a területeket ért antropogén zavarás és kezelés alapján – a következő élőhelytípusokba soroltuk: erősen zavart (ruderalis) (intenzív zavarás/alacsony kezelés), rekreációs célokat szolgáló városi gyepek (intenzív zavarás/közepes kezelés), a természetes vegetációból még

1. táblázat. A budapesti vizsgálatok mintavételi helyei.

Helyszín	Élőhelytípus		
Rókahegy (N47.58982°; E19.03114°)	erősen zavart	városi gyepek	városi erdőfragment
Remetehegy (N47.53917° E19.01677°)	erősen zavart	városi gyepek	városi erdőfragment
Mátyáshegy (N47.53578° E19.01748°)	erősen zavart	városi gyepek	városi erdőfragment
Ferenchegy (N7.52678° E19.01375°)	erősen zavart	városi gyepek	városi erdőfragment
Virányos (N47.51573° E18.98398°)	erősen zavart	városi gyepek	városi erdőfragment
Hármashatárhegy (N47.54482° E19.00875°)			referencia
Budakeszi1 (N47.52782° E18.89850°)			referencia
Budakeszi2 (N47.52723° E18.90282°)			referencia
Budakeszi3 (N47.52870° E18.89727°)			referencia
Zugliget (N47.51556° E18.97240°)			referencia

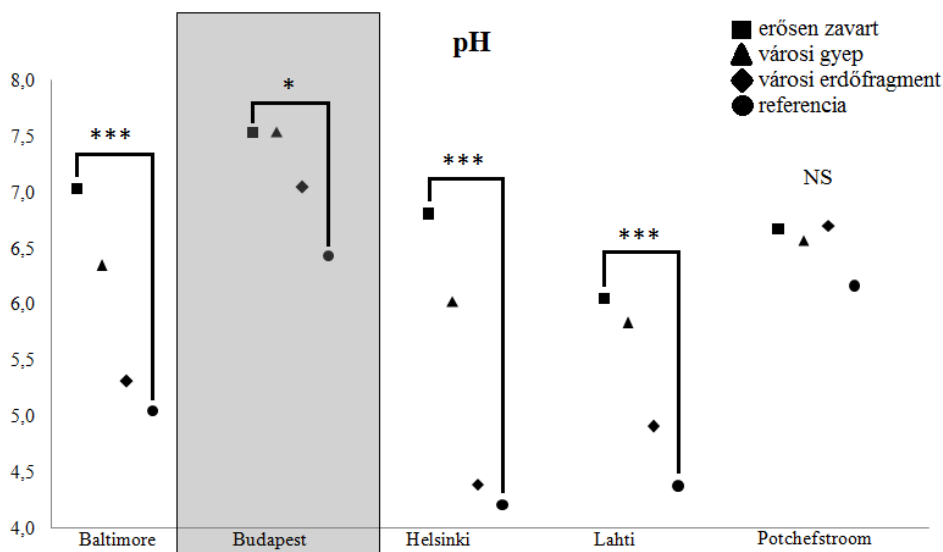
megmaradt, város által körülvelt erdőfoltok (alacsony zavarás/alacsony kezelés), illetve referenciaként szolgáló „kontroll” területek, amelyek jól reprezentálják az egykori természetes élőhelyeket. A fent említett kritériumoknak megfelelően élőhelytípusonként 5-5 helyszín került kijelölésre (1. táblázat).

Talajparaméterek: pH, szervesanyag-tartalom (H%)

A kiválasztott helyeken történő talajmintavételezés a talaj pH és szervesanyag-tartalmának (humusz százalékban - H %) megállapításához volt szükséges, amelyek alakulásáról így képet kaphatunk a világ földrajzilag távol eső városai tekintetében is. A pH mérése légszáraz talaj desztillált vizes (1:2,5 arányú) szuszpenziójából, míg a humusztartalom mennyiségi meghatározása a Tyurin-féle módszer alapján történt (Stefanovits *et al.* 1999).

'Tea bag' módszer

A szerves anyag bomlásának gyorsaságát piramis alakú műanyag teafilterek („litter bag” analógia) segítségével vizsgáltuk, amelyek rooibos tealeveleket tartalmaztak (Keuskamp *et al.* 2013). A filterek előkezelésére forró vizes áztatást (a vízdékony anyagok eltávolítására), majd szobahőmérsékleten és 35 °C-on való szárítást alkalmaztunk tömegállandóságig. A kezdeti tömeg felvétele és a

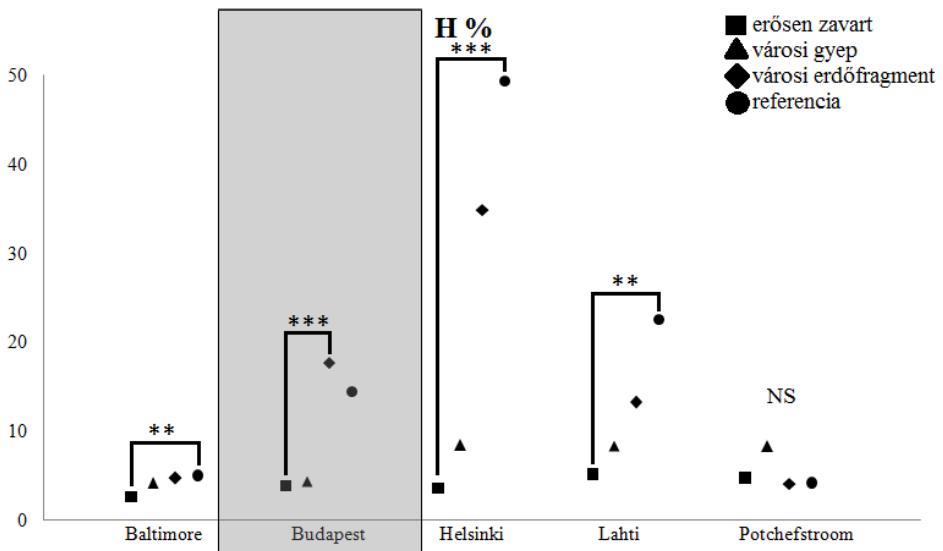


1. ábra. A különböző élőhelytípusok talajainak pH-ja a világ vizsgált pontjain (szignifikancia szintek: *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,1$; NS: nincs szignifikáns különbség).

teafilterek egyedi jelölése után mintavételi helyenként 20–20 darab filtert helyeztünk el a talajfelszíntől kb. 3–5 cm mélységben (egymástól 50 cm-es távolságban), a talaj minimális bolygatása mellett. A teafilterek visszagyűjtése 4 alkalommal (5 darab/alkalom), a leásásuk után 4, 6, 10 és 12 hónappal történt. A felszedett filterekre ragadt, illetve azokba bejutó talajszemcsék eltávolítása rövid idejű, hideg vizes áztatást igényelt. Visszamérésüket szobahőmérsékleten, majd 35 °C-on történő szárítás előzte meg. A kezdeti és visszamért tömegek közötti különbség alapján megállapítottuk a súlyvesztésüket. Így elsősorban a mikrobiális lebontás hatékonyságáról kapunk képet, ugyanis a filterek 2–300 µm lyukbőssége nem teszi lehetővé a talajfauna nagyobb méretű képviselői számára a szerves anyaghoz történő hozzáférést.

Statistikai elemzés

Az alkalmazhatósági feltételek vizsgálata után általános lineáris modell segítségével elemeztük az élőhelytípus (magyarázó változó) hatását a talaj pH és szervesanyag-tartalom változókra (függő változók). Egyváltozós varianciaanalízist alkalmaztunk a szervesanyag csökkenés alakulásának vizsgálatára a különböző élőhelyek között. Az adatok értékeléséhez az R statisztikai programot (R Core Team 2013) használtuk.

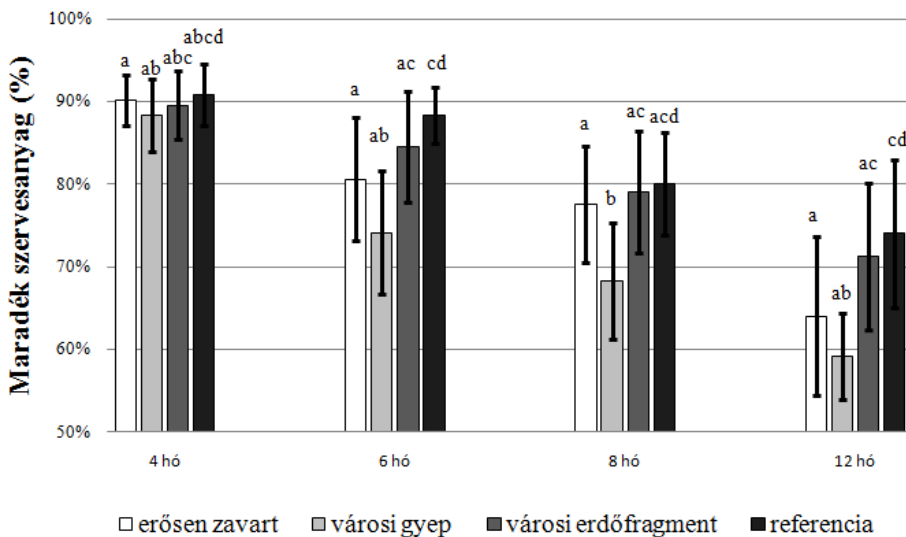


2. ábra. A humusztartalom (%) élőhelytípusonkénti alakulása, a Projektben résztvevő városokban (szignifikancia szintek: *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,1$; NS: nincs szignifikáns különbség).

Eredmények

A Projektben résztvevő városok talajainak pH és H % értékei alapján elmondható, hogy a referencia élőhelyek esetén nagyfokú variabilitás figyelhető meg. A pH értékek a kezelt élőhelyeken általában magasabbak voltak a „természetközelihez” képest, míg a humusztartalom ezzel ellentétes trendet mutatott. A tipikus városi élőhelytípusok (erősen zavart, városi gyepek) hasonló értékekkel jellemezhetők a különböző városokban; míg az ember által legkevésbé befolyásolt habitatok (városi erdőfragment, referencia) esetében nagyobb mértékű változatosság tapasztalható. Továbbá látható, hogy a vizsgált talajparaméterek tekintetében – Potchefstroom (D-Afrika) kivételével – szignifikáns különbség mutatkozott az urbánus és a referencia élőhelyek között minden városban (általános lineáris modell; 1 és 2. ábra).

A talajban játszódó lebontó folyamatok a városi gyepeken bizonyultak a legintenzívebbnek, ugyanis itt volt a legnagyobb mértékű tömegcsökkenés. Ezt követték az erősen zavart, városi erdőfragment és referencia élőhelyeken kapott értékek (3. ábra). A teafilterek talajba helyezését követő 6. hónapban már szignifikáns különbség mutatkozott az élőhelytípusok között a lebontási rátát illetően (egytényezős varianciaanalízis: $F_{3,59} = 11,238$; $p < 0,0001$)



3. ábra. A teafilterek élőhelytípusok szerinti relatív tömegcsökkenései az idő függvényében ($p = 0,05$ szignifikancia szint mellett).

Értékelés

A geográfiai távolságokból adódó különböző éghajlati, közzettani hatótényezők eredményeként a világ különböző pontjain eltérő élőhelyek jönnek létre. Könnyen belátható, hogy az említett talajképző tényezők nemcsak az ott kialakult növényzetre, de az egész élővilágra meghatározó befolyással vannak, ami megnyilvánulhat ezáltal az ökológiai folyamatok működésében is. Az ember által befolyásolt ökoszisztémák azonban – az antropogén uniformizáló hatások következtében – ezeket az eltéréseket mindinkább elveszítik, ami a talaj tulajdonságait sem hagyja érintetlenül. A talaj pH és szervesanyag-tartalom esetén is ez látható, melyek vélhetően az antropogén beavatkozások (területkezelés, zavarás) miatt a világ különböző településein hasonlóan alakulnak. A dél-afrikai Potchefstroom esetén megfigyelt eltérő eredmények feltehetően abból adódnak, hogy a régióra jellemzően mind a referencia, mind a város által körülzárt természetközeli terület is – erdő híján – „füves puszta”.

A városi gyepeken és erősen zavart élőhelytípusokon megfigyelt gyorsabb tömegcsökkenés valószínűleg gazdagabb mikrobiális tevékenység vagy fokozottabb extracelluláris enzimaktivitás (Schimel & Weintraub 2003) eredménye, amely várakozásainkkal ellentétben nem a természetközeli habitátokat (városi erdőfragment, referenciaerdő) jellemezte. Annak ellenére, hogy az emberi zavarás mértékének növekedése Gros *et al.* (2004) szerint a lebontási ráta csökkenéséhez vezet. Azonban az urbánus élőhelyeken megfigyelt magasabb talaj pH értékek kedveznek a mikrobiális dekompozíciónak, amely megerősíti a kapott eredményeket (Vance & Chapin III 2001).

Eredményeink interpretálása további vizsgálatokat igényel, amelyek elsősorban a mikrobióta diverzitásának jövőbeni DNS alapú vizsgálatát jelenti. De a mezo- és makrofauna dekomponáló taxonjainak felmérése is további kutatásaink célja.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk a terepi munkákban való segítségükért az MTA AK TAKI dolgozóinak: Draskovits Eszternek, Molnár Sándornak és Zacháry Dórának. A projekt finanszírozása a következő forrásokból történt: NSF ACI – 1244820 (Szlávecz K.), SZIE-ÁOTK: KK-UK-12007 (Hornung E.) és SZIE-KTDI (Tóth Zs.).

Irodalomjegyzék

- Barrios, E. (2007): Soil biota, ecosystem services and land productivity. – *Ecol. Econ.* **64** (2): 269–285.
- Brunn, M., Spielvogel, S., Sauer, T. & Oelmann, Y. (2014): Temperature and precipitation effects on $\delta^{13}\text{C}$ profiles in SOM under temperate beech forests. – *Geoderma* **235–236**: 146–153.
- Cui, J. & Holden, N. M. (2015): The relationship between soil microbial activity and microbial biomass, soil structure and grassland management. – *Soil Till. Res.* **146**: 32–38.
- Davidson, E. A. & Janssens, I. A. (2006): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. – *Nature* **440** (9): 165–173.
- Dominati, E., Patterson, M. & Mackay, A. (2010): A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. – *Ecol. Econ.* **69**: 1858–1868.
- Groffman, P. M., Pouyat, R. V., Cadenasso, M. L., Zipperer, W. C., Szlavecz, K., Yesilonis, I. D., Band, L. E. & Brush, G. S. (2006): Land use context and natural soil controls on plant community composition and soil nitrogen and carbon dynamics in urban and rural forests. – *Forest Ecol. Manag.* **236**: 177–192.
- Gros, R., Monrozier, L. J., Bartoli, F., Chotte, J. L. & Faivre, P. (2004): Relationships between soil physico-chemical properties and microbial activity along a restoration chronosequence of alpine grasslands following ski run construction. – *Appl. Soil Ecol.* **27**: 7–22.
- Hättenschwiler, S., Tiunov, A. V. & Scheu, S. (2005): Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. – *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* **36**: 191–218.
- Hättenschwiler, S. (2010): Diversity meets decomposition. – *Trends Ecol. Evol.* **25** (6): 372–380.
- Heimann, M. & Reichstein, M. (2008): Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. – *Nature* **451** (17): 289–292.
- Keuskamp, J. A., Dingemans, B. J. J., Lehtinen, T., Sarneel, J. M. & Hefting, M. M. (2013): Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. – *Methods Ecol. Evol.* **4** (11): 1070–1075.
- Marhan, S., Auber, J. & Poll, C. (2015): Additive effects of earthworms, nitrogen-rich litter and elevated soil temperature on N_2O emission and nitrate leaching from an arable soil. – *Appl. Soil Ecol.* **86**: 55–61.
- Nielsen, U. N., Ayres, E., Wall, D. H. & Bardgett, R. D. (2011): Soil biodiversity and carbon cycling: a review and synthesis of studies examining diversity-function relationships. – *Eur. J. Soil Sci.* **62**: 105–116.
- Pouyat, R. V., Russell-Anelli, J., Yesilonis, I. D. & Groffman, P. M. (2003): Soil carbon in urban forest ecosystems. – In: Kimble, J. M., Heath, L. S., Birdsey, R. A. & Lal, R. (Eds.): *The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. CRC Press, Boca Raton, pp. 347–362.
- Pouyat, R. V., Belt, K., Pataki, D., Groffman, P. M., Hom, J. & Band, L. (2007): Urban land use change effects on biogeochemical cycles. – In: Canadell, J. G., Pataki, D. E., Pitelka & L. F. (Eds.): *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. Global Change, the IGBP Series. Springer, Berlin-Heidelberg-New York, pp. 45–58.
- Pouyat, R. V., Yesilonis, I. D., Szlavecz, K., Csuzdi, C., Hornung, E., Korsós, Z., Russell-Anelli, J. & Giorgio, V. (2008): Response of forest soil properties to urbanization gradients in three metropolitan areas. – *Landsc. Ecol.* **23**: 1187–1203.
- R Core Team. (2013): R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org/>
- Salamanca, E. F., Kaneko, N. & Katagiri, S. (2003): Rainfall manipulation effects on litter decomposition and the microbial biomass of the forest floor. – *Appl. Soil Ecol.* **22**: 271–281.

- Schimel, J. P. & Weintraub, M. N. (2003): The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. – *Soil Biol. Biochem.* **35**: 549–563.
- Setia, R., Gottschalk, P., Smith, P., Marschner, P., Baldock, J., Setia, D. & Smith J. (2013): Soil salinity decreases global soil organic carbon stocks. – *Sci. Total Environ.* **465**: 267–272.
- Stefanovits, P., Filep, Gy. & Füleky, Gy. (szerk.) (1999): *Talajtan.* – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 470 pp.
- Vance, E. D. & Chapin III, F. S. (2001): Substrate limitations to microbial activity in taiga forest floors. – *Soil Biol. Biochem.* **33**: 173–188.
- Vanhala, P., Karhu, K., Tuomi, M., Björklöf, K., Fritze, H. & Liski, J. (2008): Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in southern and northern areas of the boreal forest zone. – *Soil Biol. Biochem.* **40**: 1758–1764.
- United Nations (2014): 2014 Revision of the World Urbanization Prospects (<http://esa.un.org/unpd/wup/>) Utolsó hozzáférés: 2014. 12. 30.
- Zwoliński, J. (1994): Rates of organic matter decomposition in forests polluted with heavy metals. – *Ecol. Eng.* **3**: 17–26.

Preliminary results about analysis of decomposition efficiency in different quality of urban soils (GLUSEEN, Budapest)

Zsolt Tóth¹, Erzsébet Hornung¹, Sarel Cilliers², Miklós Dombos³, Johan Kotze⁴, Heikki Setälä⁴, Stephanie A. Yarwood⁵, Ian D. Yesilonis⁶, Richard V. Pouyat⁶ and Katalin Szlávecz⁷

¹*Department of Ecology, Institute for Biology, Szent István University
H-1077, Budapest, Rottenbiller u. 50, Hungary*

²*North-West University, South Africa*

³*Institute for Soil Sciences and Agricultural Chemistry, Hungarian Academy of Sciences*

⁴*University of Helsinki, Finland*

⁵*University of Maryland, USA*

⁶*USDA Forest Service, USA*

⁷*Johns Hopkins University, USA*

e-mail: zsolt.toth87@gmail.com

The pilot study of Global Urban Soil Ecology and Education Network (GLUSEEN) occurs in 5 cities in 4 countries on a global scale including Hungary (Budapest) as well. The main objective of the research is to test the 'convergence hypothesis' through decomposition efficiency of soil organic matter in different quality and degree of disturbance of urban soils. The goal is to establish suitable and simple, inexpensive methods for citizen science and for scientific researches. During our study 4 habitat types (in 5 replicates) were set out in each city: ruderal, turf, remnant and reference. Soil organic matter decomposition rate was determined by tea bag method. Tea bags were placed in study fields in 2013 and were retrieved after 4, 6, 10, 12 months. According to our results of ANOVA, there was a significant difference between habitat types in decomposition rates from the 6th month ($F=11.238$, $p<0.0001$) which were the highest in case of turfs and ruderals. This corresponds to the results of the other cities involved and proves the convergence hypothesis: soil pH and organic matter content under different climate and geological background show similar trends in turf and ruderal fields around the world.

Keywords: convergence hypothesis, tea bag method, ecosystem service, soil organic matter decomposition

Élőhelyfejlesztés és ragadozógazdálkodás hatása a mezei nyúl (*Lepus europaeus*) populációdinamikájára

Ujhegyi Nikolett, Biró Zsolt, Patkó László, Keller Norbert
és Szemethy László

*Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézet,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.*

e-mail: ujhegyi.nikolett@gmail.com

Összefoglaló: A mezei nyúl állománya országosan és Európa szerte is az 1970-es évek óta csökkenő tendenciát mutat. A csökkenés háttéréként leggyakrabban az élőhelyvesztést és ragadozógyérítést hiányát említik. Célunk volt, hogy felmérjük a mezei nyúl populációdinamikája és az intenzív ragadozógyérítés közötti kapcsolatot egy Jászszági mintaterületen (1662 ha). Hipotézisünk szerint az intenzív ragadozógyérítéses területen magasabb lesz a mezei nyúl állománysűrűsége. A vizsgálati területünket két részre osztottuk fel (intenzív ragadozógyérítéses, azaz kezelt és kontroll). Egy előre kijelölt útvonalon, 2012 őszén alapállapot-felmérést végeztünk, amelyben a látott mezei nyulak sűrűségében a két mintaterület között nem volt különbség. A következő években az intenzívebb ragadozógyérítés mezei nyúl állományra gyakorolt hatásait vetettük össze a két mintaterület között. Hogy kizárjuk az élőhely-fejlesztés esetleges torzító hatását a kezdeti évben a mintaterületeket összehasonlítottuk a potenciálisan élőhely-fejlesztésnek tekinthető Agrár-környezetgazdálkodási Támogatási Rendszer (AKG) parcelláinak lefedettségére is. Nem találtunk különbséget, így a tapasztalt eltérések nagy valószínűséggel az intenzív ragadozógyérítés hatásának tudhatók be. 2013 őszén a kezelt területen 2012-höz képest szignifikánsan több nyulat becsültünk és szignifikánsan több nyulat láttunk a kontroll területhez képest is. Ellenben 2014 tavaszán a kezelt terület nem mutatott 2013-hoz képest eltérést, míg a kontroll területen szignifikánsan több nyulat láttunk a kezelt területhez képest. A kontroll területen feltehetően a 2014-es vetésszerkezet miatt lehetett ez az eltérés.

Kulcsszavak: parlagi sas, apróvad, reflektoros állománybecslés, csapdázás, AKG

Bevezetés

A biológiai sokféleség fenntartása a természeti értékek eszmei- és komplex védelme mellett a gazdálkodók számára is fontos, mert a diverzitás miatt jól működő ökoszisztéma szolgáltatások gazdasági bevételeként is megjelennek. (Oláh 2006, Kronenberg & Hubacek 2013). A sokféleséget növelő beavatkozások több finanszírozási forrásból tevődnek össze (Európai Unió és állami támogatások). Az EU tagországaiban különböző AES-eket hoztak létre (agri-environmental scheme, magyar megfelelője az agrár-környezetgazdálkodási program), amelyek elsődleges célja a fenntartható gazdálkodás kialakítása (Sainte Marie 2014), illetve alapvető céljaik közé tartozik a Madárvédelmi és Élőhelyvédelmi Irányelv végrehaj-

tása, zöld infrastruktúra kiépítése, Natura 2000 területek esetében a funkcionális kapcsolatok bővítése, valamint multifunkciós mezőgazdaság létrehozása (Jolánkai & Németh 2002). Általánosságban elmondható, hogy a Natura 2000 programok, illetve a különböző európai agrártámogatások főként ornitológiai irányultságúak (Berg & Kvarnback 2005, Bracken & Bolger 2006, Birrer *et al.* 2007, MacDonald *et al.* 2007), illetve Natura 2000 jelölőfajokkal, azok megőrzésével kapcsolatosak (Benton *et al.* 2003). Így a kevésbé veszélyeztetett, vagy vadászható fajokra szinte egyáltalán nem terjednek ki, holott az agrárökoszisztémák fontos elemei a vadászható és a védett fajok populációi is, amelyek kutatása, megismerése az ökológiai rendszerben betöltött szerepük miatt szintén nélkülözhetetlen lenne.

Egy zöldítési, vagy agrár-környezetgazdálkodási program sikerességét potenciálisan jelző faj lehet a mezei nyúl (*Lepus europaeus*), amely országosan és európai szinten is bizonyítottan csökkenő állománnyal rendelkező, vadászható, mezőgazdasági területekhez kötődő, kultúrákötető apróvadfajunk (Vaughan *et al.* 2003, Szemethy *et al.* 2004, Csányi 2013). Ugyanakkor r-stratégista révén a szaporulatát mindig maximális szinten tartja, így a kedvező körülményekre gyorsan és látványos állománynövekedéssel tud reagálni (Szemethy *et al.* 2004), amelyet kimutattak a Lajta (Faragó 2012) és a MOSON Projektben (Faragó 2004) is. Továbbá gazdasági jelentősége révén ez utóbbi programban a mezei nyúl vadászatából származó bevétel a további természetvédelmi beavatkozások finanszírozásának egy részét is képes volt biztosítani (Faragó 2004). Mindemellett fontos táplálékát képezi olyan fokozottan védett ragadozó fajnak, mint a parlagi sas (*Aquila heliaca*) (Szemethy *et al.* 2004, Horváth 2009, Biró *et al.* 2013). A faj táplálékában valamennyi hazai régióban a 4 legmeghatározóbb prédafaj között szerepel a mezei nyúl, amelynek előfordulási aránya a táplálékban helyenként megközelítette az 50%-ot. Továbbá kimutatták, hogy azokon a helyeken, ahol a mezei nyúl a legjelentősebb a parlagi sas táplálékában, a költési siker is magasabb volt (Horváth *et al.* 2010). Gazdasági jelentősége miatt megbízható állománybecslési módszerek (Pielowski 1971, Kovács & Heltai 1985, Biró & Szemethy 2010) és országos adatbázis áll rendelkezésünkre (Csányi 2013). Korábbi vizsgálatok kimutatták, hogy az állománycsökkenés fő okai a környezet átalakulása és a predátorok állománynövekedése (Reynolds *et al.* 2010, Biró *et al.* 2014). Előbbinél leginkább az intenzív mezőgazdasági művelés, amely által a természetes búvóhelyeik megszűntek, míg az emberi zavarás mértéke megnőtt (Biró *et al.* 2003, Heltai 2004, Santilli & Galardi 2006), vagy az utak és úthálózatok izoláló hatása mutatható ki (Schmidt *et al.* 2004). Továbbá az agro-biodiverzitás csökkent, ezzel egyidejűleg a táplálékkínálat elszegényedett (Biró *et al.* 2003, Tarnawa *et al.* 2010). Ezáltal egy ciklikusan ismétlődő időszakos táplálékhiány jelentkezik a mezei nyúl életé-

ben, amely általában a legkedvezőtlenebb időszakokban, a nyári utódneveléskor és télen jelentkezik (Vaughan *et al.* 2003).

A ragadozók hatása esetében a vadászható és védett predátorok számának növekedését említik meg, melyek közül a vadászható fajok populációit tudjuk csökkenteni és nyomon követhetjük a mezei nyúl állományra gyakorolt hatásuk mértékét (Faragó 2006, Biró *et al.* 2014).

Mindemellett az időjárásunk is egyre szélsőségesebbé fordul, ami hozzájárulhat a mezei nyúl állománycsökkenéséhez bizonyos években (Schmidt *et al.* 2004, Rödel & Decker 2012). Korábbi vizsgálatok arra jutottak, hogy az élőhely fejlesztésével, illetve a ragadozók (legális) gyérítésével lehet leginkább beavatkozni a mezei nyúl állománydinamikájába (Faragó 2006, Biró *et al.* 2014). Élőhelyfejlesztési lehetőség lehet hazánkban, pl. az egész országra kiterjedő Agrár-környezetgazdálkodási Program (továbbiakban AKG) (2007-2013). Hipotézisünk szerint, ha az élőhely-fejlesztés hatását standardizáljuk, akkor az intenzívebb ragadozógyérítéses területeken magasabb lesz a mezei nyúl populációsűrűsége mind az őszi vadászati szezonban, mind a tavaszi törzsállományban. Kérdésünk ez alapján a következő volt: Különbözik-e az intenzívebb ragadozógyérítéses és a szokásos ragadozó kontrollt folytató területrészt mezei nyúl sűrűsége az egyes években?

Módszerek

Vizsgálatunk helyszínéül a Jászsági HUHN10005-ös területkódú különleges madárvédelmi terület (SPA) 10,15%-át jelöltük ki, amely egyben fontos madárelőhely (IBA) és a Natura 2000 hálózaton belül Különleges Természet-megőrzési Terület (SAC). A vizsgálati területet – amely 1662 ha és három vadásztársaság részét képezi – két közel egyenlő részre osztottuk fel (1. ábra). Azért, hogy az élőhelyfejlesztés torzító hatását kiszűrjük, illetve korrigálni tudjuk a ragadozógyérítés hatásának vizsgálatakor, a potenciálisan élőhely-fejlesztésnek tekinthető AKG programban részt vevő területek eloszlását és arányát is megvizsgáltuk a két területrészen 2012-ben.

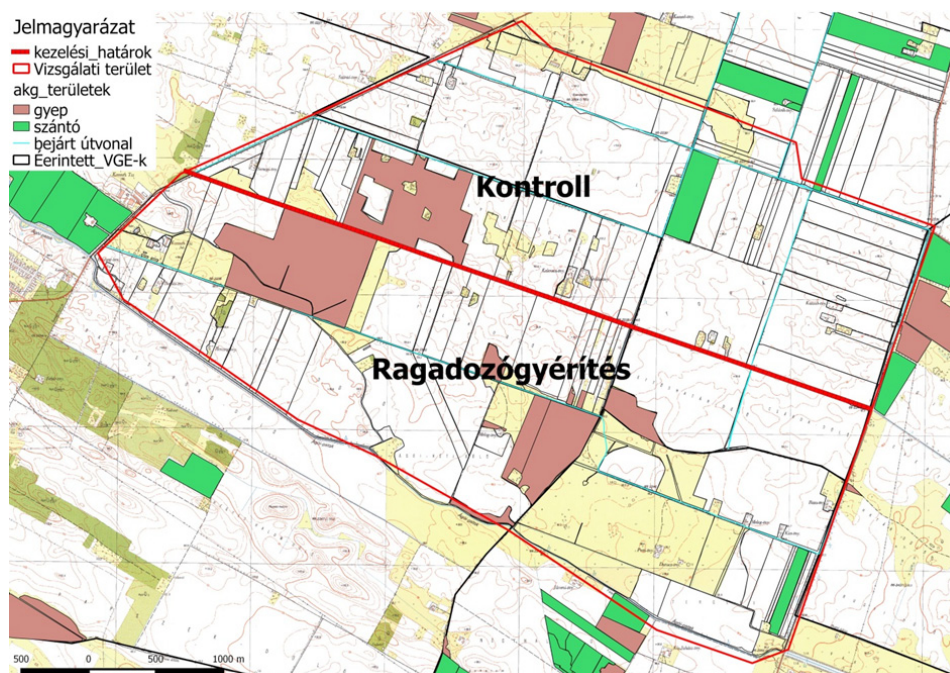
Az északi kontroll területen (740,25 ha) szokásos (főként fegyveres) ragadozógyérítés folyik, míg a déli részen (922,25 ha) a vadásztársaságok intenzívebb ragadozógyérítést végeznek löfegyverrel, csapdákkal és kotorékozással.

Az intenzívebb ragadozógyérítés során a hivatásos vadászok csapdáztak (larsen csapda: 3 db, svéd típusú csapda: 13 db, élve-fogó ládacsapda róka részére: 12 db, 72 cm-es hattyúnyak róka részére: 9 db) januártól júliusig, minden nap többször ellenőrizve a kitett csapdákat. A célfajok a következők voltak: vörös róka (*Vulpes*

vulpes), borz (*Meles meles*), szarka (*Pica pica*), szajkó (*Garullus glandarius*), dolmányos varjú (*Corvus cornix*), nyest (*Martes foina*), kóbor kutya (*Canis lupus familiaris*), kóbor macska (*Felis catus*). Az említett időszakban a csapdákkal összesen 16 rókát, 5 kóbor macskát, 1 borzot és 4 nyestet (*Martes foina*) sikertelenül eltávolítani a mintaterületről. A fogási sikereket csapdaéjszakákban mérjük (CSÉ), amely azt jelenti, hogy hány állatot fogunk, ha egy csapdát üzemeltetünk a területen 1 napon keresztül. 2013-ban róka esetében az eredmény 3,52/100 CSÉ volt, ami jónak tekinthető (Michalski *et al.* 2007).

A kezelés másik fontos eleme volt egy célzott két napos kotorékozás, amelyet március végén, április elején hajtanak végre hivatásos kotorékozók, és amelynek célja a mintaterületen található róka kotorékokból a fiatal és felnőtt rókák eltávolítása kutyákkal illetve kiásás útján, majd elejtésük löfegyverrel.

Ehhez szükséges meghatározni a területen található róka kotorékok számát, amelyet 2013 áprilisában sávos kotorékbecsléssel végeztünk. A teljes vizsgálati területen 500 m-ként 11 db, átlagosan 4 km hosszú ÉD-i irányú vonalon számoltunk. Összesen 25 db kotorékot találtunk (14 db az intenzív ragadozógyérítéses és 11 db a kontroll területen). 2014 márciusában célzottan a csatornák és árkok,



1. ábra. A vizsgálati terület.

csenderesek mentén, erdőfoltokban és tanyahelyeken történő teljes számlálással végeztük el a becslést szintén a teljes vizsgálati területen. Ez 40 db élőhelyfolt teljes bejárását (80 ha) és 10 db csatorna és árok bejárását (20 km) jelentette, amelyeken 24 db kotorékot találtunk (15 db az intenzív ragadozógyérítéses és 10 db a kontroll területen).

2013-ban az intenzív ragadozógyérítéses területről és a vadásztársaságok délebbi területéről a kotorékozó csapat 5 nap alatt 20 kotorékból 101 db rókát távolított el, míg 2014-ben 5 nap alatt 98 egyedet, így ez a módszer jóval hatékonyabbnak bizonyult a fentebb említett csapdázáshoz képest.

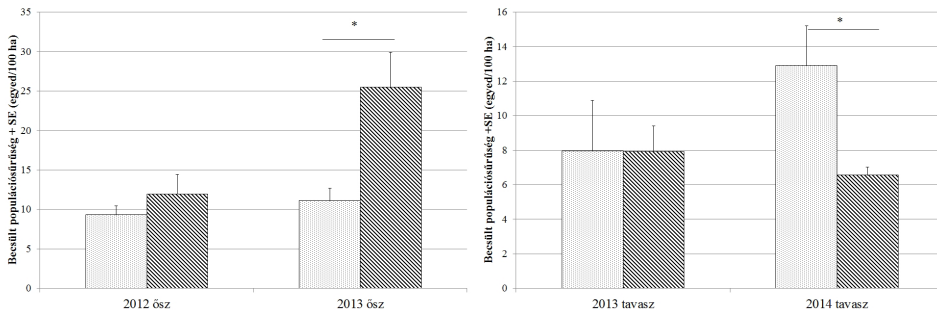
A mezei nyúl populációsűrűségét és területhasználatát egy nemzetközileg elismert és alkalmazott módszerrel, három egymást követő napon történő éjszakai, reflektoros állománybecsléssel (Parkes 2001, Biró *et al.* 2003, Strauss *et al.* 2008) határoztuk meg évente két alkalommal, amellyel az őszi hasznosítható állomány-nagyságot és a tavaszi törzsállományt határoztuk meg. Az egész mintaterületen négy útvonalat jelöltünk ki, amelyek döntő többségben párhuzamosak voltak egymással és a teljes terület jelentős részét lefedték. A bejárt útvonalak hossza a kontroll területen körülbelül 30 km, míg az intenzív ragadozógyérítésesen 20 km. Az útvonalakról minden felvételezés első napján megbecsültük az aktuálisan be-látható távolságot, amely összességében átlagosan 410 és 500 ha között változott (időjárási viszonyok és vegetációs állapotok függvényében). A becslési időpontok a következők voltak: 2012. 10. 15-17; 2013. 04. 15-17; 2013. 09. 30-10. 02; 2014. 03. 03-05. Az első időpont az alapállapot becslése volt, amit a rákövetkező években az intenzívebb ragadozógyérítés hatásának felmérése követett.

A statisztikai kiértékelést az InStat (GraphPad Software 2014), illetve a Distance (Buckland *et al.* 2004) program segítségével végeztük el.

Eredmények

A kontroll terület és az intenzív ragadozógyérítéses terület AKG parcellák általi lefedettsége közel azonos volt 2012 őszén. A kontroll területen (739,68 hektáron) az AKG-s parcellák kiterjedése 90,57 ha (12,24%), míg az intenzív ragadozógyérítéses területen (922,25 hektáron) 113,61 ha (12,34%) volt, köztük szignifikáns eltérést nem tapasztaltunk (Chi2-próba: $\chi = 0,002$; $df = 1$; $p = 0,974$). A 2012-es őszi alapállapot-felmérésünk alkalmával a két mintaterület mezei nyúl populációsűrűsége között nem találtunk szignifikáns különbséget (Független kétmintás t-próba: $t = 2,52$; $df = 4$; $p = 0,065$). Kontroll területen a három nap alapján becsült populáció sűrűség 9,29 egyed/100 ha (SE = 1,14), az intenzíven gyérített területen 11,92 egyed/100 ha (SE = 2,5).

A mezei nyúl évek és területek közötti populációsűrűségeinek összehasonlításakor az intenzív ragadozógyérítéssel területeken látszólag több nyulat becsültünk 2013 őszen 2012 őszéhez képest [2013 őszen a populációsűrűség nagysága három nap alapján 25,49 db/100 ha (SE = 4,39)], de a különbség nem szignifikáns (páros t-teszt: $t = 4,17$; $df = 2$; $p = 0,052$). Ugyanakkor a kezelt részen, 2013 őszen szignifikánsan magasabb volt az állománysűrűség, mint a kontroll területen [11,08 egyed/100 ha (SE = 1,62)] (Független kétmintás t-próba nem egyenlő szórások esetén: $t = 6,05$; $df = 2$; $p = 0,026$). Az őszi állománysűrűség mintegy kétszeresére nőtt az intenzív ragadozógyérítéssel területeken, míg a kontroll részen változatlan maradt (páros t-teszt: $t = 0,27$; $df = 2$; $p = 0,809$) (2. ábra).



2. ábra. Az intenzív ragadozógyérítéssel (csíkozott) illetve a kontroll (pontosított) területek mezei nyúl populációsűrűségének összehasonlítása 2012. ősz és 2013. ősz között, illetve 2013. tavasz és 2014. tavasz között. A * szignifikáns különbséget jelez $p < 0,05$ -os szinten.

2013 tavaszán nem volt különbség a kétféle élőhely populációsűrűségében [kontroll: 7,96 egyed/100 ha (SE = 2,93), kezelt: 7,92 egyed/100 ha (SE = 1,5), független kétmintás t-próba: $t = 1,1$; $df = 4$; $p = 0,332$]. Ellenben 2014 tavaszán, a kontroll területen [12,88 db/100 ha, (SE = 2,33)] becsültünk szignifikánsan több nyulat az intenzív ragadozógyérítéssel területhez képest [6,55 db/100 ha, (SE = 0,46)]; független kétmintás t-próba: $t = 3,63$; $df = 4$; $p = 0,022$]. Az előző évhez képest nem változott szignifikánsan egyik terület törzsállománya sem (kontroll-kontroll 2013-2014 tavasz; páros t-próba: $t = 2,88$; $df = 2$; $p = 0,102$; kezelt-kezelt 2013-2014 tavasz, páros t-próba: $t = 1,03$; $df = 2$; $p = 0,411$) (2. ábra).

Értékelés

Mivel a területen belül az abiotikus tényezők közel azonosak, valamint az AKG lefedettségekben nincs különbség, ezért hipotézisünk szerint az intenzívebb ragado-

zógyérítésnek köszönhetően lehet különbség a mezei nyúl populációsűrűségében. A 2012-es alapállapot felmérés idején a kontroll és az intenzív ragadozógyérítéses terület mezei nyúl állománysűrűsége nem különbözött. A 2013 őszi vadászati szezonban tapasztalt változás alátámasztja a hipotézist. Az őszi állománysűrűség mintegy kétszeresére nőtt az intenzív ragadozógyérítéses területen, míg a kontroll részen változatlan maradt. A kontrollhoz képest szignifikánsan több lett a mezei nyúl állománysűrűsége a kezelt területen. 2013 őszére azt is vártuk, hogy a kezelt területen már magasabb lesz a populációsűrűség, mint az alapállapot évében, amit abszolút értékben láttunk ugyan, de ezt statisztikailag nem sikerült alátámasztani. Összegezve, az összehasonlítás a 2012-2013 őszi időszakokban azt mutatja, hogy az intenzív ragadozógyérítés hatása megmutatkozott, véleményünk szerint a nyulak kisebb mortalitásán keresztül. Hasonló eredményre jutott Panek *et al.* (2006) lengyelországi vizsgálatában, vagy Reynolds *et al.* (2010) Angliában, ahol a róka állomány lecsökkentésével párhuzamosan megnőtt a mezei nyúl populációsűrűsége. Frölich *et al.* (2003) Németországban szintén kimutatta, hogy a róka állomány nagysága és a mezei nyúl állománya között szignifikáns negatív összefüggés áll fent. Lindström *et al.* (1994) egész Svédországra kiterjedő felmérésében 29 év adatsora alapján ugyancsak azt mutatta ki, hogy a rókaállomány jelentős csökkenése (70 %-kal kisebb teríték) esetén a mezei nyúl populációnagysága akár 100 %-kal is nőhet, míg a ragadozó populációjának helyreállása a nyúlállomány csökkenését eredményezte.

Ugyanakkor a tavaszi törzsállományok összehasonlításakor azt láttuk, hogy 2013-as tavaszi felmérésen tapasztalt azonos mezei nyúl populációsűrűség után, 2014 tavaszára a kontroll területen mintegy másfélszer annyi nyúl lett, mint az intenzívebb ragadozógyérítéssel kezelt részekben. Mivel más összehasonlításban nem volt különbség, tehát önmagához képest nem változott szignifikánsan egyik terület törzsállománya sem, az alábbi hipotéziseket tettük a 2014-es eredmények lehetséges okainak: Jelentős eltérések lehetnek a két mintaterület 2014-es vetés szerkezetében, így a táplálék és búvóhely kínálatában, amelynek eredményei jelenleg feldolgozás alatt állnak. Ha a vetésszerkezetek összetétele nem tér el, elképzelhető, hogy az intenzívebben gyérített területeket elfoglalhatják a környező területekről kóborló ragadozó egyedek (Donnelly *et al.* 2003), illetve ezzel párhuzamosan a nyúlban gazdagabb terület több ragadozó érdeklődését is felkeltheti (Csányi 2010). Ahhoz, hogy a ragadozó állomány tartósan alacsony szinten maradjon ezért sokkal nagyobb területen és folyamatosan kell végezni a ragadozógyérítést, különben a hatás csak átmeneti lesz.

Mivel jelenleg vizsgálatunk kezdeti szakaszában vagyunk, így pontosabb eredmények több év összevetésekor várhatók. Az elmúlt két év tapasztalatából úgy tűnik, hogy az intenzív ragadozógyérítés fel tudja futtatni a mezei nyúl állományt,

viszont önmagában nem elegendő csak a ragadozókat gyéríteni. Szélsőséges időjárás viszonyok mellett, télen és akár nyáron is kiegészítő takarmányozást kell folytatni és alternatív búvóhelyeket biztosítani a nyulak számára (Kovács & Heltay 1993). Összességében tehát ragadozógyérítést kell végezni, de ez csak akkor tud tartós eredményt produkálni, ha van megfelelő élőhely, ami el tudja tartani az időszakosan megemelt nyúlállományt (Reynolds *et al.* 2010). Olyan élőhelyet kell kialakítani, ahol táplálékot és búvóhelyet is talál magának a mezei nyúl (Faragó 2012). Ezért az élőhelyek bővítése, megfelelő táplálékkínálat kialakítása nélkülözhetetlen, melyben reményeink szerint az AKG szerepe is jelentős lesz.

Köszönetnyilvánítás – Munkánkat a LIFE10NAT/HU/019 LIFE+Nature program (A parlagi sas védelme Magyarországon) és a Kutató Kari Kiválósági Támogatás (8526-5/2014/TUDPOL) támogatta. Köszönetünket fejezzük ki az érintett vadgazdálkodási egységek hivatásos vadászai és a Szent István Egyetem hallgatói részére, akik nélkül a felmérések nem valósulhattak volna meg.

Irodalomjegyzék

- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. (2003): Farmland Biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? – *Trends Ecol. Evol.* **18**(4): 182–188.
- Berg, A. & Kvamback, O. (2005): Preferences for different arable field types among breeding farmland birds. – *Ornis Svecica* **15**: 31–42.
- Biró, Zs., Katona, K. & Szemethy L. (2003): A mezei nyúl táplálkozási jellegzetességei különböző magyarországi élőhelyeken. – *Vadbiológia* **10**: 68–73.
- Biró, Zs. & Szemethy, L. (2010): A nyúlbecslés gyakorlata. – *Nimród Vadászujság* **2010/2**: 14–17.
- Biró, Zs., Szemethy, L., Heltai, M., Csányi, S., Szabó, L., Patkó, L. & Ujhegyi, N. (2013): *Az apróvad állomány és a ragadozógazdálkodás helyzete Magyarországon*. – HELICON LIFE+ tanulmány, Szent István Egyetem, Gödöllő, 114 pp.
- Biró, Zs., Szemethy, L., Heltai, M., Csányi, S., Tóth, K. (2014): *Alapozó tanulmány a mezei nyúl fajkezelési tervhez*. – Szent István Egyetem, Gödöllő, 152 pp.
- Birrer, S., Spiess, M., Herzog, F., Jenny, M., Kohli, L. & Lugin, B. (2007): The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. – *J. Ornithol.* **148** (Supplement 2): 295–303.
- Bracken, F. & Bolger, T. (2006): Effects of set-aside management on birds breeding in lowland Ireland. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **117**: 178–184.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, L. (Eds) (2004): *Advanced Distance Sampling*. – Oxford University Press, Oxford, UK.
- Csányi, S. (2010): *Vadbiológia*. – Mezőgazda Kiadó. 136 pp.
- Csányi, S. (2013): *Vadgazdálkodási Adattár, 1960-2013*. – Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- Donnelly, C. A., Woodroffe, R., Cox, D. R., Bourne, J., Gettinby, G., Fèvre, A. M., McNerney, J. P. & Morrison, W. I. (2003): Impact of localized badger-culling on tuberculosis incidence in British cattle. – *Letters to Nature* **426**: 834–837.

- Faragó, S. (2004): Túzok (Otis tarda). – In: Faragó, S. (szerk): *KvVM Természetvédelmi Hivatal Fajmegőrzési Tervek*. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 73 pp.
- Faragó, S. (2006): A mező, mint a vad otthona. – In: Faragó, S. (szerk.): *Magyar Vadász Enciklopédia*. Totem Plusz Könyvkiadó Kft, Budapest, pp. 95–119.
- Faragó, S. (2012): *A Lajta project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 655 pp.
- Frölich, K., Wisser, J., Schmüser, H., Fehlberg, U., Neubauer, H., Grunow, R., Nikolaou, K., Priemer, J., Thiede, S., Streich, W. J. & Speck, S. (2003): Epizootiologic and ecologic investigations of European brown hares (*Lepus europaeus*) in selected populations from Schleswig-Holstein, Germany. – *J. Wildlife Dis.* **39**(4): 751–761.
- GraphPad Software (2014): InStat demo, La Jolla, USA
- Heltai, M. (2004): *Élőhely-fejlesztés, és - javítás*. – Egyetemi jegyzet, Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő, pp. 96, 6–8, 58–64.
- Horváth, M. (2009): *Habitat- and prey-selection of imperial eagles*. – PhD thesis, pp.47–59.
- Horváth, M., Szitta, T., Firmánszky, G., Solti, B., Kovács, A. & Moskát, Cs. (2010): Spatial variation in prey composition and its possible effect on reproductive success in an expanding Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) population. – *Acta Zool. Acad. Sci. H.* **56**: 187–200.
- Jolánkai, M. & Németh, T. (2002): Precíziós növénytermesztés. (Crop responses induced by precision management techniques. – *Acta Agron. Hung.* **50**: 173–178.
- Kovács, Gy. & Heltai, I. (1985): *A mezei nyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Kronenberg, J., and K. Hubacek. (2013): Could payments for ecosystem services create an “ecosystem service curse”? – *Ecol. Soc.* **18**(1): 10.
- Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J. E. (1994): Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. – *Ecology* **75**(4): 1042–1049.
- MacDonald, D.W., Tattersall, F. H., Service, K. M., Furbank, L. G. & Feber, R. E. (2007): Mammals, agri-environment schemes and set-aside – what are the putative benefits? – *Mammal Rev.* **37**: 259–277.
- Michalski, F., Crawshaw, P. G. JR., Oliveira, T. G. & Fabián, M. E. (2007): Efficiency of box-traps and leg-hold traps with several bait types for capturing small carnivores (Mammalia) in a disturbed area of Southeastern Brazil. – *Rev Biol. Trop.* (International Journal of Tropical. Biology and Conservation) **55**(1): 315–320.
- Oláh J. (2006): A Zengő közhaszna (Természetes táji erőforrások pénzértéke). – *Polgári Szemle* **2006:2**(1) http://www.polgariszemle.hu/index.php?view=v_article&ID=79&paging=1
- Panek, M., Kamieniarz, R. & Bresiński, W. (2006): The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. – *Acta Theriol.* **51**: 187–193.
- Parkes, J. (2001): *Methods to monitor the density and impact of hares (Lepus europaeus) in grasslands in New-Zealand* – DOC Science Internal Series 8, Department of Conservation 1: 13.
- Pielowski Z. (1971): Length of life of the hare. – *Acta Theriol.* **16**: 89–94.
- Reynolds, J. C., Stote, C., Brockless, M. H., Aebischer, N. J. & Tapper, S. C. (2010): The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) in UK farmlands. – *Eur. J. Wildlife Res.* **54**: 541–549.
- Rödel, H. G. & Dekker, J. J. A. (2012): Influence of weather factors on population dynamics of two lagomorph species based on hunting bag records. – *Eur. J. Wildlife Res.* **58**(1): 923–932.

- Sainte Marie, C. (2014): Rethinking agri-environmental schemes. A result-oriented approach to the management of species-rich grasslands in France. – *J. Environ. Plann. Man.* **57**(5): 704–719.
- Santilli, F. & Galardi, L. (2006): Factors affecting brown hare (*Lepus europaeus*) hunting bags in Tuscany region (Central Italy). – *Hystrix* **17**(2): 143–153.
- Schmidt, N. M., Asferg, T. & Forchhammer, M., C. (2004): Long term patterns in European brown hare population-dynamics in Denmark: effects of agriculture, predation and climate. – *BMC Ecology* **4**:15.
- Strauss, E., Grauer, A., Bartel, M., Klein, R., Wenzelides, L., Greiser, G., Muchin, A., Nösel, H. & Winter, A. (2008): The German wildlife information system: population densities and development of the European hare (*Lepus europaeus* PALLAS) during 2002-2005 in Germany. – *Eur. J. Wildlife Res.* **54**: 142–147.
- Szemethy, L., Biró, Zs. & Kelemen, J. (2004): *Összefoglaló tanulmány a mezei nyúl gazdálkodás aktuális helyzetéről és a szükséges fejlesztésről.* – SZIE Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő, 37 pp.
- Tarnawa, Á., Klupács, H. & Jolánkai, M. (2010): Effect of agro-ecosystem components on the population dynamics of European brown hare (*Lepus Europaeus* PALLAS). – *Acta Agron. Hung.* **58** (4): 419–426.
- Vaughan, N., Lucas, E. A., Harris, S. & White, P. C. L. (2003): Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. – *J. Appl. Ecol.* **40**: 163–175.

The impact of habitat improvement and predator control on the population dynamics of European brown hare (*Lepus europaeus*)

Nikolett Ujhegyi, Zsolt Biró, László Patkó, Norbert Keller and
László Szemethy

*Szent István University Institute for Wildlife Conservation,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary
e-mail: ujhegyi.nikolett@gmail.com*

Since the 70s brown hare population shows a decreasing tendency both in Europe and Hungary. The two most commonly mentioned cause for the decrease is habitat loss and the lack of sufficient predator management. We have studied the effect of predator culling at Jászság, Hungary in a 1662 ha study area. We hypothesised that intensified predator control can lead to higher hare densities. Our study area was divided into two sites (intensively culled and control). In autumn 2012, we have carried out population estimation on both sites, which showed no difference in hare densities. In the following years we have compared culled site to control one. We have also investigated hare densities on both areas in the light of AKG schemes (Agri Environmental Parcels) to exclude potential beneficial effects of habitat management. We could not find any differences in the AKG coverage of the sites, thus we think detected difference in hare densities was a result of predator culling. Significantly more hares were estimated in the culled then in the control area in autumn 2013. Also, more hares were seen in the area with intensive predator culling, then in control area (autumn 2013). However, in spring 2014 predator culling did not seem to affect hare densities, comparing to 2013 results. Moreover, in the control area significantly more hares were seen then in culled areas. This positive effect was probably caused by a different crop structure on the control area.

Keywords: eastern imperial eagle, small game species, spotlight population estimation, trapping, AEP

Gyeprekonstrukció lecsapoló csatornák betemetésével a Hortobágyi Nemzeti Parkban

Valkó Orsolya¹, Tóth Katalin¹ és Deák Balázs²

¹Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék,
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

²MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport,
4010 Debrecen, Pf. 71.

e-mail: valkoorsi@gmail.com

Összefoglaló: A vonalas létesítmények felszámolásával újra összekapcsolhatók az egykor összefüggő gyeppragmentumok és eltüntethetők a tájsebek. Vizsgálatunkban 1 éve és 6 éve betemetett lecsapoló csatorna nyomvonalakon vizsgáltuk a szabad talajfelszínen zajló spontán gyepregeneráció sikerességét a Hortobágyi Nemzeti Parkban. Az alábbi kérdésekre kerestük a választ. (i) Hogyan változik a *Festuca pseudovina* borítása a csatornák betemetését követően? (ii) Hogyan változik a rövidéletű gyomok borítása a csatornák betemetését követően? (iii) Milyen gyors a szikes gyepek regenerációja a csatornák betemetését követően? Kimutattuk, hogy hat évvel a csatornák betemetése után már jelentős volt a *Festuca pseudovina* borítása a nyomvonalakon; ugyanakkor a rövidéletű gyomok borítása elenyésző volt. A betemetett csatorna nyomvonalakon a spontán gyepregeneráció során már pár év alatt hasonló fajösszetétel alakult ki, mint a térségben végzett magvetéses gyeptelepítések során. Eredményeink azt mutatják, hogy keskeny nyomvonalak rekonstrukciója esetében nincs szükség magkeverékek vetésére, mert a célfajok spontán betelepülése biztosított a környező természetes gyepekből.

Kulcsszavak: élőhely-rekonstrukció, fragmentáció, *Festuca*, legeltetés, spontán szukcesszió, szikes gyepp

Bevezetés

A korábban jellemzően összefüggő természetes élőhelyeknek számos térségben mindössze apró töredékei maradtak meg. A kis területű élőhelyfoltokban a fajgazdagság és a specialista fajok aránya jelentősen csökken (Magura *et al.* 2001, Cousins *et al.* 2007, Horváth *et al.* 2013). A természetvédelem egyik kiemelt feladata az egykor összefüggő, feldarabolódott élőhelyek, például a természetes gyeppragmentumok közötti kapcsolatok helyreállítása gyeprekonstrukció segítségével (Török *et al.* 2011, Lengyel *et al.* 2012).

A vonalas létesítmények, mint például utak, elektromos vezetékek illetve csatornák felszámolásával összekapcsolhatók az egykor összefüggő gyeppragmentumok és eltüntethetők a tájsebek (Blomqvist *et al.* 2003, Deák *et al.* 2015). A vonalas létesítményekre általában az alacsony terület/kerület arány jellemző,

ami elősegíti a fajok betelepülését a környező élőhelyekről. Ennek megfelelően a táji környezet és a környező élőhelyek fajösszetétele jelentősen befolyásolhatja a gyepregeneráció sikerességét. Amennyiben a célfajok és a terjesztő vektorok megtalálhatók a táji környezetben, a gyepregeneráció jelentős mértékben támaszkodhat a helyi propagulum forrásokra (Halassy 2001, Prach & Řehounková 2008). Emiatt megfelelő táji környezetben a vonalas létesítmények felszámolását követően gyors gyepregeneráció várható.

Jelen vizsgálatban lecsapoló csatornák betemetését követő spontán gyepregenerációt vizsgáltuk a Hortobágyi Nemzeti Parkban. Az 1950-es és 1960-as években a nagyüzemi, intenzív mezőgazdasági művelés során kiterjedt lecsapoló illetve öntöző csatornahálózatot hoztak létre a Hortobágyon (Bodó & Salamon 1976, Deák *et al.* 2015). A csatornarendszerek nem váltották be a hozzájuk fűzött reményeket, mert mezőgazdasági szempontból nem bizonyultak hasznosnak. Ugyanakkor természetvédelmi szempontból jelentős károkat okoztak, mert megváltoztatták a felszíni- és a talajvíz mozgását, csökkentették a talajvíz szintjét és ezáltal helyenként kilúgzódást és a szikes gyeppek degradációját okozták. A sűrű csatornarendszer és az azokat kísérő töltések jelentősen rontották a puszták tájképi értékét és gátolták a megfelelő természetvédelmi kezeléseket (legeltetés illetve kaszálás). A Hortobágyi Nemzeti Parkban az elmúlt évtizedekben számos természetvédelmi projekt indult, amelyek során először betemették a használaton kívüli csatornákat, majd extenzív legeltetéssel biztosították a célfajok megtelepedését a nyomvonalakon.

Vizsgálatunkban 1 éve illetve 6 éve betemetett lecsapoló csatorna nyomvonalakon vizsgáltuk a szabad talajfelszínen zajló spontán gyepregeneráció sikerességét. Az alábbi kérdésekre kerestük a választ. (i) Hogyan változik a *Festuca pseudovina* borítása a csatornák betemetését követően? (ii) Hogyan változik a rövidéletű gyomok borítása a csatornák betemetését követően? (iii) Milyen gyors a szikes gyeppek regenerációja a csatornák betemetését követően?

Módszerek

Mintaterületek

Mintaterületeink a Hortobágyi Nemzeti Park működési területén, Balmazújváros, Tiszacsege, Püspökladány és Hortobágy települések közigazgatási határán belül helyezkedtek el. A mintaterületek növényzetét szikes puszták, szikes rétek és szikes mocsarak mozaikja jellemzi (Deák *et al.* 2014a, b, 2015, Valkó *et al.* 2014).

Összesen hat egykori csatorna nyomvonalat vizsgáltunk: három nyomvonalat 2006-ban, három nyomvonalat pedig 2011-ben temettek be. A csatorna beteme-

tesek során a gátak talaját temették a csatornába, majd a talajfelszínt gréderrel elegyengették. A nyomvonalakat a betemetés óta szarvasmarhával legeltették. A vizsgált nyomvonalak 8 m szélesek voltak, a csatornákat mindkét oldalról cickafarkfüves szikes gyepek (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*) határolták.

Mintavétel

Csatornánként hat keresztshelvényt vizsgáltunk, a keresztshelvények 50 m távolságra voltak egymástól. Keresztshelvényenként három darab 1×1m-es kvadrátot jelöltünk ki az alábbi elrendezésben. (i) referencia gyepek – a csatorna melletti gyepek; (ii) szegély zóna – a betemetett csatorna nyomvonal szegélye és (iii) központi zóna – a betemetett nyomvonal közepe (összesen 18 kvadrát csatornánként). A botanikai felmérést 2012 júniusában végeztük, amelynek során feljegyeztük az edényes növényfajok százalékos borítás értékeit. A fajnevek használata Király (2009) munkáját követi.

Adatfeldolgozás

Célfajnak tekintettük a Puccinellio-Salicornia társuláscsoportra jellemző kétszikű fajokat (Borhidi 1995). A referencia gyepek és a betemetett csatornák szegély, illetve központi zónájának fajösszetételét Sørensen hasonlósággal vetettük össze. A vegetáció jellemzőit (növényzet összborítása, élő fajok borítása, *Festuca pseudovina* borítása, kétszikű célfajok borítása és rövidéletű gyomok borítása) egyutas varianciaanalízis (ANOVA) és Tukey-teszt segítségével vetettük össze: korcsoportonként vetettük össze a csatornák szegély-és központi zónájában, illetve a referencia gyepekben jellemző értékeket. Az elemzéseket SPSS 20.0 programmal végeztük. A betemetett csatornák és a referencia gyepek vegetációját borítás adatokon alapuló DCA ordinációval vetettük össze a CANOCO 4.5 program használatával (Lepš & Šmilauer 2003).

Eredmények

A mintaterületeken összesen 49 edényes növényfajt találtunk. Az egyéves csatornákon összesen 41 faj, a hatéves csatornákon összesen 26 faj, a referencia gyepekben összesen 25 faj volt jelen. A szegélyzóna és a referencia gyepek fajösszetételének Sørensen hasonlósága átlagosan 0,52 illetve 0,72 volt az 1 éves és a 6 éves csatornák esetében. A központi zóna és a referencia gyepek fajösszetételének Sørensen hasonlósága átlagosan 0,47 illetve 0,72 volt az 1 éves és a 6 éves csatornák esetében.

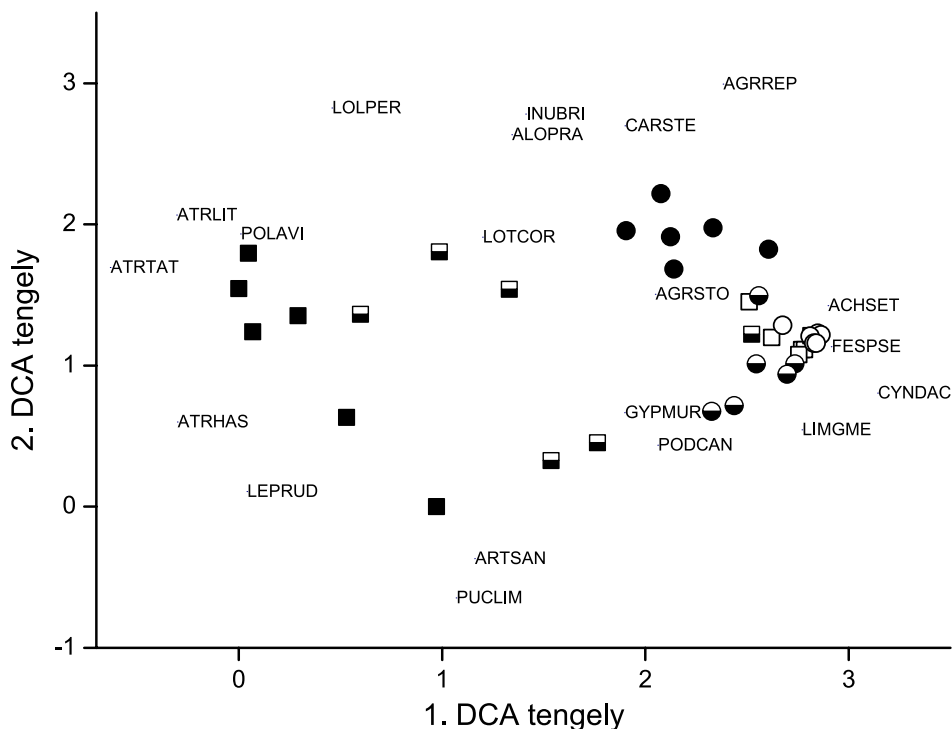
A növényzet borítása és az évelő fajok borítása szignifikánsan alacsonyabb volt a betemetett csatornákon, mint a referencia gyepekben. Az 1 éves betemetett csatornákon a szegélyzónában nagyobb volt a növényzet borítása és az évelő fajok borítása, mint a központi zónában (1. táblázat). A *Festuca pseudovina* borítása mind az 1 éves mind a 6 éves betemetett csatornák esetében a csatornák központi zónájában volt a legalacsonyabb és a referencia gyepekben volt a legnagyobb (1. táblázat). Az 1 éves betemetett csatornákon a kétszikű célfajok borítása szignifikánsan alacsonyabb volt a szegélyzónában, mint a referencia gyepekben. A 6 éves betemetett csatornák esetében a kétszikű célfajok borítása szignifikánsan nagyobb volt a csatorna szegélyzónájában, mint a referencia gyepekben. A rövidéletű gyomfajok borítása szignifikánsan nagyobb volt az 1 éves betemetett csatornák központi zónájában, mint a referencia gyepekben. A 6 éves betemetett csatornákon a rövidéletű gyomfajok alacsony borításértékekkel voltak jelen (1. táblázat).

A DCA ordinációs ábrán látszik, hogy a 6 éves csatornák növényzetének fajösszetétele jobban hasonlít a referencia gyepekhez, mint az 1 éves csatornák növényzetéhez (1. ábra). Az 1 éves csatornák esetében a szegélyzóna és a központi zóna kvadrátjai az első tengely mentén jól elkülönülnek, a szegélyzóna növényzete jobban hasonlít a referencia gyepekhez, mint a központi zónáé. A zónák növényzete a 6 éves csatornák esetében a második tengely mentén elválik egymástól. A szikes gyepek jellemző fajai (*Festuca pseudovina*, *Achillea setacea*, *Limonium gmelinii* ssp. *hungarica* és *Podospermum canum*) a referencia gyepekhez illetve az idős

1. táblázat. Az 1 éves és 6 éves betemetett csatornák vegetáció jellemzői (átlag±szórás). Az értékeket korcsoportonként teszteltük, a szignifikáns különbségeket korcsoportonként eltérő betűkkel jelöltük (egytas ANOVA és Tukey teszt, $p < 0.05$).

Zóna	1 éves betemetett csatornák			6 éves betemetett csatornák		
	Gyep	Szegély	Központi	Gyep	Szegély	Központi
Növényzet összborítása (%)	85,2±2,3 ^a	50,6±9,4 ^b	35,3±18,0 ^c	86,1±1,7 ^a	70,4±2,9 ^b	75,7±1,7 ^b
Évelő borítás (%)	81,3±3,2 ^a	32,9±10,7 ^b	9,3±3,4 ^c	80,6±4,1 ^a	60,4±3,3 ^b	66,5±3,1 ^b
<i>Festuca pseudovina</i> borítás (%)	60,3±2,0 ^a	17,0±12,9 ^b	0,2±0,4 ^c	65,4±3,8 ^a	39,1±10,4 ^b	22,9±3,7 ^c
Kétszikű célfajok borítása (%)	16,8±8,0 ^a	12,6±7,8 ^{ab}	8,8±5,1 ^b	15,0±7,8 ^a	25,5±7,3 ^b	17,8±7,8 ^a
Rövidéletű gyomok borítása (%)	0,1±0,1 ^a	11,9±7,8 ^{ab}	18,4±17,6 ^b	0,0±0,0 ^a	0,3±0,4 ^a	2,7±2,7 ^b

csatornák szegélyzónájához vannak skálázva. Számos generalista, mezofil és nedves gyepekre jellemző faj (*Inula britannica*, *Carex stenophylla*, *Agropyron repens* és *Agrostis stolonifera*) az idős csatornák központi zónájára jellemző. A fiatal csatornák központi zónájának jellemző fajai között a szikes gyepekre jellemző pionír és ruderalis fajok (*Atriplex litoralis*, *A. tatarica*, *A. hastata* és *Lepidium ruderales*) található meg (1. ábra).



1. ábra. A betemetett csatornák és a referencia gyepek felvételeinek borítás értékein alapuló DCA ordináció. Sajátértékek: 1. tengely: 0,663; 2. tengely: 0,181. Jelmagyarázat: □: 1 éves betemetett csatornák melletti referencia gyepek, ■: 1 éves betemetett csatorna, szegély zóna; ●: 1 éves betemetett csatorna, központi zóna; ○: 6 éves betemetett csatornák melletti referencia gyepek, ●: 6 éves betemetett csatorna, szegély zóna; ●: 6 éves betemetett csatorna, központi zóna. A fajnevek hatbetűs rövidítéseit a genus illetve a species név első három-három betűjéből képeztük.

Értékelés

Kimutattuk, hogy a szikes gyepek vázfajai, köztük a *Festuca pseudovina* már hat évvel a csatornák betemetését követően jelentős borításértékekkel fordult elő a nyomvonalakon. Magvetéses gyepesítések során kimutatták, hogy három évvel a magvetést követően a vetett *Festuca* fajok borítása mintegy 30-45% volt (Török *et al.* 2010, Valkó *et al.* 2010), míg jelen vizsgálatban a csatornák szegélyzónájában mintegy 39%-os *Festuca pseudovina* átlagborítást mutattunk ki. Ez az eredmény arra utal, hogy olyan keskeny nyomvonalak esetében, ahol a *Festuca pseudovina* betelepülése biztosított a környező természetes gyepekből, nincs feltétlenül szükség magkeverékek vetésére, mivel a spontán gyepregeneráció során már hat év alatt is jelentős fűborítás alakul ki. A fűborítás növekedésével párhuzamosan az egyéb évelő fajok borítása is nőtt (lásd még Albert *et al.* 2014, Török *et al.* 2008, 2009; Csecserits *et al.* 2007, Molnár & Botta-Dukát 1998). Kimutattuk, hogy a *Festuca pseudovina* borítása szignifikánsan magasabb volt a referencia gyepekhez közelebb eső szegély zónában, mint a csatornák központi zónájában mind az 1 éves mind a 6 éves csatornák esetében. Ez az eredmény hangsúlyozza a vegetatív terjedés, valamint a legelő állatok általi zoochor terjesztés jelentőségét (Coulson *et al.* 2001, Freund *et al.* 2014).

Vizsgálatunkban kimutattuk, hogy az 1 éves betemetett csatornákon még jelentős borításban voltak jelen a rövidéletű gyomok, borításuk azonban a 6 éves betemetett csatornákon már elenyésző volt. A betemetett csatornákon jellemző kezdeti gyomborítás jóval alacsonyabb volt a szántóterületek szukcesszióját vizsgáló tanulmányokban közölt értékeknél, ahol a kezdeti években a rövidéletű gyomfajok borítása igen magas lehet. Például Török *et al.* (2012) magvetéses gyeprekonstrukciós vizsgálatában a rövidéletű gyomfajok kezdeti borítása 64-47% volt. Ennek egyik lehetséges oka, hogy az egykori szántóterületeken a szántóföldi művelés során a gyomoknak jelentős magbankja halmozódhat fel, illetve a talaj magasabb tápanyagtartalma is kedvezhet a gyomosodásnak a gyepesedés korai szakaszában (Hutchings & Booth 1996, Török *et al.* 2012). A betemetett csatornák esetében a betemetés során a felső talajrétegek mélyebbre kerülhettek, ami tovább csökkent az életképes magok mennyiségét. A jelen vizsgálatban talált alacsonyabb kezdeti gyomborítás további oka lehet, hogy a vizsgált nyomvonalakon a talaj sótartalma magasabb, mint a magasabban fekvő, jobb minőségű talajokon létesített szántókon és emiatt a gyomok visszaszorulnak (Deák *et al.* 2008). Kimutattuk ugyanakkor, hogy a betemetett csatorna nyomvonalaknak fontos szerepe lehet a szikes tájban egyes pionír fajok (például *Atriplex litoralis*, *A. tatarica* és *Lepidium ruderale*) állományainak fenntartásában.

Eredményeink azt mutatják, hogy a betemetett csatorna nyomvonalakon a szikes gyepek spontán regenerációja gyors. A gyors gyepregeneráció oka lehet egyrészt a csatorna nyomvonalak alacsony terület/kerület aránya, amely segíti a környező élőhelyekről a gyepi célfajok betelepülését. Másrészt a környező gyepekből a célfajok propagulumait a legelő állatok hatékonyan képesek a betemetett csatornákra juttatni (Penksza *et al.* 2008, 2010, Török *et al.* 2014). Számos vizsgálat kimutatta, hogy érdemes olyan napi ritmusban legeltetni, hogy az állatok előbb a fajgazdag természetes gyepekben legeljenek mielőtt a gyepesedő területekre mennek (Valkó *et al.* 2010, Deák & Kapocsi 2010, Freund *et al.* 2014). A vizsgált táji környezetben ez a legeltetési rendszer könnyen megvalósítható, mivel a betemetett csatornákat mindkét oldalról jó állapotú gyepek veszik körül.

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönik Tóthmérész Béla, Török Péter, Kelemen András, Miglécz Tamás, Kapocsi István, Gőri Szilvia, Gál Lajos, Szabó Gyula, Szabó Szilárd és Szabó Gergely terepmunkában nyújtott segítségét és szakmai tanácsait. A csatorna betemetések az „Élőhely-rekonstrukciós fejlesztések a Hortobágyi Nemzeti Parkban” (KEOP-3.1.2/2F/09-2009-0016) és az „Árokrendszerek felszámolása a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság működési területén” (KEOP-3.1.2/2F/09-11-2011-0003) pályázatok támogatásával valósultak meg. A kutatást az OTKA PD 111807 és a Debreceni Egyetem Belső Kutatási Pályázata támogatta TÁMOP-4.2.2.B-15/1/KONV-2015-0001.

Irodalomjegyzék

- Albert, Á. J., Kelemen, A., Valkó, O., Miglécz, T., Csecserits, A., Rédei, T., Deák, B., Tóthmérész, B. & Török, P. (2014): Trait-based analysis of spontaneous grassland recovery in sandy old-fields. – *Appl. Veg. Sci.* **17**: 214–224.
- Blomqvist, M. M., Vos, P., Klinkhamer, P. G. L. & ter Keurs, W. J. (2003): Declining plant species richness of grassland ditch banks – a problem of colonisation or extinction? – *Biol. Conserv.* **109**: 391–406.
- Bodó, I. & Salamon, F. (1976): A Hortobágy mezőgazdasága. – In: Kovács Gné, & Salamon F. (szerk.): *Hortobágy – A nomád Pusztától a Nemzeti Parkig*. Natura Kiadó, Budapest. pp. 115–178.
- Borhídi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. – *Acta Bot. Hung.* **39**: 97–181.
- Coulson, S. J., Bullock, J. M., Stevenson, M. J. & Pywell, R. F. (2001): Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. – *J. Appl. Ecol.* **38**: 204–216.
- Cousins, S. A. O., Olsson, H. & Eriksson, O. (2007): Effects of historical and present fragmentation on plant species diversity in semi-natural grasslands in Swedish rural landscapes. – *Landscape Ecol.* **22**: 723–730.
- Csecserits, A., Szabó, R., Halassy, M. & Rédei, T. (2007): Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. – *Com. Ecol.* **8**: 195–207.

- Deák, B., Török, P., Kapocsi, I., Lontay, L., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2008): Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). – *Tájökol. Lapok* **6**: 323–332.
- Deák, B. & Kapocsi, I. (2010): Természetvédelmi célú gyepesítés a gyakorlatban: Mennyibe kerül egy hektár gyep? – *Tájökol. Lapok* **8**: 395–409.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P. & Tóthmérész, B. (2014a): Solonetz meadow vegetation (*Beckmannia eruciformis*) in East-Hungary – an alliance driven by moisture and salinity. – *Tuexenia* **34**: 187–203.
- Deák, B., Valkó, O., Tóthmérész, B., Török, P. (2014b): Alkali marshes of Central-Europe – Ecology, Management and Nature Conservation. – In: Shao H-B (szerk.) *Salt Marshes: Ecosystem, Vegetation and Restoration Strategies*. Nova Science Publishers, pp. 1–11.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Miglécz, T., Szabó, Sz., Szabó, G. & Tóthmérész, B. (2015a): Micro-topographic heterogeneity increases plant diversity in old stages of restored grasslands. – *Basic Appl. Ecol.* **16**: 291–299. doi:10.1016/j.baee.2015.02.008.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Tóth, K., Miglécz, T. & Tóthmérész, B. (2015b): Reed cut, habitat diversity and productivity in wetlands. – *Ecol. Complex.* **22**: 121–125. doi:10.1016/j.ecocom.2015.02.010
- Freund, L., Eichberg, C., Retta, I. & Schwabe, A. (2014): Seed addition via epizoochorous dispersal in restoration: an experimental approach mimicking the colonization of bare soil patches. – *Appl. Veg. Sci.* **17**: 74–85.
- Halassy, M. (2001): Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. – *Com. Ecol.* **2**: 101–108.
- Horváth, R., Magura, T., Szinetár, Cs., Eichardt, J. & Tóthmérész, B. (2013): Large and least isolated fragments preserve habitat specialist spiders best in dry sandy grasslands in Hungary. – *Biodivers. Conserv.* **22**: 2139–2150.
- Hutchings, M. J. & Booth, K. D. (1996): Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. – *J. Appl. Ecol.* **33**: 1171–1181.
- 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. – *Appl. Veg. Sci.* **15**: 264–276.
- Lepš, J. & Šmilauer, P. (2003): *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. – Cambridge: Cambridge University Press. 373 p.
- Király, G. (szerk.) (2009): *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. – Hátározókulcsok*. Jósfaőf: Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság. 616 p.
- Magura, T., Kődöböcz, V. & Tóthmérész, B. (2001): Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. – *J. Biogeogr.* **28**: 129–138.
- Molnár, Zs. & Botta-Dukát, Z. (1998): Improved space-for-time substitution for hypothesis generation: secondary grasslands with documented site history in SE-Hungary. – *Phytocoenologia* **28**: 1–29.
- Penksha, K., Tasi, J., Szentés, Sz. & Centeri, Cs. (2008): Természetvédelmi célú botanikai, takarmányozástani és talajtani vizsgálatok a Tapolcai és Káli-medence szürkemarha és bivaly legelőin. – *Gyepgazd. Közl.* **6**: 47–53.
- Penksha, K., Szentés, Sz., Loksa, G., Dannhauser, Cs. & Házi, J. (2010): A legeltetés hatása a gyepekre és természetvédelmi vonatkozásai a Tapolcai- és a Káli-medencében. – *Term. Közlem.* **16**: 25–49.
- Prach, K. & Řehouňková, K. (2008): Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: a potential for restoration. – *Restor. Ecol.* **16**: 305–312.

- Török, P., Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2008): Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. – *Preslia* **80**: 73–85.
- Török, P., Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2009): Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. – *Folia Geobot.* **44**: 31–46.
- 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. – *Biol. Conserv.* **143**: 806–812.
- Török P., Vida E., Deák B., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2011): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. – *Biodivers. Conserv.* **20**: 2311–2332.
- Török P., Miglécz T., Valkó O., Kelemen A., Deák B., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2012): Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? – *J. Nat. Conserv.* **20**: 41–48.
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A. & Tóthmérész, B. (2014): Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. – *PLoS ONE* **9**: e97095.
- Valkó, O., Vida, E., Kelemen, A., Török, P., Deák, B., Miglécz, T., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2010): Gyeprekonstrukció napraforgó- és gabonatóblák helyén alacsony diverzitású magkeverék vetésével. – *Tájökol. Lapok* **8**: 53–64.
- Valkó, O., Tóthmérész, B., Kelemen, A., Simon, E., Miglécz, T., Lukács, B. & Török, P. (2014): Environmental factors driving vegetation and seed bank diversity in alkali grasslands. – *Agric. Ecosys. Environ.* **182**: 80–87.

Grassland recovery on soil-filled drainage channels in the Hortobágy National Park

Orsolya Valkó¹, Katalin Tóth¹ and Balázs Deák²

¹*University of Debrecen, Department of Ecology,
H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

²*MTA-DE Biodiversity and Ecosystem Services Research Group,
H-4010 Debrecen, P. O. Box. 71, Hungary*

e-mail: valkoorsi@gmail.com

Elimination of drainage channels offers a viable solution for increasing landscape connectivity and eliminating landscape scars. We studied the spontaneous vegetation recovery of alkaline grasslands on 1-year-old and 6-year-old soil-filled drainage channels in the Hortobágy National Park. We asked the following questions. (i) How fast is the increase of *Festuca pseudovina* cover after soil-filling of the channels? (ii) How fast is the decrease of short-lived weed cover after soil-filling of the channels? (iii) How fast is the recovery of alkaline grasslands after soil-filling of the channels? We found that in the vegetation of the 6-year-old filled channels, *Festuca pseudovina* was present with high cover scores, similar to figures detected in studies where the species was sown in grassland restoration projects. We detected a very low cover of short-lived weeds (0.3-2.7%) in the vegetation of the 6-year-old filled channels. We found that grassland recovery on filled channels was fast, since their low surface-perimeter ratio likely supported the immigration of target species from the adjacent natural grasslands. Our findings suggest that for the restoration of such narrow landscape scars, where propagule input of target species is warranted from the adjacent natural grasslands, spontaneous grassland recovery can be a feasible and cost-effective restoration option.

Keywords: alkaline grassland, *Festuca*, fragmentation, grassland restoration, grazing, spontaneous succession

Féltermészetes gyepek és parlagok méhközösségei és növény-megporzó kapcsolatai a Cserhátban

Vaskor Dóra¹, Józán Zsolt², Lengyel Attila³ és Sárospataki Miklós¹

¹*Szent István Egyetem, Mezőgazdaság és Környezettudományi Kar,
Állattani és Állatökológiai Tanszék,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.*

²*7453 Mernye, Rákóczi u. 5.*

³*MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.
e-mail: vadori@gmail.com*

Összefoglaló: Vizsgálatunkban parlagok és természetközeli állapotú cserhádi gyepek növény-megporzó kapcsolatairól gyűjtöttünk adatokat 10 mintavételi területen. Hálós mintavétellel felvételeztük a méhek és virágzó növényfajok valószínűsíthetően megporzással járó viráglátogató kapcsolatait. 113 vadméhfajról gyűjtöttünk viráglátogatási adatokat, köztük 12 ritka, illetve közepesen ritka méhfajt, továbbá 5 védett poszméhfajt azonosítottunk. A méhek fajsámának alakulása követte a virágzó növényfajokét a vizsgált hónapokban. A méhek közösségszerkezetének változása összefüggésben állt a mintavétel időpontjával, azonban az élőhely típusával, így a zavartság mértékével nem. A legalább 10 egyeddel képviselt méhfajok táplálékspektrumát elemezve megállapítottuk, hogy a legszűkebb spektrummal rendelkező méhfaj is két virágzó növényfajt látogatott. Háziméhet (*Apis mellifera*) 41 növényfajon észleltünk, mely a leginkább generalista táplálékválasztású pollinátorként a virágzó fajok 36%-nak megporzásában vehetett részt.

Kulcsszavak: Cserhát, megporzás, parlag, száraz gyepek, természetközeli, vadméh

Bevezetés

A megporzás a természetes életközösségek működésének egyik alapköve, mivel biztosítja számos növényfaj szaporodását, ezáltal pedig a magasabb trofikus szintek stabilitását (Kearns & Inouye 1997). A méhek testfelépítésük és életmódjuk alapján megporzásra specializálódott szervezetek (O’Tool & Raw 1991). Jelentőségük ellenére diverzitásuk a világ számos országában csökken (Goulson *et al.* 2004, Brown 2011). Ennek oka lehet a mezőgazdasági intenzifikáció (Westrich 1996), a peszticidek nagymértékű használata (Osborne 2012), a természetes, féltermészetes, virágban gazdag élőhelyek feltörése, felhagyása és túllegeltetése (Hatfield & Leubhn 2007, Xie *et al.* 2008, Redpath *et al.* 2010). Ezek a tevékenységek erősen meghatározzák a virágokban gazdag táplálkozó helyek, így egy terület méhközösségeinek állapotát is (Ebeling *et al.* 2008, Sárospataki *et al.* 2009).

A Cserhát hazánk eddig viszonylag kevésbé kutatott tájegysége a megporzás-ökológia szempontjából. A dombságban a féltermészetes élőhelyeket fenntartó külterjes gazdálkodás, valamint az intenzív tájhasználat által átalakított élőhelyfoltok egymással mozaikosan találhatóak meg (Király *et al.* 2008), így ideális területet jelentenek ahhoz, hogy a tájhasználat intenzifikációjának a megporzó közösségekre gyakorolt hatását vizsgáljuk.

Jelen munka célja, hogy természeteshoz közeli állapotban megmaradt gyeppek és ezekkel megegyező klimatikus adottságú parlagok virágzó növényeinek megporzó méhfajairól faunisztikai áttekintést nyújtsunk, a megporzókat viráglátogatási spektrumuk szerint jellemezzük, illetve a megporzó közösségeket alakító néhány tényező hatásának erősségét értékeljük.

Módszerek

Helyszín

Vizsgálatainkat a Cserhátvidék kistájban végeztük (Király *et al.* 2008) 10 mintavételi területen, melyek öt párt képeztek. A párok egyik tagja reprezentálta a természeteshoz közeli állapotot. Ezek döntően őshonos, élő gyepi fajokat, száraz gyepi specialistákat tartalmazó, korábban extenzíven hasznosított, de mára nagyrészt felhagyott száraz és félszáraz gyeppek voltak (Á-NÉR 2011 rendszer szerint H4 és H5a kategóriák) (Bölöni *et al.* 2011). A párok másik tagját a szántás révén művelésbe vont, majd 5-10 éve felhagyott parlagok közül választottuk ki. A mintavételi területek 0,54-1,27 ha méretű, a hely adottságaitól függően többnyire szabálytalan alakú, döntően lágyszárú növényzettel borított területek voltak (Google Earth Pro 2013). A mintavételi helyek kijelölését azok növényzeti jellemzői (fajösszetétel, fiziognómia) és tájtörténeti ismereteink (múltbéli és jelenlegi gazdálkodási mód) alapján 2014 májusában végeztük. Mintavételi területeink Magyaránador, Cserháthaláp, Terény, Buják és Ecseg község határában helyezkedtek el. A páron belüli gyep- és parlagterületek távolságát kb. 1 km-ben határoztuk meg, így biztosítva ezek térbeli elkülönülését a hasonló klimatikus és tájszerkezetbeli jellemzők megőrzése mellett. A területpárok egymástól való távolságát legalább 2 km-ben állapítottuk meg a méhek szakirodalmi adatok alapján vett mozgáskörzetének megfelelően (Walther-Hellwig & Frankl 2000), csökkentve a független mintavétel sérülését.

Mintavételi módszer

A mintavételt 2014 három nyári hónapjában (június, július, augusztus) végeztük. Területenként havonta egy napon felvételeztünk délelőtt és délután, 3 órás inter-

vallumokban, kerülve a legforróbb déli, és a hajnali hűvösebb órákat, általában reggel 9 és délután 6 óra között. A mintavételi egységet egy 3 órás felvételezés jelentette, ez idő alatt random bejárás során gyűjtöttünk mintát. A mintavételt megelőzően rögzítettük az aktuálisan virágzó növényi fajkészletet.

A mintavétel során feljegyeztük az összes megfigyelt megporzó-virág interakciót, vagyis azt, ha egy méh egy növény virágára leszállt, de nem számítottuk ide azokat az eseteket, amikor a méhek nyilvánvalóan nem érintették a virág szaporítószerveit. Az elemi adatpontok így egy méh- és egy növényegyed párosából álltak. (Faunisztikai célból tápnövénytől függetlenül is gyűjtöttünk kisszámú rovar, ezek a kvantitatív elemzésekben nem szerepelnek.) Az állatok megfogásához lepkeshálót (Westphal *et al.* 2008) és alkohol tartalmú üvegsét használtunk (utóbbi eszköz egyes, nyugodtabb fajok esetében célravezetőbbnek bizonyult). A megfogott állatokat 70%-os alkoholban tároltuk meghatározásig. A legtöbb észlelés során a méheket sikeresen megfogtuk, így a mintavétel a fajok abundanciájának becslésére is használható. A nagy számban jelenlévő háziméh (*Apis mellifera*), valamint a poszméhek (*Bombus* spp.) megölés nélkül is megbízhatóan határozható fajainak egyedeit azonban nem gyűjtöttük be, így nagyobb figyelmet szentelhetünk a nehezebben fogható és határozható fajoknak.

Adatelemzés

Faunisztikai szempontból értékes adatok

Összesítettük a faunisztikai szempontból értékes, valamint a hatályos természetvédelmi jogszabály alapján védett fajok előfordulási helyét, megtalálási hónapját és megfigyelt egyedszámát, továbbá tápnövény-kapcsolatait (100/2012. (IX. 28.) VM rendelet). A teljes terepszezon alatt gyűjtött adatok egyesítésével kiszűrtük a leggyakoribb, azaz legtöbb észlelésben szereplő megporzó fajokat.

A megporzók táplálékválasztási spektruma

A méhfajok tápnövény-spektrumát a látogatott növényfajok diverzitása alapján vizsgáltuk. Mivel a megporzók nagyon különböző összegyedszámmal kerültek a mintába, a tápnövények fajsza torz becslést jelent a tápnövénytársulás szélességére. Csak a legalább 10 egyeddel mintába kerülő méhfajokkal számoltunk, és az egyedszám adatok hiányossága miatt az *A. mellifera* és a *Bombus* spp. ebben a számításban nem szerepeltek. Az eltérő egyedszámok kiegyenlítése végett a tápnövény-fajsza számokat ritkítási ('rarefaction') görbékkel adtuk meg (Schneider & Culver 2004). Ezen kívül 1000 ismétlésben 10 egyedre ritkított random részmin-tákra is kiszámoltuk az átlagos tápnövény-fajsza számot és a Simpson-diverzitást. A méhfajok a Simpson-diverzitási értékük szerint rendeztük, így egy olyan rang-

sort kaptunk, melynek elején az alacsony tápnövény-diverzitású, vagyis specialista fajok állnak, a végén a nagy tápnövény-diverzitásúak, vagyis a generalisták.

A megporzó közösségek fajkompozíciós mintázata

A 30 mintavételi alkalom (n=30) méhközösségei közti fajkompozíciós mintázatot többváltozós adatfeltáró módszerekkel vizsgáltuk. A Jaccard index különbözőségi formájával bináris adatokra disszimilaritási mátrixot számoltunk a mintavételi alkalmak közt, majd teszteltük, hogy a mintavétel hónapja, helye és az élőhelytípus közül melyik tényező határozza meg leginkább a méhek fajkompozícióját. A teszthez az MRPP ('multi-response permutation procedure') módszert használtuk (McCune & Grace 2002). Az MRPP *a priori* csoportosított mintavételi egységek csoporton belüli átlagos disszimilaritása alapján vizsgálja azt a null-hipotézist, hogy a kapott átlagos disszimilaritás vagy annál kisebb érték a csoportok random összekeverésével is megkapható, így az *a priori* csoportosítás véletlenszerű. A mintavételi elrendezés három faktorát, a hónapot, a helyet és az élőhelytípust külön-külön teszteltük mint csoportosító változót az MRPP-ben, majd a kapott, Bonferroni-korrekció utáni p-értékeket összehasonlítva határoztuk meg hatásuk erősségét. A mintavételi alkalmak fajkompozíciós mintázatát NMDS (nem-metrikus többdimenziós skálázás) ordináción is szemléltettük (Podani 1997).

A statisztikai elemzések az R szoftver (R Development Core Team 2011) vegan csomagjával (Oksanen et al. 2011) készültek.

Eredmények

Faunisztikai eredmények

83 virágos növény potenciális megporzóiról és 113 méhfaj tápnövény köréről gyűjtöttünk adatokat, köztük 12 ritka és közepesen ritka méhfajról. Hazánkban ritka fajok közé tartozott a *Nomada integra*, *Bombus soroensis*, *Hoplitis papaveris*, *Melitta dimidiata*, *Stelis odontopyga* és a *Lasioglossum corvinum*. Az *Andrena variabilis*-nek eddig csak az Alföldről volt adata, az *Amegilla quadrifasciata* is jórészt az Alföldön került elő, a *Dufourea inermis* ritka, hegyvidéki elterjedésű állat, a *Tetralonia scabiosae* pedig pannon területek faja. Közepesen ritka fajok voltak az *Andrena decipiens* és a *Lasioglossum obscuratum* (Józan 2011).

A hatályos jogszabály szerint védett és fokozottan védett méhfajok közül 5 poszméhfajt azonosítottunk: változékony poszméh (*Bombus humilis*), sárga poszméh (*Bombus muscorum*), vörhenyes poszméh (*Bombus pomorum*), erdei poszméh (*Bombus sylvarum*), bogáncsposzméh (*Bombus soroensis*) (100/2012. (IX. 28.) VM rendelet). Az említett védett és ritka fajokat és a hozzájuk kapcsolódó

1. táblázat. Ritka, közepesen ritka, valamint a hatályos jogszabály szerint védett méhfajok jegyzéke azok lelőhelyével, összegyedszámával, a megtalálás hónapjával és a látogatott növényfajokkal. Rövidítések: BU: Buják, CSH: Cserháthaláp, ECS: Ecseg, MN: Magyarnádor, TE: Terény, GY: gyep, P: Parlag

Méhfaj	Látogatott növény	Megtalálás helye	Egyedszám	Hónap
<i>Amegilla quadrifasciata</i>	nem növényen észlelt	CSH GY	1	VIII
<i>Andrena decipiens</i>	<i>Centaurea scabiosa</i>	BU P	1	VII
<i>Andrena variabilis</i>	<i>Melilotus officinalis</i>	ECS P	2	VIII
<i>Bombus soroeensis</i>	<i>Securigera varia</i>	ECS GY	1	VI
<i>Dufourea inermis</i>	<i>Campanula glomerata</i>	BU GY	3	VIII
<i>Hoplitis papaveris</i>	<i>Linum flavum</i>	BU GY	1	VI
<i>Lasioglossum corvinum</i>	<i>Scabiosa ochroleuca</i>	ECS GY	1	VII
	<i>Carduus acanthoides</i>	ECS P	1	VII
	<i>Cephalaria transsylvanica</i>	BU P	1	VIII
	<i>Cephalaria transsylvanica</i>	ECS P	3	VIII
<i>Lasioglossum obscuratum</i>	<i>Salvia aethiopsis</i>	ECS P	1	VI
	<i>Dorycnium herbaceum</i>	CSH GY	1	VI
<i>Melitta dimidiata</i>	<i>Onobrychis arenaria</i>	BU GY	8	VI
	<i>Centaurea scabiosa</i>	BU GY	1	VI
	<i>Lotus corniculatus</i>	MN P	1	VI
<i>Nomada integra</i>	<i>Dorycnium herbaceum</i>	BU P	1	VI
<i>Stelis odotopyga</i>	<i>Centaurea jacea</i>	BU P	1	VIII
<i>Tetralonia scabiosae</i>	<i>Carduus acanthoides</i>	BU P	1	VII
	<i>Centaurea scabiosa</i>	BU GY	1	VII
	<i>Scabiosa ochroleuca</i>	BU GY	1	VII
	<i>Cephalaria transsylvanica</i>	ECS P	3	VIII
	<i>Dipsacus laciniatus</i>	CSH P	1	VII
	<i>Melilotus officinalis</i>	ECS P	3	VIII
	<i>Cephalaria transsylvanica</i>	BU P	7	VIII
	<i>Scabiosa ochroleuca</i>	MN P	2	VIII
	<i>Cirsium arvense</i>	MN P	1	VII
	<i>Cephalaria transsylvanica</i>	CSH P	1	VII
	<i>Cephalaria transsylvanica</i>	ECS P	2	VII

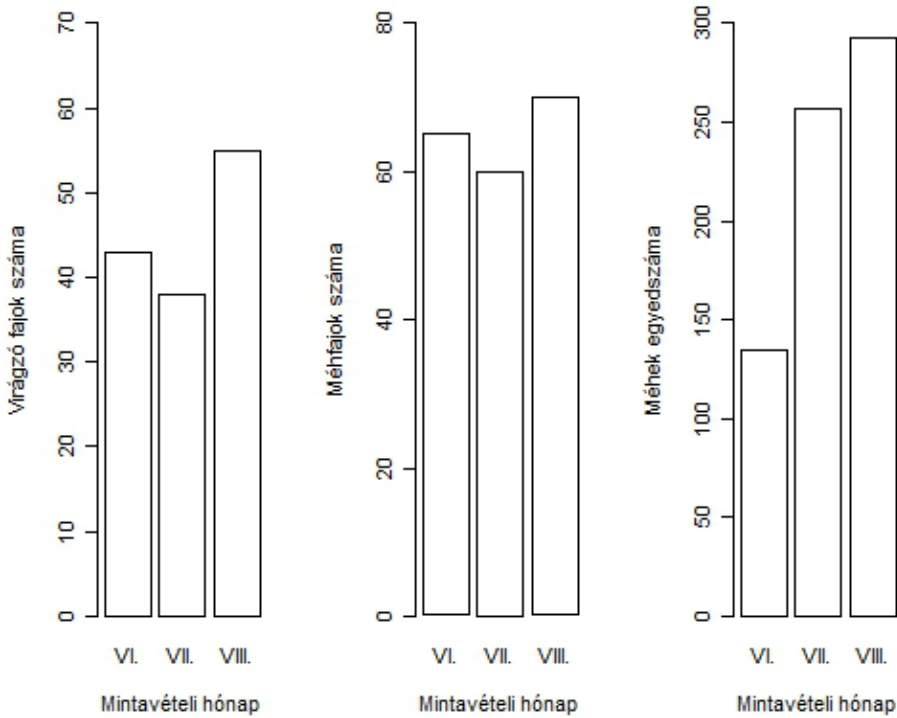
1. táblázat. folytatás

Védett poszméhfajok	Látogatott növény	Megtalálás helye	Egyedszám	Hónap
<i>Bombus humilis</i>	<i>Carduus acanthoides</i>	TE GY	1	VIII
	<i>Carduus acanthoides</i>	ECS P	2	VIII
	<i>Centaurea scabiosa</i>	BU GY	1	VII
	<i>Centaurea scabiosa</i>	BU P	1	VI
	<i>Echium vulgare</i>	BU P		VI
<i>Bombus muscorum</i>	nem növényen észlelt			
<i>Bombus pomorum</i>	<i>Melampyrum nemorosum</i>	ECS GY	1	VI
	<i>Chamaecytisus austriacus</i>	MN GY	1	VI
	<i>Trifolium pratense</i>	MN P	1	VI
<i>Bombus soroeensis</i>	<i>Securigera varia</i>	ECS GY	1	VI
<i>Bombus sylvarum</i>	<i>Veronica spicata</i>	BU P	1	VI
	<i>Trifolium pratense</i>	MN P	1	VIII
	<i>Salvia verticillata</i>	ECS GY	1	VI

adatokat az 1. táblázat tartalmazza. Védelem alatt nem álló, terepen is azonosítható, és ezért csak faji szinten rögzített poszméhfajok voltak a földi poszméh (*Bombus terrestris*), kövi poszméh (*Bombus lapidarius*), mezei poszméh (*Bombus pascuorum*), parlagi poszméh (*Bombus ruderarius*), kerti poszméh (*Bombus hortorum*).

A terepi megfigyelések összesítésével nyert adatok szerint a 10 leggyakoribb megporzó fajnak az alábbiak bizonyultak (nem számítva a csak faji szinten rögzített háziméhet és poszméh fajokat): *Lasioglossum glabriusculum*, *Lasioglossum malachurum*, *Andrena flavipes*, *Halictus simplex*, *Lasioglossum lineare*, *Halictus kessleri*, *Lasioglossum discum*, *Tetralonia scabiosae*, *Lasioglossum pauxillum*, *Hylaeus brevicornis*.

Az 1. ábra szemlélteti a virágzó fajok és a megporzók faj- és egyedszám eloszlását az egyes hónapokban. Júniusban összesen 43 virágzó faj fordult elő, mely júliusban 38-ra csökkent. A száraz-félszáraz élőhelyek augusztusra érték el legnagyobb fajgazdagságukat 55 virágzó fajjal. Ezt követte a megporzók fajszáma, mely szintén csökkenést mutatott júniushoz képest. Ezzel ellentétben a megporzók egyedszáma tovább nőtt júliusban és augusztusban is.



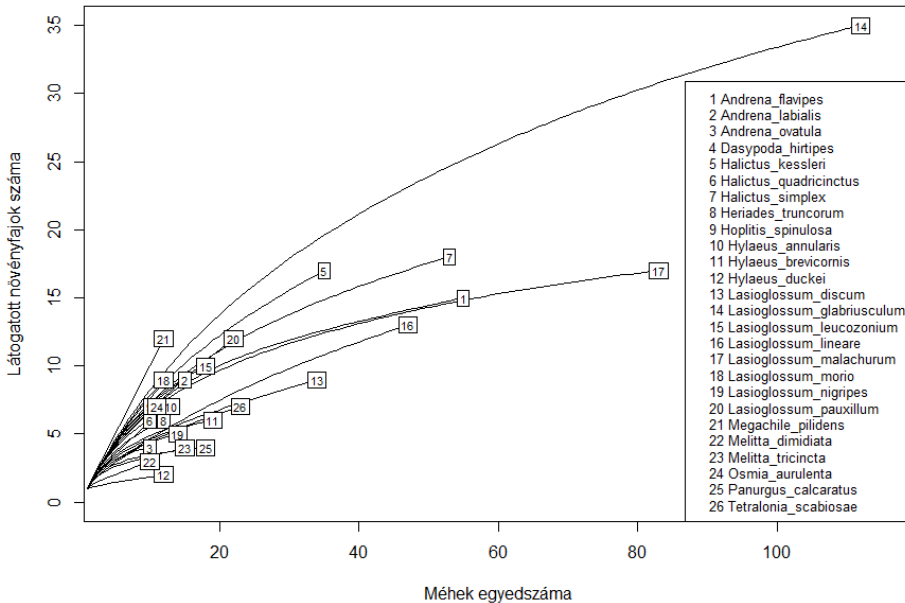
1. ábra. Méhek összes faj- és egyedszáma, illetve virágzó fajok fajszáma az egyes mintavételi hónapokban (mintavételi területek összevont adataival számolva)

A megporzók táplálékválasztási spektruma

A ritkítási görbék (2. ábra) alapján a leggeneralistább megporzónak a *Lasioglossum glabriusculum* adódott 35 látogatott növényfajjal. Ugyan kisebb egyedszámmal, de hasonlóan széles spektrummal (legalább 13 növényfaj) rendelkezett a *Megachile pilidens*, *Halictus kessleri*, *Halictus simplex*, *Lasioglossum malachurum*, *Andrena flavipes* is. A megporzók többsége (20 faj) ennél kevesebb, leggyakrabban 5–10 növényfajjal létesített potenciális megporzó kapcsolatot. A vizsgálatba vont fajok közül még a legszűkebb spektrummal rendelkező (*Hylaeus duckei*) is legalább 2 növényfajt látogatott. A kapott eredményeket alátámasztották a számított Simpson-diverzitás értékek is. Nagy diverzitásértékeket kaptunk a meredek görbékkel reprezentált fajoknál (a zárójelben a fajokhoz tartozó Simpson-diverzitás értékeit tüntetjük fel): *Megachile pilidens* (0,90), *Lasioglossum glabriusculum* (0,86), *Lasioglossum morio* (0,84), *Halictus kessleri* (0,84), *Lasioglossum leucozonium* (0,84) és az *Andrena labialis* (0,83). Alacsony tápnövény-diverzitást találtunk a

kis meredekségű görbékkel reprezentált fajoknál, mint a *Hylaeus duckei* (0,15) és a *Melitta dimidiata* (0,34). Előbbi faj egyetlen eset kivételével (*Centaurea scabiosa*) *Dorycnium herbaceum*on volt észlelhető. A *M. dimidiata* ritka faj (1. táblázat), összesen három virágzó fajjal mutatott kapcsolatot (*Onobrychis arenaria*, *Centaurea scabiosa*, *Lotus corniculatus*).

A háziméh 41 növényfajt látogatott, így elmondható, hogy a felvételezett növényfajok 36%-ának potenciális megporzásában részt vállalt.



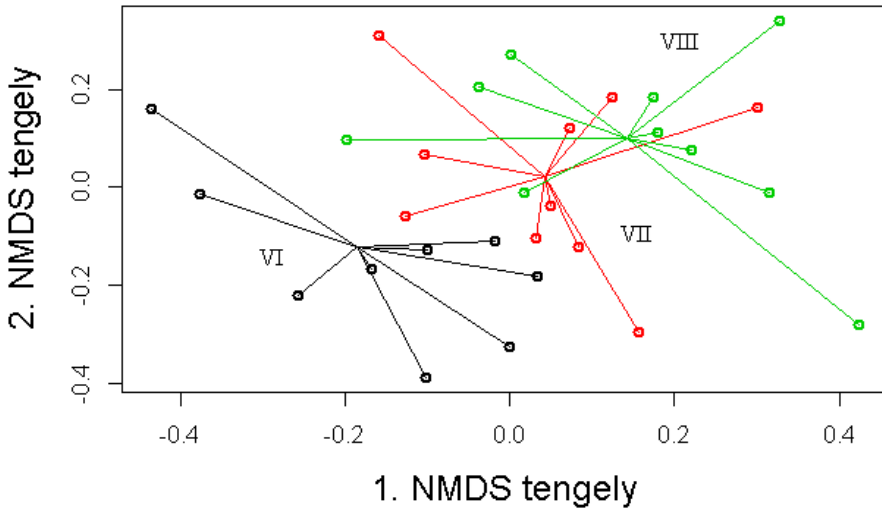
2. ábra. Legalább 10 egyeddel rendelkező méhfajok által látogatott virágzó fajok mennyisége a méhek egyedszámának függvényében, ritkítási görbékkel.

A megporzóközösségek fajkompozíciós mintázata

A méhközösségek közti fajkompozíciós mintázatot legnagyobb mértékben a mintavételi hónap határozta meg (3. ábra) (MRPP: $p = 0,003$), ezt követte a mintavételi hely ($p = 0,009$), végül az élőhelytípus ($p = 0,207$).

Értékelés

A Cserhát a hazai apidológiai kutatások tekintetében eddig kevés figyelmet kapott. Minden bizonnyal a hiányos kutatottságnak is köszönhető, hogy számos ritka és védett fajt sikerült kimutatnunk, s ezek közül több új a tájegységre nézve. Hét fajnak csupán egyetlen egyede került elő, így a későbbiekben érdemes lenne a célzott keresésükkel felmérni pontos elterjedésüket a régióban. A ritka fajoknak a zavart élőhelyeken való jelenléte vagy hiánya jelentős információ lehetne elsősorban természetvédelmi célú intézkedések tervezéséhez. A vizsgált élőhelyek leggyakoribb megporzó fajai megegyeznek az ország hasonló területein megtalálható fajokkal (Józan 2011).



3. ábra. A mintavételi alkalmak fajkompozíciójának elkülönülése mintavételi hónapok alapján ordinációs módszerrel.

A legalább 10 egyed előfordulásával regisztrált méhfajok tápnövény-diverzitása alapján becslést adtunk a megporzók specializáltságára. Az eredmények alapján még a két, legszűkebb táplálékspektrummal rendelkező faj is több növényfajt látogat gyűjtése során. A vizsgálatba vont fajok többsége generalista táplálékválasztási stratégiát követ. Kiemelendő félkultúr fajunk, a háziméh a virágzó növényi fajkészlet 36%-át látogatta, ezzel megelőzve minden más fajt.

Ugyanakkor eddigi eredményeink alapján a méhek megporzó közösségeinek szerkezetére nem gyakorolt jelentős hatást a zavartság. Ennek oka lehet, hogy a két élőhely típus összes virágzó fajszámában nem adódtak jelentős különbségek az egyes hónapokban. Ez valószínűleg a parlagok korával magyarázható. 5-10 éves időtartam alatt a régióra jellemző virágzó fajok egy része már visszatelepült, így ennél fiatalabb, kevésbé diverz vegetációjú parlagok választása valószínűleg markánsabb különbséget eredményezett volna. Emellett egyes növényfajok (pl. *Melilotus officinalis*) esetenként nagy egyedszámban fordultak elő parlagokon, így időszakosan tömeges táplálékforrást jelenthettek a megporzóknak.

Ezzel szemben a mintavételi időpont fontos tényezőnek bizonyult, ami azt jelzi, hogy a méhek követik a virágforrások mennyiségének változását (Ebeling *et al.* 2008). A virágzó növények fajszámának csökkenésével a júliusi, száraz hónapban a méhek fajszáma is visszaesik. Az is látszik azonban, hogy egyes megporzó fajok (*Halictus kessleri*, *Lasioglossum malachurum*, *Megachile pilidens*) egyedszámban éppen ilyenkor történik nagy növekedés. A tömeges fajok sok növényfajt látogatnak, így egyedszámuk emelkedése valószínűleg nem tömeges táplálékforrásokkal, hanem életmenet jellemzőikkel állhat összefüggésben.

Mivel eredményeink csak egyetlen év terepi időszakának adataiból születtek, azok provizórikus jelleggel kezelendők.

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönettel tartoznak Harmos Krisztiánnak, aki helyismerete révén nélkülözhetetlen segítséget nyújtott a területek kiválasztásában, továbbá Vaskor Gábornak és Vaskorné Novák Máriának, mert támogatásuk tette lehetővé a terepmunka zavartalan lebonyolítását. Köszönet mindazoknak, akik segítséggel, érdeklődéssel támogatták a munkát.

Irodalomjegyzék

- Bölöni, J., Molnár, Zs. & Kun, A. (szerk.) (2011): *Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNER 2011.* – MTA ÖBKI, 441 pp.
- Brown, M. J. F. (2011): The trouble with bumblebees. – *Nature*. **469**: 169–170.
- Ebeling, A., Klein, A.-M., Schumacher, J., Weisser, W. W. & Tschamtker, T. (2008): How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits? – *Oikos*. **117**: 1808–1815.
- Google Earth Pro program próbaverzió, URL: <https://www.google.com/work/mapsearch/products/earthpro.html> (2015. január 13-án)
- Goulson, D., Hanley, M. E., Darvill, B., Ellis, J. S. & Knight, M. E. (2004): Causes of rarity in bumblebees. – *Biol. Cons.* **122**: 1–8.
- Hatfield, G. R. & Lebuhn, G. (2007): Patch and landscape factors shape community of assemblage of bumble bees, *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae), in montane meadows. – *Biol. Cons.* **139**: 150–158.

- Józan, Zs. (2011): Checklist of Hungarian Sphecidae and Apidae species (Hymenoptera, Sphecidae and Apidae). – *Natura Somogyiensis* **19**: 177–200.
- Kearns, A. C. & Inouye, W. D. (1997): Pollinators, Flowering Plants, and Conservation Biology. – *BioScience* **47**: 297–306.
- Király, G., Molnár, Zs., Bölöni, J. & Vojtkó, A. (szerk.) (2008): *Magyarország földrajzi kistájainak növényzete*. – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 248 pp.
- McCune, B. & Grace, J. B. (2002): *Analysis of Ecological Communities*. – MjM Software Design, Glenden Beach, Oregon, USA
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O’Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H. & Wagner, H. (2011): vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-2. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- O’Tool, C. & Raw, A. (szerk.) (1991): *Bees of the World*. – Blandford Publishing, London, 192 pp.
- Osborne, L. J. (2012): Bumblebees and pesticides. – *Nature* **491**: 43–45.
- Podani, J. (1997): *Bevezetés a többváltozós adatfeltárás rejtjelmeibe*. – Scientia Kiadó, Budapest, 407 pp.
- R Development Core Team (2011): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>
- Redpath, N., Osguthorpe, M. L., Park, K. & Goulson, D. (2010): Crofting and bumblebee conservation: The impact of land management practices on bumblebee populations in northwest Scotland. – *Biol. Cons* **143**: 492–500.
- Sárosspataki, M., Báldi, A., Batáry, P., Józan, Zs., Erdős, S. & Rédei, T. (2009): Factors affecting the structure of bee assemblages in extensively and intensively grazed grasslands in Hungary. – *Comm. Ecol.* **10**: 182–188.
- Schneider, K. & Culver, D. C. (2004): Estimating subterranean species richness using intensive sampling and rarefaction curves in a high density cave region in west Virginia. – *J. Cave Karst Studies* **66**: 39–45.
- Walther-Hellwig, K. & Frankl, R. (2000): Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., Apidae), in an agricultural landscape. – *J. Appl. Entomol.* **124**: 299–306.
- Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., Potts, S. G., Roberts, P. M. S., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Vaissière, B. E., Woyciechowski, M., Biesmeijer, J. C., Kunin, W. E., Settele, J. & Steffan-Dewenter, I. (2008): Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. – *Ecol. Monog.* **78**: 653–671.
- Westrich, P. (1996): Habitat requirements of Central European bees and the problems of partial habitats. – *Linn. Soc. Symp. Ser.* **18**: 1–16.
- Xie, Z., Williams, H. P. & Tang, Y. (2008): The effect of grazing on bumblebees in the high rangeland of eastern Tibetan Plateau of Sichuan. – *J. Insect Cons.* **12**: 659–703.
- 100/2012. (IX. 28.) VM rendelet (2012): A védett és a fokozottan védett növény és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet és a növényvédelmi tevékenységről szóló 43/2010. (IV. 23.) FVM rendelet módosításáról. – *Magyar Közlöny* **128**: 250–251.

Wild bee communities and plant-pollinator interactions of semi-natural grasslands and fallows in Cserhát, Hungary

Dóra Vaskor¹, Zsolt Józán², Attila Lengyel³ and Miklós Sárospataki¹

¹*Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,*

Department of Zoology and Animal Ecology,

H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary

²*H-7453 Mernye, Rákóczi u. 5.*

³*MTA Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany,*

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

e-mail: vadori@gmail.com

Pollination is one of the most important ecosystem functions due to its role in fructification of many plant species. The diversity of bees, despite their significance in pollination, is continuously decreasing in many countries. Behind these trends we can suppose strong human impacts, since many studies show relationships between the diversity of bees, flowering plants and the naturalness of habitats. In our study we collected data from bee–plant interactions in dry and semi-dry grasslands on 10 sampling sites in Cserhát colline region in each month from June to August. We used nests and killing vials to sample bees and recorded every observable flower-visitation event. We recorded 113 bee species, with 12 rare and 5 protected species among them. The number of bee species was correlated with the number of flowering plant species which was the lowest in July and the highest in August. The community composition of bees was most affected by the sampling time and not the habitat type. Most of the bee species visited 5 to 10 flowering plant species, therefore the majority of the recorded pollinators are considered generalist.

Keywords: Cserhát, dry grassland, fallow, pollination, semi-natural, wild bee

Autópályák szárazföldi ászkarák-együtteseinek (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) ökológiai és diverzitás vizsgálata

Vona-Túri Diána¹, Szmatona-Túri Tünde², Kiss Balázs³

¹Eötvös József Református Oktatási Központ 3360 Heves, Dobó út 29.

²Mátra Erdészeti, Mezőgazdasági és Vadgazdálkodási Szakképző Iskola
3232 Mátrafüred, Erdész út 11.

³Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományi Kutatóközpont Növényvédelmi Intézet
1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

e-mail: turidiana79@gmail.com

Összefoglaló: Négy magyarországi autópálya és egy autót szegélyeinek szárazföldi ászkarák-együtteseit hasonlítottuk össze, hogy az ászkarákok ökológiai paramétereit alapján értékeljük a sztrádák menti élőhelyeket. A legmagasabb diverzitást az M0-ás, a legmagasabb fajgazdagságot az M7-es autópályákon találtuk, míg a legalacsonyabb értékeket az M3-as autópálya szegélyében tapasztaltuk. Az M7-es és M3-as sztráda között volt a legalacsonyabb a hasonlóság, de a fajkicserélődés mértéke itt volt a legmagasabb. Az ország melegebb, délnyugati részein és a főváros környékén a legmagasabb fajszaámok mellett déli eredetű fajok megjelenését is kimutattuk. A területeket magas komplementaritás jellemzi, hiszen az egyes élőhelyeken az összes fajgazdagság közel 50 %-a megtalálható volt. Összességében elmondható, hogy az autópálya szegélyek gazdag és változatos ászkarák-együttesekkel rendelkeznek, amely a mozaikos élőhelyeknek és az ember környezet alakító tevékenységének köszönhető.

Kulcsszavak: Szárazföldi ászkarák, autópálya szegély, diverzitás, fajgazdagság, szimilaritás, fajkicserélődés, komplementaritás

Bevezetés

Az emberiség – azzal a tevékenységével, hogy megalkotta az úthálózatot – egy új élőhelytípust hozott létre, mely új és hosszú távú stabil élőhelyet szolgáltat számos növényfaj (Hansen & Clevenger 2005, Pauchard & Alaback 2006, Jodoin *et al.* 2008) és állatfaj (Meunier *et al.* 1999, Lesbarreres *et al.* 2006, Le Viol *et al.* 2012, Knapp *et al.* 2013) számára, valamint biztosítja azok fennmaradását és szétterjedését. Az úthálózat a legnagyobb létesítmény, amit valaha ember alkotott. A hossza meghaladja a 8 millió km-t, ami egy hatalmas hálóként borítja be a Földet (Forman *et al.* 2002). A nyomvonalas létesítmények példátlan emberi mozgékonytságot nyújtanak, megkönnyítik az árucikkek szállítását és nyújtják a társadalmi kölcsönhatások határát (Forman *et al.* 2002). Miközben összekötik az

országokat, városokat és embereket, egyidejűleg elválasztják egymástól a természetes élőhelyeket. Elsősorban a növekvő sűrűségű vasút-és úthálózatot teszik felelőssé az élőhelyek egyre kisebb darabokra hasadásáért (Csorba 2005). A magyarországi autópálya nyomvonala számos értékes helyen halad át érintve néhány természetvédelmi oltalom alatt álló területet, mint a Kelet-Mezőföldi löszvölgyek jóváhagyott kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület vagy a Budai Tájvédelmi Körzet. Hazánk éghajlatának irányvonalából ítélve, kedvezőtlen hőmérséklet-és csapadékviszonyok várhatóak az elkövetkező években (Láng *et al.* 2007). A Föld klímája kb. 0,6 °C-ot emelkedett az elmúlt 100 évben és a XXI. századra 2–4 °C-os emelkedés várható (Kovács-Láng *et al.* 2008). Az utolsó két évtized átlaghőmérsékletét tekintve a felmelegedés inkább hazánk keleti és észak-nyugati területeit érintette, míg az ország középső részén kevésbé volt jelentős (Lakatos *et al.* 2011). Kozár (2009) szerint a sztrádák, mint a hőmérők kapillárisai jelennek meg, ahol a higany helyett a rovarfajok terjedését figyeljük meg. A klimatikus változások biológiai diverzitásra gyakorolt hatásait illetően nem áll kellő információ a rendelkezésünkre, hisz a klíma mellett számos helyi hatás is befolyásolja az élővilág összetételét. A klímaváltozásra jól reagáló sikeresen betelepülő fajok nem minden esetben eredményezik a fajszám növekedését, mivel más fajok ezzel egy időben kiszorulnak az élőhelyről (Horváth *et al.* 2012, Magura *et al.* 2013, Bogyó *et al.* 2015). Az utóbbi évtizedekben az inváziós fajok térhódítása az intenzív éghajlatváltozással és a nemzetközi kereskedelem egyre fokozódó ütemű fejlődésével hozható kapcsolatba világszerte (Thuiller *et al.* 2007). A sztrádák mentén az emberi tevékenység van a legnagyobb befolyással a fajok megtelepedésére. Számos faj diszperziójában játszanak szerepet a gépjárművek, az autópálya telepítéssel járó nagy mennyiségű talajmozgatás és a földlabdával történő cserjetelepítés. A megváltozott élőhelyeken nagyobb sikerrel telepednek meg új tájidegen faunaelemek (Alarukka *et al.* 2002), melyek gyakran nagy abundanciával válnak a fauna állandó alkotóivá (Hornung *et al.* 2007). Ezek a fajok új, földrajzilag távoli élőhelyeken kapnak esélyt a megtelepedésre és a zöldfolyosó hatás révén sikeresen terjedhetnek el az autópályák menti gyepsávokban, míg más fajok elterjedési területe merőben lecsökken vagy szigetszerűvé válik, utat engedve a behurcolt fajok rohamos megtelepedésének (Hornung *et al.* 2007). Az inváziós fajok ökoszisztémában betöltött szerepe világszerte figyelemreméltó probléma, mert hatást gyakorolnak az ökoszisztéma szerkezetére és funkciójára, a biológiai sokféleségre, illetve az egyedi élőhelyek elvesztésére. A megtelepülő fajok őshonos fajokat szoríthatnak ki és ezáltal komoly természetvédelmi, szociális vagy gazdasági károkat okozhatnak (Charles & Dukes 2007). Munkánk célja, hogy megvizsgáljuk az autópálya szegélyt, mint újonnan létrehozott élőhelyet, az ott élő szárazföldi ászkarák fajok közötti kölcsönhatásokat, az inváziós fajok országos léptékben

történő meglepedését, valamint a szárazföldi ászkarák-együttesek variabilitását összehasonlítsuk a vizsgált autópályákon.

Módszerek

Négy magyarországi autópálya és egy autóút szegélyeiben végeztünk mintavételezéseket 2011–2013 között. A 4 autópálya (M1, M3, M5 és M7) 2 országos tengelyként 4 részre osztja Magyarországot. Az M1-es és M5-ös autópálya a Brüsszel-Athén sztrádatengely magyarországi szakasza, míg az M7-es és M3-as autópálya nyomvonal a Róma-Kijev tengely hazai részét képviseli. A két tengely metszéspontjánál található az M0-ás autóút, amely a fővárost veszi körbe. A mintavételi helyeket az autópályákat szegélyező vetett gypsávokon és az autós-pihenők mellett jelöltük ki, melyeket rendszeresen kaszálnak és karban tartanak. A 30 mintavételi helyen 6–6, összesen 180 db 65%-os etilén-glikollal félig töltött Barber-féle talajscapdát telepítettünk ki lineáris vonalban, melyek tavasszal, nyáron és ősszel 3–3 hétig voltak kint a területeken (ld. 1. függelék az Online Függelékben [OF]). A fajok azonosítása sztereo mikroszkóp és fénymikroszkóp segítségével, Schmidt (1997), Hopkin (1991), Berg & Wijnhoven (1998), illetve Farkas & Vilisics (2013) határozói alapján történt. A feldolgozott fajok tudományos neveinél Schmalfluss (2003) katalógusát, a magyar neveknél Farkas & Vilisics (2013) határozóját vettük alapul. Az eredmények kiértékeléséhez a PAST PAleontological STatistic programcsomagját alkalmaztuk (Hammer *et al.* 2001). Az összes mintavételi helyen megtalálható ászkarák fajok számával jellemeztük az egész terület γ -diverzitását és az egyes autópályákon regisztrált α -diverzitást az ott kimutatott fajok számával adtuk meg. A szárazföldi ászkarák-együttesek jellemzésére megállapítottuk a fajszámot (S), az egyedszámot (N), a Shannon-Wiener diverzitás indexet (H), a Berger-Parker dominancia indexet, a Pielou-féle egyenletességi indexet (J), valamint a fajok relatív abundancia (Ar) és frekvencia (F) értékeit. A Berger-Parker dominancia index értékét a legnagyobb abundanciájú faj befolyásolja, míg a Shannon-Wiener diverzitási index leginkább a ritka fajokra érzékeny (Magurran 2004). Hierarchikus klaszteranalízist használtunk a szárazföldi ászkarák-együttesek közötti távolság szemléltetésére Jaccard hasonlósági index segítségével, ami kizárólag a fajok jelenlétét és hiányát veszi figyelembe (Schmera & Erős 2008). A Wilson & Shmida féle β -diverzitási index (βT) által a mintavételi helyek közötti fajkicserélődés mértékét adtuk meg, a Whittaker-féle β -diverzitási index segítségével (βW), ami az átlagos alfa diverzitás és a gamma diverzitás hányadosából adódik, a területen belüli élőhely-komplementaritás szintjét jellemeztük (Magurran 2006).

Eredmények

Az öt vizsgált nyomvonalas létesítmény gamma diverzitása 18 szárazföldi ászkarák faj 60012 egyedéből tevődött össze (ld. 2. függelék az Online Függelékben [OF]). A 8 családba sorolt 18 faj az ismert hazai fajoknak (57 faj) 31,5%-át tette ki. A 30 mintavételi helyen az összes fajszám mindhárom évben 12 volt, azonban a Shannon-Wiener diverzitási index értéke csökkenő tendenciát mutatott évről évre. Az alfa diverzitás szempontjából különbségeket találtunk az autópályák szárazföldi ászkarák-együtteseinek között. A legnagyobb fajgazdagságot az M7-es autópályán tapasztaltuk, ezt követte az M1-es, az M0-ás, míg a legalacsonyabb fajszám az M3-as és az M5-ös autópályákon volt megfigyelhető. Figyelembe véve az éves dinamikát, a legtöbb faj minden évben az M7-esen volt jelen, azonban az M0-ás fajkészlete több mint 50%-al csökkent a harmadik év végére. A Shannon-Wiener diverzitási indexek nem egyöntetűen követték a fajgazdagságot. A legnagyobb értéket az M0-áson kaptuk, majd ez után következtek az M1-es, az M5-ös, az M7-es, míg az egyik legalacsonyabb fajszámú M3-as autópálya a Shannon-Wiener diverzitási index szerint is az utolsó helyre szorult (1. táblázat). Az egyedszám megoszlása az öt sztráda között nem egészen követi a fajgazdagság tendenciáját, mivel a legalacsonyabb fajszámú és Shannon-Wiener diverzitású M3-as autópályán a legnagyobb egyedszámot, míg az M3-al azonos fajszámmal rendelkező M5-ös autópályán a legalacsonyabb egyedszámot regisztráltuk. Ezzel szemben az M7-es sztrádán a faj és egyedszám is jelentősen magas volt (1. táblázat). Az élőhelyeket összevonva a legnagyobb relatív abundanciája (89%) az *Armadillidium vulgare* (Latreille, 1804) nevű szürke gömbászkának volt. Ugyanez a faj érte el a legmagasabb frekvenciaértéket is 96%-os éves átlaggal (ld. 3. függelék az Online Függelékben [OF]). A 3 év eredményei alapján elmondható, hogy az összes egyedszám évről évre növekvő tendenciát mutatott és az *A. vulgare* és az üvegházi gömbászka (*Armadillidium nasatum* Budde-Lund, 1885) fajok esetében a frekvencia és a relatív abundancia értékei is évről-évre nőttek. A többi 16 faj esetében ezek az adatok negatív irányban mozdultak el (ld. 3. függelék az Online Függelékben [OF]). A Béta diverzitás értékéből adódó szárazföldi ászkarák-együttesek közötti fajkicserélődés és a fajok komplementaritása is meglehetősen magas volt. A legmagasabb Wilson & Shmida-féle β -diverzitás értéket az M3-as és M7-es között észleltük, a legalacsonyabb fajkicserélődési ráta az M3-as és M5-ös közt volt megfigyelhető (2. táblázat). A fajok Whittaker-féle β -diverzitás értéke adta meg a vizsgált fajok komplementaritásának mértékét, ami estünkben 0,47 volt. A Jaccard hasonlósági index segítségével végzett szimilaritás vizsgálat azt mutatta, hogy az M3-as és az M5-ös valamint az M1-es és az M7-es autópályák szárazföldi ászkarák-együtteseinek hasonlóan a legjobban egymásra. A legalacsonyabb hason-

1. táblázat. A fajok száma (s), egyedszáma (N), Shannon-Wiener diverzitási index (H), Berger-Parker dominancia index (nmax/N) és Pielou-féle egyenletességi index (J) értékei az öt autópályán a három év folyamán és összesen.

Mintavételi évek	Ökológiai paraméterek	Autópálya					Összes
		M0	M1	M3	M5	M7	
2011	s	8	7	4	5	9	12
	N	1706	1928	5480	898	5275	15287
	H	0,692	0,8619	0,1791	0,7376	0,5817	0,6226
	nmax/N	0,6676	0,6919	0,9662	0,755	0,7915	0,8225
	J	0,3328	0,4429	0,1292	0,4583	0,2647	0,2505
2012	s	6	6	4	4	9	12
	N	766	4206	8928	601	6872	21373
	H	0,7454	0,7703	0,1317	0,3309	0,4086	0,4697
	nmax/N	0,6214	0,763	0,9764	0,9168	0,8905	0,8871
	J	0,416	0,4299	0,09502	0,2387	0,186	0,189
2013	s	3	6	5	3	9	12
	N	390	5535	11335	417	5675	23352
	H	0,6149	0,5165	0,06687	0,2565	0,1371	0,2465
	nmax/N	0,8103	0,8623	0,99	0,9329	0,9744	0,9518
	J	0,5597	0,2883	0,04155	0,2335	0,0624	0,09912
Összes	s	9	10	5	5	14	18
	N	2862	11669	25743	1916	17822	60012
	H	0,7286	0,6859	0,1293	0,5587	0,4259	0,4401
	nmax/N	0,6747	0,7979	0,9776	0,8445	0,8825	0,8957
	J	0,3316	0,2979	0,08031	0,3471	0,1614	0,1523

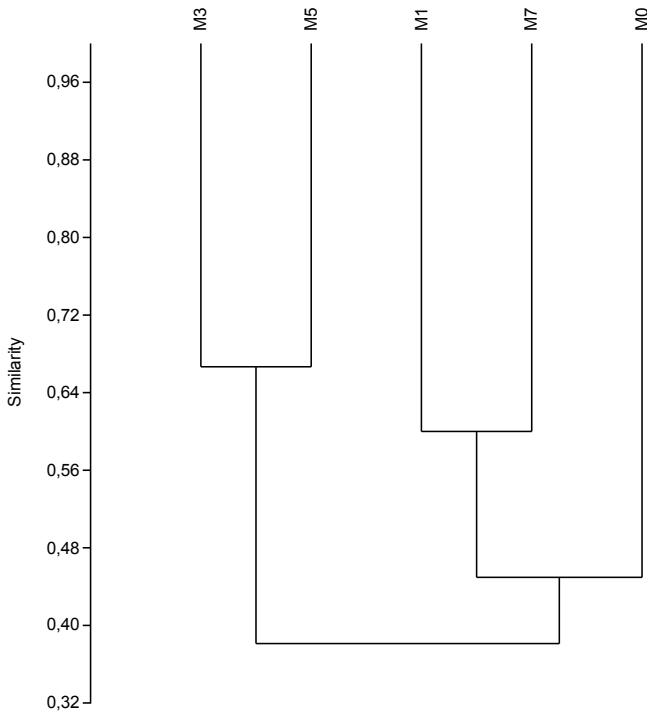
lóságot azonban az M3-as és az M7-es között találtuk, ahol a szimilaritás értéke csak 0,27 volt (1. ábra, 2. táblázat).

Értékelés

Az ászkarák fajok száma, valamint a domináns és ritka fajok megoszlása rámutat a vizsgált autópályák közötti különbségekre. A leggyakoribb fajok minden élőhelyen nagy egyedszámban jelentek meg, a kis egyedszámú, ritka fajok száma és megoszlása azonban eltérő volt. Az ország nyugati részén fekvő M1-es és M7-es autópályák mentén találtuk a legmagasabb fajszámokat, míg a keleti országrészben, az M3-as és M5-ös sztrádák mellett volt megfigyelhető a legala-

2. táblázat. Wilson & Shmida-féle β -diverzitási index (βT) és a Jaccard hasonlósági index értékei az öt autópályán.

		M0	M1	M3	M5
Wilson & Shmida-féle β -diverzitási index	M0				
	M1	0,36842			
	M3	0,42857	0,46667		
	M5	0,42857	0,33333	0,2	
	M7	0,3913	0,25	0,57895	0,47368
Jaccard-féle hasonlósági index	M0				
	M1	0,46154			
	M3	0,4	0,36364		
	M5	0,4	0,5	0,66667	
	M7	0,4375	0,6	0,26667	0,35714



1. ábra. Klaszteranalízis a Jaccard hasonlósági index alapján

csenyebb fajgazdagság. Hazánk központjában az M0-ás autótút szegélyeiben az összes gamma diverzitás fele volt csak jelen. Ez az eredmény részben tükrözi az ország klímaviszonyait, miszerint az északias lejtőkön a legalacsonyabb hőmérsékletek jellemzőek, míg a déli, délnyugati lejtőkön és a városhatás következtében Budapest körzetében melegebb régiók is megjelennek (Bartholy *et al.* 2011). Az ország nem túlságosan szélsőséges makroklímájú nyugati területei, mint Letenye (9 faj) és Turul (7 faj), valamint az urbán M0-ás Csepel autópálya (7 faj), kiemelkedtek magas fajszámukkal, amit minden bizonnyal befolyásolt a melegebb klíma mellett számos ökológiai tényező is. Az urbanizált élőhelyek magas diverzitása felvet néhány kérdést. Általában a megváltozott élőhelyeken a funkcionális elemek után a vertikális szerkezet is megváltozik, ezáltal nem csak az élőhelyek tűnnek el, hanem az táplálékforrás is megszűnik (Favila & Halfpeter 1997). Azonban az autópálya szegélyek rendszerint átmenet nélkül érintkeznek a városi élőhelyekkel és a természetes vegetációval, ezáltal lehetőség nyílik az őshonos és a behurcolt faunaelemek keveredésére főleg az urbán élőhelyeken. Továbbá a heterogén szerkezetű szinantrop élőhelyek védelmet nyújtanak az élőlények számára a szélsőséges éghajlati viszonyoktól (Gregory *et al.* 2009). Másrészt a Budapestet körülvevő M0-ás autótút a városi hősziget-hatás (Stewart 2011) révén megfelelőbb körülményeket biztosíthat a mediterrán fajoknak, melyek nagyobb sikerrel telepedhetnek meg városi területeken. Ezzel is magyarázható, hogy a mediterrán *A. nasatum* egyre növekvő populációit figyeltük meg a Csepeli mintavételi helyen. A legmagasabb Shannon-Wiener diverzitást és a legegyszerűsebb fajmegoszlást is az M0-ás autópálya szegélyeiben találtuk, ami nem meglepő, hiszen egy élőhely állatközössége annál diverzebb, minél összetettebb struktúrával rendelkezik (August 1983). A városi élőhelyeket a hőhatás mellett, a komplexitás, a mozaikosság és a kettőség is jellemzi, amely a sűrűn beépített városmagra és a természetközeli élőhelyekkel határos kertvárosi zónák váltakozására utal (Vilisics & Hornung 2008). A legalacsonyabb diverzitású észak-keleti fekvésű M3-as autópálya Nyíregyháza mintavételi helyén találtuk meg a korábban ritkának tartott változékony gömbászka (*Armadillidium versicolor*) két példányát. Ennek az Erdélyben őshonos fajnak (Ferenți & Covaciu-Marcov 2013) mára hazánkban is egyre több elszórt előfordulása regisztrált a Dráva, a Duna, a Balaton mellett (Farkas & Vilisics 2013) és a Mátra-hegységben (Vona-Túri *et al.* 2012). Az M3-as autópálya kedvezett legkevésbé a ritka fajok megtelepedésének, ellenben a tág tűrésű, homogenizáló fajoknak (*A. vulgare*, *T. nodulosus*, *T. rathkii*, *P. collicola*) ezek a területek megfelelő táplálékot nyújtottak. Csaknem az összes élőhelyet benépesítették és megfigyelhető volt ennek a néhány fajnak a túlszaporodása, ami a diverzitás csökkenését okozta. E domináns r-stratégista fajok jó terjedő képességűek, ugyanis rövid életük során nagyszámú egyednek hoznak a világra mielőtt

gyors fejlődésük befejeződne (Quadros *et al.* 2009). Összehasonlítva a különböző sztrádák szárazföldi ászka-együtteseinek szerkezetét azt tapasztaltuk, hogy a két legalacsonyabb fajszámú autópálya szegély szárazföldi ászka-együttese hasonlítanak egymásra a legjobban, de közöttük is csak alig több mint 66%-os hasonlóság figyelhető meg. A legfajgazdagabb M7-es és a legalacsonyabb diverzitású M3-as autópálya szárazföldi ászka-együttese tértek el egymástól a legnagyobb mértékben, és e két sztrádán a fajoknak csupán 26,7%-a volt azonos. Ez az aránylag alacsony szimilitás egybevág az általunk észlelt magas fajkicserélődéssel és komplementaritással, mivel a két legkülönbözőbb autópályán tapasztaltuk a legmagasabb β -diverzitást. Elmondhatjuk, hogy a szárazföldi ászkarakok esetében az autópályák erősen β -diverz területek, mert minden sztrádán az összes fajgazdagság közel 50%-a megtalálható volt. A Róma-Kijev és az Athén-Brüsszel tengely kiteljesedésével a magyarországi autópályák kutatása időszerűvé vált (Kozár 2009). Ennek ellenére a hazai sztrádák élővilága alig ismert, különös tekintettel az ízeltlábú faunára. A hazai nyomvonalas létesítmények szárazföldi ászkarak-együtteseinek első kutatóiként, nem tudjuk a vizsgálataink kimenetét összevetni más, sztráda menti szárazföldi ászkafaunára vonatkozó elterjedési adatokkal. De ha az autópályát vesszük figyelembe, akkor elmondhatjuk, hogy az eredményeink megegyeznek Kiss *et al.* 2013a, b, Koczor *et al.* 2012, Kontschán & Kiss 2013, Kozár *et al.* 2004, 2013, Knapp *et al.* 2013 munkáival, miszerint számos déli eredetű inváziós és kártevő ízeltlábú faj hazai megjelenése igazolható az utóbbi években és országos léptékben történő elterjedésükben szerepe lehet az autópályának, mint ökológiai folyosónak.

Köszönetnyilvánítás – Köszönetünket fejezzük ki Kádár Ferencnek a talajscsapdás gyűjtésekben végzett munkájáért és az anyagok válogatásáért, továbbá néhai Illyés Eszternek a cönológiai felmérésért. A gyűjtéseket az OTKA k83829-es kutatási programjának keretében végeztük.

Irodalomjegyzék

- Alaruikka, D. M., Kotze, D. J., Matveinen, K. & Niemelä, J. (2002): Carabid and spider assemblages along an urban to rural gradient in Southern Finland. – *J. Insect Conserv.* **6**: 195–206.
- August, P. (1983): The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. – *Ecology* **64**: 1495–1507.
- Bartholy, J., Bihari, Z., Horányi, A., Krüzselyi, I., Lakatos, M., Pieczka, I., Pongrácz, R., Szabó, P., Szépszó, G. & Torma, Cs. (2011): Hazai éghajlati tendenciák. – In: Bartholy, J., Bozó, L. & Haszpra, L. (szerk): Klímaváltozás – 2011, *Klímaszcenáriók a Kárpát-medence térségére*. A Magyar Tudományos Akadémia és az Eötvös Loránd Tudományegyetem Meteorológiai Tan-
széke, ISBN 978-963-284-232-5.

- Berg, M.P. & Wijnhoven, H. (szerk) (1998): *Landpissebedden. Een tabel voor de landpissebedden (Crustacea: Oniscidae) van Nederland en België*. – Wetenschappelijke Mededelingen KNNV, 221 pp.
- Bogyó, D., Magura, T., Simon, E. & Tóthmérész, B. (2015): Millipede (Diplopoda) assemblages alter drastically by urbanisation. – *Landscape Urb. Plann.* **133**: 118–126.
- Charles, H. & Dukes, J. S. (2007): Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. – In: Nentwig, W. (szerk.): *Biological invasions* (Ecological Studies Vol. 193) Springer-Verlag, Berlin, 217–237.
- Csorba, P. (2005): Magyarország út- és vasúthálózatának ökológiai tájfragmentációs hatása. – *Öko XIII*(3–4): 102–112.
- Favila, M. & Halffter, G. (1997): The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. – *Acta Zool. Mex.* **72**: 1–25.
- Farkas, S. & Vilisics, F. (2013): Magyarország szárazföldi ászkarák faunájának határozója (Isopoda: Oniscidea). – *Nat. Somogy.* **23**: 89–124.
- Ferenti, S. & Covaciu-Marcov, S. D. (2013): Travelling isopods: *Oniscus asellus* (Crustacea, Isopoda) in an anthropogenic habitat from north-western Romania. – *Entomol. Rom.* **8**: 11–13.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bionette, J. A. & Clevenger, A. P. (szerk.) (2002): *Road Ecology: Science and Solutions*. – Island Press Washington, Covelo, London, 481p.
- Gregory, S. J., E. Hornung, Z. Korsós, A. D. Barber, R. E. Jones, R. D. Kime, J. G. E. Lewis & H. J. Read (2009): Woodlice (Isopoda: Oniscidea) and the centipede *Scutigera coleoptrata* (Chilopoda) collected from Hungary by the British Myriapod Group in 1994: Notes and observations. – *Fol. Entomol. Hungarica* **70**: 43–61.
- Hammer, O., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. – *Palaeontol. Electron.* **4**/1: 9.
- Hansen, M. J. & Clevenger, A. P. (2005): The influence of disturbance and habitat on the frequency of non-native plant species along transportation corridors. – *Biol. Conserv.* **125**: 249–259.
- Hopkin, S.P. (szerk.) (1991): A Key to the Woodlice of Britain and Ireland. – AIDGAP, Field Studies Council Publication No. **204**. 52 pp.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Szlávecz, K. (2007): Hazai szárazföldi ászkarák fajok (Isopoda, Oniscidea) tipizálása két nagyváros, Budapest és Baltimore (ÉK Amerika) összehasonlításának példájával. – *Termvéd. Közl.* **13**: 47–58.
- Horváth, R., Magura, T. & Tóthmérész, B. (2012): Ignoring ecological demands masks the real effect of urbanization: a case study of ground-dwelling spiders along a rural-urban gradient in a lowland forest in Hungary. – *Ecol. Res.* **27**: 1069–1077.
- Jodoin, Y., Lavoie, C., Villeneuve, P., Theriault, M., Beaulieu, J. & Belzile, F. (2008): Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. – *J. Appl. Ecol.* **45**: 459–466.
- Kiss, B., Karap, A., Kis, A. & Szita, É. (2013a): Az amerikai lepkekabóca (*Metcalfa pruinosa*) és a tujakabóca (*Liguropia juniperi*) előfordulása hazai autópálya pihenőhelyeken. – *Növényvéd.* **49** (12): 571–575.
- Kiss, B., Lengyel, G., Nagy, Zs. & Kárpáti, Zs. (2013b): A pettyesszárnyú muslica (*Drosophila suzukii*) első Magyarországi előfordulása. – *Növényvéd.* **49**(3): 97–99.
- Knapp, M., Saska, P., Knappova, J., Vonicka, P., Moravec, P., Kurka, A. & Andel, P. (2013): The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: implications for biodiversity conservation. – *Biol. Cons.* **164**: 22–29.
- Koczor, S., Kiss, B. Szita, É. & Fetykó, K. (2012): Two Leafhopper Species New to the Fauna of Hungary (Hemiptera: Cicadomorpha: Cicadellidae). – *Acta Phytopathol. Entomol. Hung.* **47**: 69–73.

- Kontschán, J. & Kiss, B. (2013): Egy ritka takácsatka, a *Petrobia latens* (Müller, 1776) második igazolt előfordulása Magyarországon (Acari: Tetranychidae). – *Növényvéd.* **49**: 281–284.
- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy. & Czúcz, B. (2008): Az éghajlatváltozás hatásai a természetes élővilágra és teendőink a megőrzés és kutatás területén. – *Termvéd. Közl.* **14**: 5–39.
- Kozár, F. (2009): Pajzstetű (Hemiptera: Coccoidea) fajok és a klímaváltozás: Vizsgálatok magyarországi autópályákon. – *Növényvéd.* **45**: 577–588.
- Kozár, F., Szentkirályi, F., Kádár, F. & Bernáth, B. (2004): Éghajlatváltozás és a rovarok. – “AGRO-21” Füzetek **33**: 49–64.
- Kozár, F., Szita, É., Fetykó, K., Neider, D., Konczné Benedicty, Zs. & Kiss, B. (2013): Pajzstetvek, sztrádák, klíma. – MTA ATK Növényvédelmi Intézet, Budapest.
- Lakatos, M., Szentimrey, T. & Bihari, Z. (2011): Application of gridded daily data series for calculation of extreme temperature and precipitation indices in Hungary. – *Időjárás* **115**: 99–109.
- Láng, I., Csete, L. & Jolánkai, M. (2007): A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. A VAHAVA jelentés. – Budapest, Szaktudás Kiadó Ház, 220 p. ISBN:9639736177
- Lesbarreres, D., Primmer, C.R., Lode, T. & Merila, J. (2006) The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. – *Ecoscience* **13**: 531–538.
- Le Viol, I., Chiron, F., Julliard, R. & Kerbirou, C. (2012): More amphibians than expected in highway stormwater ponds. – *Ecol. Eng.* **47**: 146–154.
- Magura, T., Nagy, D. & Tóthmérész, B. (2013): Rove beetles respond heterogeneously to urbanization. – *J. Insect. Cons.* **17**: 715–724.
- Magurran, A. E. (2004): Measuring biological diversity. – Blackwell Science, Oxford, 260 pp.
- Magurran, A. E. (2006): Measuring biological diversity. – Blackwell Publishing, 256 pp.
- Meunier, F. D., Verheyden, C. & Jouventin, P. (1999): Bird communities of highway verges: influence of adjacent habitat and roadside management. – *Acta Oecol.* **20**: 1–13.
- Pauchard, A. & Alaback, P.B. (2006): Edge type defines alien plant species invasions along *Pinus contorta* burned, highway and clearcut forest edges. – *Forest Ecol. Manag.* **223**: 327–335.
- Quadros, A. F., Caubet, Y. & Araujo P. B. (2009): Life history comparison of two terrestrial isopods in relation to habitat specialization. – *Acta Oecol.* **35**: 243–249.
- Schmalfuss, H. (2003): World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). – *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde* (Ser. A). **654**: 1–341.
- Schmera, D. & Erős, T. (2008): A mintavételi erőfeszítés hatása a mintareprezentativitásra. – *Acta Biol. Debrecina, Suppl. Oecol. Hung.* **18**: 209–213.
- Schmidt, C. (1997): Revision of the European species of the genus *Trachelipus* Budde-Lund, 1908 (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). – *Zool. J. Linn. Soc-Lond.* **121**: 129–244.
- Stewart, I. D. (2011). A systematic review and scientific critique of methodology in modern urban heat island literature. – *Int. J. Climatol.* **31**: 200–217.
- Thuiller, W., Richardson, D. M. & Midgley, G. F. (2007): Will Climate Change Promote Alien Plant Invasions? – In: Nentwig, W. (szerk.) *Biological invasions* (Ecological Studies Vol. 193) Springer-Verlag, Berlin, 197–211 pp.
- Vilisics, F. & Hornung, E. (2008): A budapesti szárazföldi ászkarákfauna (Isopoda: Oniscidea) kvalitatív osztályozása. – *Állattani Közl.* **93**: 3–16.
- Vona-Túri, D., Szmatona-Túri, T. Kiss, B. (2012): Adatok a Mátra-hegység ászkarák (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) faunájához, különös tekintettel az út menti élőhelyekre. – *Termvéd. Közl.* **18**: 537–548.

Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: Az autópálya mintavételi helyek jellemzése.

Függelék 2: A fajok egyedszáma (N) és megoszlása a mintavételi helyeken.

Függelék 3: A fajok relatív abundancia (A_r) és frekvencia (F) értékei a három mintavételi év folyamán.

Ecologic evaluation and diversity changes of terrestrial isopod assemblages (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) on Hungarian highway margins

Diana Vona-Túri¹, Tünde Szmatona-Túri² and Balázs Kiss³

¹*Eötvös József Református Oktatási Központ,
H-3360 Heves, Dobó út 29, Hungary*

²*Mátra Erdészeti, Mezőgazdasági és Vadgazdálkodási Szakképző Iskola,
H-3232 Mátrafüred, Erdész út 11, Hungary*

³*Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományi Kutatóközpont Növényvédelmi Intézet,
H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15, Hungary
e-mail: turidiana79@gmail.com*

Terrestrial isopods of Hungarian highways were compared to each other. The aim of our study was to evaluate the side regions of highways based on ecological patterns of isopod assemblages. The highest diversity was along M0 highway and the highest species richness was identified on the margins of M7 highway, the lowest ones were recorded on the side regions of M3 highway. The composition similarity between M7 and M3 highways of terrestrial isopod assemblages was the lowest, but the species turnover was the highest there. In the side regions of M1 and M7 highways and in the habitats around the capital the highest species richness and some southern species were found. The areas are characterized by the high complementarity as nearly 50% of the species richness can be found in each of the habitats. Altogether we may conclude that in the highway margins uniquely structured isopod communities occurred due to the mosaic-like man-made environment.

Keywords: Isopods, highway margins, diversity, number of species, similarity, species turnover, complementarity

Tartalomjegyzék

Ambrus András, Szabadfalvi András, Kőrösi Ádám és Patalenszki Adrienn: A fokozottan védett keleti lápibagoly (<i>Arytrura musculus</i>) jelölés-visszafo- gásos populációvizsgálata egy természetkárosítási ügy kapcsán.	1
Arany József: Lisztbogár fejlődési stádiumain alapuló tesztrendszer kidolgozása környezeti terhelés jellemzésére.	10
Bolla Bence és Filotás Zoltán: A Nagy-bugaci erdő természetvédelmi-erdészeti kezelése	18
Debnár Zsuzsanna: Szegélyhatás vizsgálata talajfelszíni ízeltlábúak (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) esetén tölgyes erdő – erdőszegély – gyep élőhelymozaikban.	24
Dékány Bucsú, Kövér Szilvia és Babocsay Gergely: A fali gyík (<i>Podarcis muralis</i>) városi elterjedését és állományszerkezetét befolyásoló tényezők vizsgálata	32
Dolezsai Anna, Sály Péter, Takács Péter és Erős Tibor: Alternatív javaslatok a hazai halfauna sokféleségét megfelelően reprezentáló természetvédelmi területhálózat létrehozására	41
Dudás János, Endrédi Anett, Veres Anikó, Nagy János: A tőzegeper (<i>Comarum palustre</i> L.) ex-situ védelme	51
Fabók Veronika, Kovács Eszter és Kalóczkai Ágnes: Érintettek percepcióinak feltárása egy védett ragadozómadarakkal kapcsolatos konfliktusban a Jász- ság SPA részvételi tervezési folyamata során.	64
Fuisz Tibor István, Vas Zoltán, Kőrösi Ádám, Pereszlényi Ádám, Túri Katalin, Urbán Sándor és Karáth Kata: Természetvédelem és kutatás hazánk egyik legnagyobb gyurgyalag (<i>Merops apiaster</i> Linnaeus, 1758) költőtelepén	76
Győri-Koósz Barbara, Katona Krisztián és Faragó Sándor: Az ürge (<i>Spermophilus citellus</i>) szezonális táplálék preferenciája szárazabb legelő- kön és kaszált területeken.	87
Kalóczkai Ágnes, Pataki György, Kelemen Eszter, Kovács Eszter és Fabók Ve- ronika: A földhasználati konfliktusok tényezői és dinamikája védett termé- szeti területeken	97

Katona Krisztián, Fehér Ádám és Szemethy László: Vadkár-okozók állománycsökkentésétől a növény-növényevő kapcsolatrendszerek többoldalú kezeléséig.	108
Kelemen Eszter, Lazányi Orsolya, Arany Ildikó, Aszalós Réka, Bela Györgyi, Czucz Bálint, Kalóczkai Ágnes, Kertész Miklós, Megyesi Boldizsár és Pataki György: Ökoszisztéma szolgáltatásokról a kiskunsági Homokhátság társadalmának szemszögéből	116
Kiss Márton, Takács Ágnes, Pogácsás Réka, Berkes Lilla és Gulyás Ágnes: Klimatológiai vonatkozású városi ökoszisztéma szolgáltatások értékelése Szeged példáján	130
Kondor Tamás, Estók Péter, Szentgyörgyi Péter, Szőke Krisztina és Cserkész Tamás: A csikos szőcskeegér helyzete a Hernád-völgyben	139
Kovács Eszter és Bela Györgyi: Az ökoszisztémák és a biodiverzitás megőrzésének társadalmi és gazdasági jelentősége néhány példával illusztrálva	151
Miglécz Tamás, Donkó Ádám, Valkó Orsolya, Deák Balázs, Török Péter, Kelemen András, Drexler Dóra és Tóthmérész Béla: Szőlősorköz takarónövényzet létrehozására szolgáló magkeverékekkel kapcsolatos tapasztalatok	160
Mizser Szabolcs, Tajthi Bence, Debnár Zsuzsanna és Nagy D. Dávid: Tájidegen ültetvények hatása az alföldi őshonos tölgyesek pók- (Araneae) és holyvák (Coleoptera: Staphylinidae) együtteseire	170
Nagy D. Dávid és Mizser Szabolcs: Holyvák válasza a mikroélőhelyek és a mozaikosság csökkenésére urbanizációs grádiens mentén	178
Nagy Leila és Mizser Szabolcs: Az <i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804) (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) toxikus elemtartalmának vizsgálata urbanizációs grádiens mentén	186
Orf Stephanie, Urszán Tamás János, Hettyey Attila, Nagy Gergely és Herczeg Gábor: A vízszintcsökkentés hatása erdei béka (<i>Rana dalmatina</i>) ebihalak egyedfejlődésére	194
Patalenszki Adrienn, Kőrösi Ádám, Ambrus András, Csösz Sándor és Szindekovichs Ágnes: Demográfiai különbségek és eltérő élőhelyhasználat két együttesen előforduló <i>Maculinea nausithous</i> és <i>Maculinea teleius</i> populációban	203

Peti Erzsébet, Málnási Csizmadia Gábor, Oláh Imre, Schellenberger Judit, Török Katalin, Halász Krisztián és Baktay Borbála: A Pannon Magbank program (2010–2014) maggyűjtési, tárolási, előzetes életképesség vizsgálati eredményei és módszerei	215
Marticsek József, Molnár Dániel, Mozsgai Katalin, Podmaniczky László, Skutai Julianna és Tóth Péter: Az agrár-környezetgazdálkodási támogatási rendszer fejlesztési lehetőségei (Hogyan tovább agrár-környezetgazdálkodás?) .	232
Prommer Mátyás, Horváth Márton és Bagyura János: Mennyire elégséges a Natura 2000 hálózat a nagy diszperzió-képességű jelölő fajok védelméhez?	243
Samu Zoltán Tamás, Bódis Judit és Varga Anna: Egy belső-somogyi fás legelő múltja, jelene és jövője természetvédelmi szempontból	253
Seres Anikó, Tóth Zsolt, Hornung Erzsébet, Pörneki Anita, Szakálas Judit, Nagy Péter István, Boros Gergely, Ónodi Gábor és Kröel-Dulay György: Szerves anyag lebomlás vizsgálatok módszertani kérdései egy védett homokpusztagyep talajában	262
Sólyom Katalin: A rózsagubacsdarázs (<i>Diplolepis rosae</i> Linnaeus, 1758) gubacsainak madárpredációja	271
Somay László, Ádám Réka és Boros Gergely: Ganéjtúró bogarak trágyalebon-tásban betöltött szerepének vizsgálata Bugacon	281
Szakálas Judit, Kröel-Dulay György, Kerekes Ivett, Seres Anikó, Ónodi Gábor és Nagy Péter: Extrém szárazság és a növényzeti borítottság hatása szaba-don élő fonálféreg együttesek denzitására	293
Szanyi Szabolcs, Nagy Antal, Rácz István András és Varga Zoltán: Klí-ma- és élőhelyfüggő szárny-dimorfizmus a Roesel-rétiszöcskénél (<i>Metrioptera roeselii</i> , Ensifera, Tettigoniidae).	301
Szigeti Viktor, Harnos Andrea, Körösi Ádám, Bella Marcell és Kis János: Kis Apolló-lepkék (<i>Parnassius mnemosyne</i>) élőhelyhasználata nektárforrások és lárvális tápnövényük függvényében	311
Tajthi Bence: Az urbanizáció hatása növényzetlakó pókokra a debreceni Nagyerdő területén.	321
Takács Márton, Mravcsik Zoltán és Malatinszky Ákos: Fejér megye legnagyobb törzskerületű fái	330
Tanács Eszter: Eltérő szerkezetű erdőállományok lehatárolása légifelvétel alapján, objektum-alapú módszerekkel	340

Tóth Zsolt, Hornung Erzsébet, Sarel Cilliers, Dombos Miklós, Johan Kotze, Heikki Setälä, Stephanie A. Yarwood, Ian D. Yesilonis, Richard V. Pouyat és Szlávecz Katalin: Előzetes eredmények városi talajok lebontó hatásfokának vizsgálatáról (GLUSEEN-Projekt, Budapest)	352
Ujhegyi Nikolett, Biró Zsolt, Patkó László, Keller Norbert és Szemethy László: Élőhelyfejlesztés és ragadozógazdálkodás hatása a mezei nyúl (<i>Lepus europaeus</i>) populációdinamikájára.	362
Valkó Orsolya, Tóth Katalin és Deák Balázs: Gyeprekonstrukció lecsapoló csatornák betemetésével a Hortobágyi Nemzeti Parkban	373
Vaskor Dóra, Józán Zsolt, Lengyel Attila és Sárospataki Miklós: Féltermészetes gyepek és parlagok méhközösségei és növény-megporzó kapcsolatai a Cserhátban	383
Vona-Túri Diána, Szmatona-Túri Tünde, Kiss Balázs: Autópályák szárazföldi ászkarák-együtteseinek (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) ökológiai és diverzitás vizsgálata	395

Contents

András Ambrus, András Szabadfalvi, Ádám Körösi and Adrienn Patalenszki: Mark-recapture population estimation of the highly endangered noctuid moth <i>Arytrura musculus</i>	9
József Arany: Elemental contents in flour beetles (<i>Tenebrio molitor</i> L.) during the life cycle	17
Bence Bolla and Zoltán Filotás: Nature conservation and forest management of the Great Bugac Forest.	23
Zsuzsanna Debnár: Edge effects in oak forest – forest edge – grassland complex for ground-dwelling beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae)	31
Bulesú Dékány, Szilvia Kövér and Gergely Babocsay: Environmental factors influencing distribution and demographic structures of populations of the wall lizard (<i>Podarcis muralis</i>) in an urban environment	40
Anna Dolezsai, Péter Sály, Péter Takács and Tibor Erős: A proposition to establish a conservation area network for protecting fish assemblages in Hungary	50
János Dudás, Anett Endrédi, Anikó Veres and János Nagy: Ex-situ conservation of <i>Comarum palustre</i> in Hungary.	63
Veronika Fabók, Eszter Kovács and Ágnes Kalóczkai: Revealing stakeholder perceptions in a human- wildlife conflict during a public participation process in the Jászság SPA	75
Tibor István Fuisz, Zoltán Vas, Ádám Körösi, Ádám Pereszlényi, Katalin Túri, Sándor Urbán and Katalin Karáth: Conservation and research at the largest European Bee-eater (<i>Merops apiaster</i> Linnaeus, 1758) colony of Hungary . .	86
Barbara Győri-Koós, Krisztián Katona and Sándor Faragó: Seasonal shift in the diet of the European ground squirrel (<i>Spermophilus citellus</i>) in mowed or grazed dry grasslands.	96
Ágnes Kalóczkai, György Pataki, Eszter Kelemen, Eszter Kovács, and Veronika Fabók: The factors and dynamics of land-use conflicts.	107
Krisztián Katona, Ádám Fehér and László Szemethy: From the reduction of damage causing game populations to the multilateral management of herbivore-vegetation systems	115

Eszter Kelemen, Orsolya Lazányi, Ildikó Arany, Réka Aszalós, Györgyi Bela, Bálint Czúcz, Ágnes Kalóczkai, Miklós Kertész, Boldizsár Megyesi and György Pataki: Sociocultural valuation of ecosystem services provided by the Kiskunság sand ridge region	129
Márton Kiss, Ágnes Takács, Réka Pogácsás, Lilla Berkes and Ágnes Gulyás: Evaluation of climate-related ecosystem services of urban trees in Szeged (Hungary)	138
Tamás Kondor, Péter Estók, Péter Szentgyörgyi, Krisztina Szőke and Tamás Cserkész: The status of Southern birch mouse in the Hernád valley	150
Eszter Kovács and Györgyi Bela: Social and economic importance of the conservation of ecosystems and biodiversity illustrated with some examples. 159	
Tamás Miglécz, Ádám Donkó, Orsolya Valkó, Balázs Deák, Péter Török, András Kelemen, Dóra Drexler and Béla Tóthmérész: Experiences about vineyard cover crop seed mixtures	169
Szabolcs Mizser, Bence Tajthi, Zsuzsanna Debnár and Dávid D.Nagy: The effects of non-native plantations on ground-dwelling spider (Araneae) and rove beetle (Coleoptera: Staphylinidae) assemblages	177
Dávid D. Nagy and Szabolcs Mizser: Response of rove beetles to urbanization in a forested area of East-Hungary	185
Leila Nagy and Szabolcs Mizser: Toxic element content in isopods along an urbanization gradient	193
Stephanie Orf, Tamás J. Urszán, Attila Hettyey, Gergely Nagy and Gábor Herczeg: Effect of water level reduction on the development of wood frog (<i>Rana dalmatina</i>) tadpoles	202
Adrienn Patalenzski, Ádám Körösi, András Ambrus, Sándor Csósz and Ágnes Szindekovics: Different demography and habitat use in sympatric populations of <i>Maculinea teleius</i> and <i>Maculinea nausithous</i>	214
Erzsébet Peti, Gábor Málnási Csizmadia, Imre Oláh, Judit Schellenberger, Katalin Török, Krisztián Halász and Borbála Baktay: Seed collecting and storing results and preliminary seed viability results and methods of Pannon Seed Bank project (2010–2014)	231
József Marticsek, Dániel Molnár, Katalin Mozsgai, László Podmaniczky, Julianna Skutai and Péter Tóth: Development opportunities of the Hungarian agri-environmental payment system	242

Mátyás Prommer, Márton Horváth and János Bagyura: How sufficient is the Natura 2000 network to conserve highly dispersive species?	252
Zoltán Tamás Samu, Judit Bódis and Anna Varga: Past, present and future of a wood-pasture in Inner Somogy	261
Anikó Seres, Zsolt Tóth, Erzsébet Hornung, Anita Pörneki, Judit Szakálas, Péter István Nagy, Gergely Boros, Gábor Ónodi and György Kröel-Dulay: Methodological questions of organic matter decomposition in the soil of a protected sand grassland	270
Katalin Sólyom: Bird predation on Rose bedeguar gall (<i>Diplolepis rosae</i>)	280
László Somay, Réka Ádám and Gergely Boros: Study of the role of dung beetles in recycling dung at Bugac, Hungary	292
Judit Szakálas, György Kröel-Dulay, Ivett Kerekes, Anikó Seres, Ónodi Gábor and Péter Nagy: Effects of extreme drought manipulation on free-living nematode densities	300
Szabolcs Szanyi, Antal Nagy, István A. Rácz and Zoltán Varga: Climate- and habitat dependent differences in wing –dimorphism in Roesels’ bushcricket (<i>Metrioptera roeselii</i> , Ensifera: Tettigonoidea)	310
Viktor Szigeti, Andrea Harnos, Ádám Körösi, Marcell Bella and János Kis: Habitat use, larval host-plant and nectar-plant distribution in the Clouded Apollo butterfly <i>Parnassius mnemosyne</i>	320
Bence Tajthi: Effect of urbanization on vegetation-dwelling spiders in the Nagyerdő Forest, in Debrecen City, Hungary	329
Márton Takács, Ákos Malatinszky and Mravcsik Zoltán: The thickest trees of Fejér County	339
Eszter Tanács: Classification of forest stands according to structure heterogeneity using aerial photography and object-based methods	351
Zsolt Tóth, Erzsébet Hornung, Sarel Cilliers, Miklós Dombos, Johan Kotze, Heikki Setälä, Stephanie A. Yarwood, Ian D. Yesilonis, Richard V. Pouyat and Katalin Szlávecz: Preliminary results about analysis of decomposition efficiency in different quality of urban soils (GLUSEEN, Budapest)	361
Nikolett Ujhegyi, Zsolt Biró, László Patkó, Norbert Keller and László Szemethy: The impact of habitat improvement and predator control on the population dynamics of European brown hare (<i>Lepus europaeus</i>)	372
Orsolya Valkó, Katalin Tóth and Balázs Deák: Grassland recovery on soil-filled drainage channels in the Hortobágy National Park	382

Dóra Vaskor, Zsolt Józán, Attila Lengyel and Miklós Sárospataki: Wild bee communities and plant-pollinator interactions of semi-natural grasslands and fallows in Cserhát, Hungary	394
Díána Vona-Túri, Tünde Szmátóna-Túri and Balázs Kiss: Ecologic evaluation and diversity changes of terrestrial isopod assemblages (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) on Hungarian highway margins	406