

# TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

18. ÉVFOLYAM

A VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai  
Konferencia kötete  
(Debrecen, 2011. november 3-6.)

A Magyar Biológiai Társaság  
Környezet- és Természetvédelmi  
Szakosztályának közleményei

Budapest, 2012

A Természetvédelmi Közlemények ezen számának megjelenését a  
konferencia résztvevők és szponzorok  
támogatása tette lehetővé

Ezt a kötetet szerkesztette:  
Török Péter

Szerkesztő bizottsága:  
Báldi András (elnök)  
Horváth Ferenc  
Horváth Győző  
Kiss István  
Liker András  
Lőkös László (szerkesztő)  
Margóczy Katalin  
Peregovits László (szerkesztő)

Technikai szerkesztés, tördelés:  
László Zoltán

Szerkesztőség címe:  
Báldi András  
Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai Kutatóközpont,  
2163 Vácrátót Alkotmány u. 2-4.  
E-mail: baldi.andras@okologia.mta.hu

ISSN 1216-4585

© Magyar Biológiai Társaság  
1088 Budapest, Bródy Sándor u. 16.

## Tartalomjegyzék

Ángyán József: A Nemzeti Vidékstratégia agrár-környezethasználati koncepciója	7
Ádám Szilvia és Malatinszky Ákos: A Szőnyi-szigetcsoport tájtörténete és vegetációja	15
Angyal Dorottya: A Mánfai-kőlyuk gerinctelen faunájának alakulása a vízmű általi hasznosítás tükrében – előzetes eredmények	24
Babocsay Gergely és Vági Balázs: Fogvatkozó haragossiklók – növekvő civil aktivitás a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kétéltű- és Hüllővédelmi Szakosztályában	34
Baranyai Edina: Tölgyerdő, kertvárosi erdőterület és városi park fainak levelén kiülepedett por és a levelek elemtartalmának vizsgálata	45
Biró Éva, Óvári Miklós, Varga Anna és Bódis Judit: A Vergyálomi szőlő-hegy (Zala megye) tájtörténete és florisztikai értékei	58
Biró Zsolt, Katona Krisztián, Bleier Norbert, Lehoczki Róbert, Újváry Dóra, Szilágyi Zsolt, Markolt Ferenc és Szemethy László: A körösladányi vadaskert vaddisznó állományának hatása a védett növényekre	67
Bolla Bence: Inváziós növényfajok irtása a Csengődi-síkon	77
Csecserits Anikó, Rédei Tamás, Lupták Réka és Somodi Imelda: Hegylábi parlagokon kialakuló élőhelyek típusát és növényzetének fajösszetételét befolyásoló tényezők	82
Csengeri Erzsébet és Nótári Krisztina: Ellátó szolgáltatás becslése a hortobágyi pusztán	94
Csicsek Gábor és Ortmann-né Ajkai Adrienne: Rekultivált meddőhányó szekunder szukcessziójának vizsgálata a gyepszint alapján	105
Csonka Diána, Halasy Katalin, Mrak Polona, Štrus Jasna és Hornung Erzsébet: <i>Armadillidium</i> -fajok (Isopoda: Oniscidea) élőhelyi adaptációjának morfológiai háttere	115
Czóbel Szilárd, Pap Krisztina, Huszti Emese, Szirmai Orsolya, Pándi Ildikó, Németh Zoltán, Vikár Dóra és Penksza Károly: Nyílt homokpusztagyep társulás magvetéses technikával történt kialakításának előzetes eredményei ex situ körülmények között	127

Debnár Zsuzsanna: Gyepék méretének, izoláltságának és legeltetési intenzitásának hatása növényzetlakó pókegyüttesekre nyírségi homoki legelőkön	139
Endrédi Anett, Molnár Attila és Nagy János: A kunsági bükköny ( <i>Vicia biennis</i> L.) ex-situ védelme	150
Flórián Norbert, Kavecsánszki Alexandra és Ladányi Márta: Békamentés és szemléletformálás a Tápió-Hajta vidékén	159
Fülep Teofil: A planáriák (Platyhelminthes: Tricladida) előfordulásának változásai a Bükk hegységi Garadna és Szinva patakok vízgyűjtőjén	171
Gubányi András, Wohlfart Richárd, Ficsor Johanna, Gergely Attila, Hahn István, Krámer Tamás, Ronkay László, Mohácsiné Simon Gabriella és Scharek Péter: Élőhely-szimulációs modell a szigetközi hullámtér tájrehabilitációs megoldásaira	179
Halasi-Kovács Béla és Váradi László: A természetesvízi halászat szerepe vizeink biodiverzitásának alakulásában	191
Hatvani István Gábor, Kovács József és Korponai János: Mintavételezési gyakoriság optimalizálása variogram függvénnyel a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer példáján	202
Herczeg Róbert, Horváth Barbara, Stercz Balázs, Tóth Dániel, Somogyi Balázs és Horváth Győző: Mozaikos területen domináns rágcsálófajok terület-elfoglalásának változása legeltetés, mint zavaró tényező hatására	211
Horváth Roland: Az urbanizáció hatása erdei talajlakó pókokra	224
Jakusch Pál, Jakuschné Kocsis Tímea és Kardis Erika: Környezeti nevelés hatékonyságának mérése a CELODIN Zalai Alapítvány ökotáborában	234
Jakusch Pál, Tokai Richárd, Földes Tamás és Anda Angéla: A Mágneses Rezonancia felhasználása a vörösiszap szennyezés repce növényre gyakorolt hatásának vizsgálatában	239
Juhász Lajos, Kövér László és Gyüre Péter: A debreceni dolmányos varjú ( <i>Corvus cornix</i> L. 1758) populáció fészkelésbiológiája	247
Kalóczkai Ágnes, Kelemen Eszter és Pataki György: Agrár-környezetgazdálkodás a Peszéradacsi rétek gazdálkodóinak szemszögéből	257
Kiss Ádám, Korompai Tamás, Kozma Péter, Katona Gergely, Tóth János Pál és Varga Zoltán: Természetvédelmi szempontból jelentős lepkefajok és fajegyüttesek a Mátra xerotherm tölgyeseiben (Insecta: Lepidoptera)	267
Kiss Orsolya, Felde Orsolya és Moskát Csaba: A mozaikgyepék szerepe a szalakóta ( <i>Coracias garrulus</i> ) táplálkozó területeinek megőrzésében	276

Komoly Cecília, Türei Dénes, Csathó András István, Pifkó Dániel, Juhász Melinda, Somodi Imelda és Bartha Sándor: Fűvetés hatása a parlagfű ( <i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.) tömegességére egy tiszalparti fiatal parlagon	283
Kutasi Csaba, Szél Győző, Kádár Ferenc és Markó Viktor: Védett futóbogarak (Col.: Carabidae) előfordulása hazánk mezőgazdasági területein	294
László Zoltán és Tóthmérész Béla: Élőhelyi és tájleptékű hatások a rózsagubacsok parazitoidjaira	305
Lisztes Anna, Végvári Zsolt, Varga Márta, Mózes Edina és Barta Zoltán: Partimadarak állományváltozása és potenciális táplálékbazisa a balmazújvárosi Nagy-szikén (előzetes eredmények)	315
Lukács Balázs András és Radócz Szilvia: Vegetációátmenetek dinamikája szikes élőhelykomplexumokban, eltérő csapadékjárású években	326
Malatinszky Ákos, Ádám Szilvia, Beniczek Mihály, Bundai Zsófia, Fehérvári Bence és Filó Andrea: Önkéntesek bevonása 8-18 évesek természetvédelmi nevelésébe: a Süni táborok 25 éve	338
Margóczi Katalin, Málóvics György, Gébert Judit és Roboz Ágnes: Kinek szolgáltat a természet?	347
Mérő Thomas Oliver és Bocz Renáta: A gyeprekonstrukció hatása a kisméltos együttesekre Egyek-Pusztakócson (Hortobágy)	359
Miglécz Tamás és Tóth Katalin: Lokális talajmagbank szerepe löszgyepek helyreállításában	370
Nagy Dávid: Ültetvények és őshonos tölgyesek holyvaegyüttese (Staphylinidae)	383
Nagy Gergő Gábor és Czucz Bálint: Három síkvidéki kistáj ökológiai értékelése növénytani és madártani mutatók alapján	393
Ónodi Gábor és Csörgő Tibor: A nagy fakopáncs ( <i>Dendrocopos major</i> Linnaeus, 1758) élőhely preferenciája nagy mozaikosságú élőhelyen	402
Ortmann-né Ajkai Adrienne, Csiczek Gábor, Bölöni János és Horváth Ferenc: Merre tart a Bükkhát Erdőrezervátum?	415
Pinke Zsolt: A költség alapú értékelés és a szabályozó ökoszisztéma szolgáltatások szerepe a belvizes területek vizes élőhelyé alakításában	425
Rákóczi András Márton és Samu Ferenc: A budai Sas-hegy pókegyütteseinek hosszú- és rövidtávú változása, különös tekintettel a gyeprehabilitációs kezelésekre hatására	435

Rozner György, Ferincz Árpád és Miókovics Eszter: Adatok a ( <i>Cordulegaster bidentata</i> Sélys, 1843) és a kétszikos hegyiszitakötő ( <i>Cordulegaster heros</i> Theischinger, 1979) elterjedéséhez a Bakonyban	447
Szabó Gyula: Az egyek-pusztakócsi gyeprekonstrukció hatása vadméhekre (Hymenoptera: Apoidea)	456
Szekeres Balázs, Belényesi Márta, Prommer Mátyás és Tóth László: A kerecsensólyom ( <i>Falco cherrug</i> ) élőhely-preferencia vizsgálatának tapasztalatai a Hevesi-sík mintaterületen	467
Szmatona-Túri Tünde és Vona-Túri Diána: A magyar aknászpók ( <i>Nemesia pannonica</i> Herman, 1879) újabb előfordulása Magyarországon	480
Tatár Sándor, Bajomi Bálint, Balován Bence, Tóth Balázs, Sallai Zoltán, Demény Ferenc, Urbányi Béla és Müller Tamás: Élőhely-rekonstrukció lápi halfajok számára	487
Tóth Mihály és Puky Miklós: Herpetológiai adatgyűjtés önkéntesek fotói alapján a Kárpát-medencében: előzetes eredmények	499
Váczi Olivér, Bakó Botond, Bata Kinga, Koczka Krisztina, Sashalmi Éva, Varga Ildikó és Vozár Ágnes: Szemelvények a Vadonleső, önkéntesek munkáján alapuló természet-megfigyelő program első két évének eredményeiből	506
Valkó Orsolya, Deák Balázs, Kapocsi István, Tóthmérész Béla és Török Péter: Gyeppek kontrollált égetése, mint természetvédelmi kezelés – alkalmazási lehetőségek és korlátok	517
Vinkó Tamás, Szabados Klára és Vesna Kicošev: A Palicsi-tó ökoszisztéma szolgáltatásai – híd a természetvédelmi szakma és a lakosság között	527
Vona-Túri Diána és Szmatona-Túri Tünde: Adatok a Mátra-hegység ászkarák (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) faunájához, különös tekintettel az út menti élőhelyekre	537
Contents	549

## A Nemzeti Vidékstratégia agrár-környezethasználati koncepciója

Dr. Ángyán József

a Vidékfejlesztési Minisztérium parlamenti államtitkára

A Nemzeti Vidékstratégia jövőképe gazdálkodási hagyományainkból és abból az alapelvből indul ki, hogy: „*Város és vidéke közös sorson osztoznak, a vidék gerince pedig a mezőgazdaság*” (Vidéki Térségek Európai Kartája, 1996). A mezőgazdaságnak azonban nem minden formája képes a vidék megerősítésére, népességmegtartó képességének növelésére, természeti értékeinek megőrzésére és fenntartható hasznosítására.

A Kárpát-medence adottságai a jelenlegi mezőgazdálkodásnál sokkal jobb lehetőségeket kínálnak.

Magyarország szándékaink szerint olyan ország lesz, ahol a **többfunkciós, minőségi mezőgazdaság, a környezet- és tájgazdálkodás** válik általánossá, amely úgy állít elő szermaradvány-mentes, egészséges élelmiszereket, valamint helyi energiát és egyéb nyersanyagokat, hogy közben védi talajainkat, ivóvízbázisainkat, az élővilágot, a tájat és benne az embert, közösségeit és kultúráját - egyúttal munkát, megélhetést is biztosít a lehető legtöbb ember számára. **Ez a mindenütt** – gyengébb termelési adottságú, ám környezeti, természeti szempontból általában annál értékesebb területeinken is – **jelen lévő** („*területfedő*”), a tájak eltérő természeti adottságaihoz és gazdálkodási tradícióihoz **alkalmazkodó, életképes mezőgazdaság az egyéni/családi kis- és középbirtokok meghatározó szerepére épül**. Ez biztosítja a tulajdonosi szemléletből fakadó „*jó gazda gondosságát*”, az egymást követő generációk közti felelős viszonyt, valamint azokat a foglalkoztatási, minőségi termelési, élelmészeti és környezeti teljesítményeket, amelyek az egész társadalom számára és a vidék hosszú távú megmaradása szempontjából egyaránt létfontosságúak. Ez a ma még 200 ezres regisztrált – élethivatásszerűen mezőgazdasági tevékenységből élő – magángazdálkodói kör, továbbá a mintegy 400 ezres félig önálló, részfoglalkozású, részben a mezőgazdaságból jövedelemhez jutó gazdálkodói kör adja az agrárfejlesztés fő célcsoportjait.

A jelenlegi **menyiségi növekedésre alapozott gazdasági és társadalmi berendezkedés**, a természet regenerálódó képességét meghaladó erőforrás-használat **kedvezőtlen hatásai** nyilvánvalóak. Az ökológiai lábnyom-számítás szerint Magyarországon fejenként másfél hektárral több területet veszünk igénybe (3,5 ha), mint az egy főre eső biológiai kapacitás (2 ha), ami nem fenntartható. Az agrár- és élelmiszergazdaság az iparszerű természetési technológiákkal, az intenzív növényvédőszer- és műtárgya-felhasználással, az élelmiszerek csomagolásával és szállításával intenzíven terheli a környezetet. Ugyanakkor a mezőgazdaság mindig is több volt, mint egyszerű árutermelő ágazat vagy biológiai ipar, ki kell emelni tájfenntartó, természet-megőrző szerepét. Védett fajaink jelentős részének léte a megfelelő mezőgazdasági műveléssel fenntartott élőhelyektől függ. Évezredek tapasztalatokra épülő fenntartható rendszerei csak úgy alakíthatóak ki, ha a termelési, gazdasági teljesítmények javítására való törekvés a környezeti és társadalmi hatásokkal összhangban, a fenntartható mező- és erdőgazdálkodás, a környezet- és tájgazdálkodás elve alapján valósul meg.

A környezet állapota mellett **az átalakított környezet, mint rendszer működése** is számos **problémával terhelt**. Magyarország területe kedvező agroökológiai feltételekkel rendelkezik, azonban **nem mindenhol az adottságoknak, a környezetérzékenységnek megfelelő a földhasznosítás, a művelés intenzitása**. A hagyományos, a táji-természeti adottságokhoz alkalmazkodó gazdálkodási módok háttérbe szorulásával a biológiai sokféleség mellett a hazai tájak változatossága (pl. tájhasználat, tájképi adottságok) is csökken. A **természetes, mozaikos, változatos tájhasználat visszaszorul**, a mesterséges rendszerek további mesterséges megoldásokat generáló folyamata, a tájjal való küzdelem jellemző a fenntartható, együtt élő tájhasználat helyett. A hagyományos tájhasználatra jellemző mesterséges, valamint természetes eredetű, de az ember által alakított tájelemek, egyedi tájértékek funkciójukat elvesztve a helyi közösségek számára egyre kevésbé jelentenek értéket, ezért állapotuk romlik, számuk csökken. A Kárpát-medencei tájtervezés és tájgazdálkodás összehangolásának hiánya, illetve a szórványos együttműködések következtében gyakoriak az egymást kioltó folyamatok és törekvések.

A mély válságba jutott agrárium és vidék talpra állítása, megújítása, újjáépítése csak akkor lehet sikeres, ha **a súlyos helyzet kialakulásához vezető folyamatot** – a gazdálkodási formák, a földhasználati rendszerek, a birtok- és



üzemszerkezet, a környezet és a természeti rendszerek változását, továbbá a rendszerváltás folyamatát és tanulságait – **is elemezzük.**

A mezőgazdálkodás kezdetei óta azon igyekszik, hogy a termékei iránt állandóan növekvő keresletet a **földhasználat intenzitásának növelésével** minél jobban kielégítse. Ez az intenzitásnövelési alapkarakter és törekvés az egymás után következő **földművelési, földhasználati rendszerek** kialakulásán, fejlődésén, egymást váltó folyamatán jól nyomonkövethető.

**A parlagos, legelő- és/vagy erdőváltó földművelési rendszer** több mint ezer évig volt a mezőgazdasági termelés uralkodó formája.

Amikor a szántóföldek már nagyobb arányt foglaltak el, csökkenteni kellett a parlagoltatás idejét. Így a parlagidőszakból azok a szakaszok maradtak el, amelyek a talajtermékenység helyreállítását segítették elő. A gyomosodás viszont egyre nagyobb méreteket öltött. Ezen okok következtében a termés már nem elégítette ki a szaporodó lakosság igényét, tehát fokozatosan egy újabb – **az ugaros – földművelési rendszer** alakult ki a parlagos rendszerből. Európában a VII. század körül jelent meg, és mintegy háromszáz év múlva, vagyis a X-XI. század körül vált általánossá.

Ebben a rendszerben fokozatosan kialakultak a **művelési ágak**, és állandósult a szántóföldi művelés.

Az alapvetően **saját szükségletre** termelő rendszer egyensúlyát az **árutermelés** megjelenése bontotta meg. Kezdetben ezt újabb területek szántóföldi művelésbe vonásával oldották meg az erdők és a legelők rovására. A legelőterületek csökkenése következményeként kezdődött az ugarok legeltetése, mely az egyébként sem magas színvonalú talajművelés romlásához vezetett, s így a termésátlagok tovább csökkentek. Ebben az időben az ugaros földművelési rendszer már a népesség szaporodása valamint az ipar fejlődése miatt megnövekedett mennyiségi igényeket nem tudta kielégíteni.

Az ugaroltatás felváltására kialakult többféle földművelési rendszer közül a legnagyobb arányban a **vetésváltó földművelés** terjedt el. Legelőször a XVI-XVII. században alakult ki a mai Belgium és Hollandia területén. A XVIII. század folyamán Angliában, majd Franciaországban, a XIX. században pedig Németországban vált uralkodóvá. **Magyarországon** a vetésváltó rendszer a XIX. század végén kezdett terjedni először a városokhoz, ipari létesítményekhez (cukorgyárak) közeli, valamint az istállózó, intenzív állattenyésztést folytató gazdaságokban. Az előzőhöz viszonyítva lényeges változást jelentett a

talajhasználat, a talajtermékenység fenntartása, az új termelőeszközök és módok kialakulása terén.

A XVIII. és XIX. század fordulóján kezdődött el **az az újabb szakasz, amely a földhasználat intenzitásának leírt növelési folyamatába illeszkedik**, és még ma sem fejeződött teljesen be. Alapvető kiváltó oka a felgyorsult népességnövekedés és az ebből fakadó kereslet- és árnövekedés volt. A gazdálkodás kezdetben új területek meghódításával (pl. szűzföldek feltörése) és különböző melioratív beavatkozásokkal (pl. mocsarak lecsapolása, folyamszabályozás) igyekezett lépést tartani a népesség növekedésével. Ezek a törekvések azonban hamarosan korlátokba ütköztek, még akkor is, ha a XX. század közepéig eltartott az a folyamat és törekvés, hogy az ember az *“érintetlen természet”* utolsó szigeteit művelésbe vonja.

Ezt a folyamatot csak még jobban felgyorsította az az időbeli egybeesés, hogy éppen akkor **kezdték végleg kimerülni a területnövelésben rejlő termelésnövekedés lehetőségei**, amikor elkezdődött a – prognózisok szerint e századra is jelentős mértékben áthúzódó – **demográfiai robbanás**, amely következtében a világ jelenlegi 6 milliárdos népessége a XXI. század végére a 10 milliárd főt is meghaladhatja. Mindezek ellenére ma már mégsem azon folyik elsősorban a vita, hogy el tud-e ennyi embert tartani a Föld, hanem a különböző szakértők, gazdaság-, társadalom- és népesedéspolitikusok a népességnövekedés földrajzi eloszlását, gazdasági, szociális és ökológiai következményeit tartják aggasztónak. Azt, hogy miközben a népszaporulatnak 97-98 %-a azokban a fejlődő országokban valósul meg, amelyekben ma is a Föld népességének 80 %-a él, aközben **a világ népességének 1/5-ét kitevő „legfejlettebb” társadalmak tartják ellenőrzésük alatt a világ bruttó jövedelmének 4/5-ét, és fogyasztják el a javak, valamint szolgáltatások 86 %-át.**

Az **új út**, amelytől a XX. század közepén a problémák megoldását remélték, számos tényező eredőjeként mégis – vagy talán éppen ezért – az iparosodás és a mesterséges energiaráfordítás növelése, **a terméktömeg növelését célzó iparszerű gazdálkodás** kialakulása lett. Vizsgáljuk meg részletesebben e gazdálkodási rendszer jellemzőit, eredményeit és problémáit, amelyek napjainkra e rendszer megváltoztatását sürgetik.

**Az iparszerű**, energiaintenzív, nagy mesterséges ipari eredetű anyag- és energiafelhasználású **mezőgazdálkodási rendszerrel az ipar logikája** (zárt, ember által szabályozott tér, funkcionális kapcsolatokon alapuló, kívülről

vezérelt, pontosan kiszámított és kiszámítható folyamatok, stb.) **mint ideál jelenik meg a mezőgazdálkodásban**, az egyfajta „*biológiai iparrá*” válik. Alaptörekvése ennek megfelelően a **függetlenedés, mesterséges szabályozás, a természeti erőforrások fokozatos kicserélése** (helyettesítése) mesterséges erőforrásokkal.

Az **iparszerű gazdálkodás törekvéseinek és logikájának megfelelő** – a környezetnek az elhatározott funkciók és tevékenységek igényei szerinti átalakításával, a természeti erőforrások kikapcsolásával járó – **rohamos mesterséges energiárfordítás-növelési kényszer** olyan önmagát gerjesztő folyamat, amely már a termésátlagok növekedése időszakában is káros tendenciákat indított el a környezetben, majd ezen rejtett folyamatok **káros környezeti, gazdasági, társadalmi és regionális hatásai** már a felszínen is jól látható módon megjelentek.

Ezek a **negatív jelenségek többségükben az energiaintenzív, a tájak, termőhelyek adottságait és terhelhetőségét általában jelentősen meghaladó intenzitású földhasználat** és az ezzel együtt járó növekvő közvetlen (üzemanyag) és közvetett (pl. műtrágya, növényvédőszer, gép) energiabevitel **környezetterhelő és az élők munkáját, az embert kiszorító hatásának tulajdoníthatók**. Ezzel együtt – miután a szocialista elvek nem engedték a munkanélküliséget – megjelent, s a rendszerváltáskor robbanásszerűen előtört a rejtett munkanélküliség, a látszat-státuszok kreálása.

A **különböző gazdálkodási rendszerek energetikai hatékonysága rendkívül eltérő**. Annak tudatában tehát, hogy a fosszilis energiahordozók ára - véges mennyiségük következtében - az idő előrehaladtával kiszámítható módon, exponenciálisan növekedni fog, **az a gazdálkodási rendszer, amely csökkenő hatékonyság mellett a mesterséges ráfordítások növelésén alapul törvényszerűen ellehetetlenül**, nemcsak környezeti szempontból, hanem gazdasági oldalról is tarthatatlanná válik.

Ráadásul az ilyen rendszer mesterséges, fosszilis energiával helyettesíti az élő munkát, **kiszorítja az embert**, elveszi a vidéki népesség megélhetési lehetőségét, és így **piacszerzési, eladási, profitszerzési érdekközösségben** lévő műtrágyát, növényvédőszer, gépet, GMO-t gyártó, beszállító ipari térségek munkanélküliségét exportálja a vidéki térségekbe.

A természeti erőforrás-gazdálkodás nemzeti hatáskörben tartását, **a természeti javak feletti önrendelkezés** megtartását nemzeti szuverenitásunk kulcselemének tekintjük. A nemzetek modernkori biztonságát ugyanis alapvetően

a természeti erőforrásaik minősége, mennyisége, állapota továbbá az azok fölött gyakorolt szuverenitás foka határozza meg. Kulcskérdésnek tartjuk tehát a tájak, a föld- és vízkészletek, az erdők továbbá az egyéb természeti javak feletti önrendelkezés megtartását, továbbá az ezekből fakadó élelmezési és élelmiszer-, az ivóvíz- és energiaellátási valamint környezetbiztonság megteremtését. Mindent megteszünk azért, hogy természeti erőforrásainkat és környezeti javainkat nemzeti hatáskörben hasznosítsuk, és jó minőségben őrizzük meg a jövő generációk számára.

**A fenntartható természeti erőforrás-gazdálkodás** megvalósítása érdekében az alábbi **teendőket** fogalmazzuk meg:

- **A mezőgazdasági termelés alapját képező termőföld** mennyiségi és minőségi védelme érdekében tovább erősítjük a termőföldvédelem törvényi garanciáit és gazdasági eszközrendszerét.
- **A vízkészletek mennyiségi és minőségi megőrzése, a víz visszatartása és fenntartható hasznosítása érdekében átfogó programot alkotunk.**
- **Agénkészletek** megőrzése, a biológiai sokféleség (biodiverzitás) fenntartása, továbbá a minőségi agrárszerkezetváltás biológiai alapjainak megteremtése érdekében intézkedéseket fogalmazunk meg.
- **Az energiaellátó nagyrendszereket** és az ezek fölötti nemzeti szuverenitást fokozatosan visszaszerezünk, és ezzel valamint az ezt kiegészítő helyi energiatermelő, ellátó rendszerek fejlesztésével függőségünket, kiszolgáltatottságunkat csökkentjük. Az energiatermelést és szolgáltatást az élelmiszertermelés, a környezeti hatások és a vidéki foglalkoztatás elsődlegességét figyelembe véve szervezzük.
- Felülvizsgáljuk **a föld mélyében rejlő természeti kincseink** kitermelési feltételrendszerét, koncessziós szerződési feltételeit.

Az agrárszerkezet- és termeléspolitikának a – vidék gazdaságát erősítő és ezzel társadalmát, helyi közösségeit stabilizáló – **többfunkciós mezőgazdaság** minőségi termelési, élelmezési és élelmiszerbiztonsági, energetikai, környezetbiztonsági és foglalkoztatási céljait kell szolgálnia.

A monokultúrárs tömegtermeléssel szemben olyan gazdálkodási rendszereket támogatunk, amelyek

- **jó minőségű**, szermaradvány-mentes, egészséges és biztonságos élelmiszereket, **színesebb termékkínálatot** adnak;
- **kevesebb fosszilis energiát használnak**, így kevésbé kiszolgáltatottak a távoli energetikai piacoknak;
- **biztosítják a fenntartható környezethasználatot**, a mezőgazdasági rendszerekhez kötődő természeti értékek megőrzését;
- kedvezőbb környezeti és táplálkozási, népegészségügyi hatásaik következtében **kisebb társadalmi** – környezetvédelmi, egészségbiztosítási – **költségekkel járnak**; végül, de nem utolsó sorban
- **lényegesen több munkahelyet teremtenek**, több családnak adnak munkát és megélhetést a vidéki térségekben, mint a centralizált, iparszerű mezőgazdasági rendszerek.

A kellő támogatás- és szabályozáspolitikai ösztönzés hiányában Magyarország eddig nem használta ki kellő mértékben az **ökológiai gazdálkodásban** rejlő lehetőségeit. Az európai tendenciákkal ellentétes módon Magyarországon nem nőtt az ellenőrzött ökológiai gazdálkodás alá vont területek nagysága (2%). Kedvezőek ugyanakkor az ökológiai és egyéb adottságok (jogszabályi háttér, GMO-mentesség, tájfajták, őshonos fajták, erős ellenőrzéstanúsítási rendszer) az ökológiai gazdálkodáshoz. Ma már hazánkban is egyre több, az ökológiai gazdálkodást segítő technológiai módszer áll rendelkezésre. A biogazdálkodás részarányának növekedése nagyobb élömunika-igénye miatt növeli a foglalkoztatottságot, kiválóan alkalmas a családi gazdaságokban történő megvalósításra, a biotermékek fogyasztása javíthat a magyar népesség rossz általános egészségi állapotán, és környezeti hatásai is kedvezőek (vízkészlet és termőföld jó állapotának megőrzése, az ökológiai egyensúly megőrzése, környezetterhelés mérséklése).

Többéves, célzott információ- és reklámkampány szükséges a bioélelmiszerek népszerűsítésére, fontos a bioélelmiszerek bevonása a közétkeztetésbe (elsősorban bölcsöde, óvoda, iskola, kórház), a biotermékek hazai piacra jutásának támogatása, az agrár-környezetgazdálkodási jogcímbe az ökológiai gazdálkodás támogatása, az ökológiai gazdálkodás ellenőrzésével és tanúsításával

kapcsolatos költségek támogatása. Ösztönözni kívánjuk a biogazdálkodás szereplői közötti integrációt, bemutató ökogazdaságok létesítését. Növelni szükséges az ökológiai gazdálkodásba vont területek nagyságát. Ösztönözni kell a biológiai növényvédelmi módszerek terjedését, többek között a jogi környezet megfelelő, annak sajátosságaihoz igazodó módosításával. Támogatni kell, a már rendelkezésre álló, ökológiai gazdálkodást segítő technológiai módszerek szélesebb körben való megismertetését. Fontos a biotermékek feldolgozásának növelése, a biotermékeket feldolgozó kapacitások létesítése, fejlesztése. Mivel a biogazdálkodás kritikus szakasza az „átállás”, kiemelten fontos támogatni a gazdálkodókat az átállásban, és az ökológiai gazdálkodás ellenőrzésével és tanúsításával kapcsolatos költségek tekintetében. A kínálati oldal növelése mellett fontos a fogyasztók szemléletének megváltoztatása, tájékoztatásuk, hogy figyelmüket bioélelmiszerek fogyasztásának előnyeire, fontosságára felhívjuk (kereslet-növelés).

A Nemzeti Vidékstratégiában megfogalmazott elképzelések megvalósítása érdekében **7 stratégiai területen 48 nemzeti program és 6 térségi komplex program kidolgozása van folyamatban.** A széleskörű szakmai és társadalmi egyeztetés ([www.videkstrategia.kormany.hu](http://www.videkstrategia.kormany.hu) weboldal, több mint 200 írásos vélemény, országsszerte 20 kiemelt fórum több mint 1300 résztvevővel) során beérkezett észrevételek figyelembevételével véglegesített Nemzeti Vidékstratégiai Koncepcióról kormány-előterjesztés készül, majd elfogadása esetén az Országgyűlés elé kerül.

# A Szőnyi-szigetcsoport tájtörténete és vegetációja

Ádám Szilvia\* és Malatinszky Ákos

Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.  
e-mail: sargabogar@gmail.com

Összefoglaló: A vizsgálat célja a Szőnyi-szigetek (Komárom) kialakulásának, tájtörténetének és vegetációjának megismerése. A szigetcsoport viszonylag fiatalnak tekinthető, megközelítőleg 150 éve jött létre. Először az 1864-1887 közötti III. katonai felmérés térképe jelöli. A XIX. század végi folyamszabályozási munkálatok során a mellékágát mindkét oldalról lezárták, a főmeder felőli partját kőszórásokkal szegélyezték. A beavatkozások nagy hatással voltak a sziget mai képének kialakulására. Mindezek ellenére a sziget vegetációja alapvetően megőrizte a hajdani természetes ártéri erdők jellegét, száz évnél is idősebb egyedekkel a puhafás ligeterdők fajai jellemzők: fekete és fehér nyár (*Populus nigra*, *P. alba*), valamint fehér fűz (*Salix alba*). A mellékág felőli parton megtalálható az iszapos talajon kialakult mandulalevelű bokorfűzes (*Polygono hydropiperi* – *Salicetum triandae*) társulás is. A főág felőli szigeten a hatalmas méretű ősfák és fává nőtt egybibés galagonyák (*Crataegus monogyna*) mellett sajnos megjelent az egész ország alacsony ártereire jellemző néhány adventív faj is, a zöld juhar (*Acer negundo*) és a vörös kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), veszélyeztetve a társulás természetességének jövőbeli fennmaradását.

Kulcsszavak: Duna, sziget, ártér, vegetáció, térkép, tájtörténet, védett növény.

## Bevezetés

A világ legnemzetközibb és Európa második leghosszabb folyója a Duna mára már nagyon kevés helyen mutatja egy duzzasztástól mentes, természetes állapotú folyó képét. Magyarország fekvésének köszönhetően felszíni vizekben gazdag ország, potenciális vegetációjának 19%-a ártéri erdő lenne (Bartha & Oroszi 1995), azonban az elmúlt évszázadok folyószabályozási és ármentesítési munkálatai következtében ligeterdeink területi kiterjedése 0,4%-ra visszaszorult (Böloni *et al.* 2008). Az élőhelyek természetességének romlásához nagyban hozzájárult az árterek puhafás ligeterdeinek letermelése, helyükre nemesített

nyár, illetve fűz ültetvények telepítése is. Mindezek ellenére a hazai Duna szakasz megmaradt szabad folyású, természetes élőhelyeit sok helyütt még őrző folyónak. A fennmaradt erdőkben továbbá nagy gondot okoz az adventív fák, cserjék és lágyszárúak terjedése, amelyekről megszabadulni ma már majdnem biztos, hogy lehetetlen (Bartha 1998).

A Duna ártéri növényvilágának vizsgálatáról a XIX. század elejétől vannak feljegyzések, azonban részletesebb kutatásokat főként az elmúlt száz évben végeztek. A kislalföldi, elsősorban a szigetközi Duna szakaszt elsőként Zólyomi (1937) tanulmányozta. Zsolt (1943) a Szentendrei-sziget déli részének flóráját térképezte fel, s doktori disszertációjában kutatta szukcessziós viszonyait. A Duna-völgy kialakulásáról Pécsi (1957) ír, majd a későbbiekben az északnyugati Duna szakasz növényvilágát Kárpáti *et al.* (1962) és Kevey (1998, 2004) kutatták. A vegetáció és az ártéri szintek fejlődésének kapcsolatát a Dunakanyarban Kárpáti *et al.* (1962) vizsgálták. A Budapest déli Duna szakaszán fekvő Háros-sziget fehéryár erdeiről Kevey & Huszár (1999) publikál cönológiai felvételeket, valamint Szalai (1997) a vegetáció és a mikrodomborzat kapcsolatát vizsgálta. A déli Duna szakaszon, Gemenc környékén Kevey & Tóth (1992) vizsgálatai jelentősek. A Neszmély és Süttő közötti Duna szakasz tájtörténetét és botanikai sajátosságait Tóth (2001) tárta fel.

Az elmúlt évtizedek jelentősebb kutatásai a Szigetközben és Gemencen folytak. A Komárom környéki szigetek élővilágát részletesebben főként madarászok vizsgálták. Olyan ritka, fokozottan védett madárfajok is élnek és fészkelnek a szigeteken, mint pl. a réti sas (*Haliaetus albicilla*). Ezen kívül a Szőnyi-szigetéről eddig csak egy pályázat összefoglalójából tudhattunk meg néhány információt (VITUKI *et al.* 2007), azonban ez tanulmány sem volt a szigetek vegetációjára nézve különösebben részletes.

Jelen kutatás célja a szigetcsoport kialakulásának, tájtörténetének megismerése archív térképek, légifotók segítségével, valamint a szigeteken előforduló főbb társulások és védett növényfajok összeírása.

## Módszerek

A Szőnyi-szigetcsoport a Duna 1763,8 és 1762,6 folyamkilométere között helyezkedik el, Komárom város Szőny nevű városrészétől északkeletre. Megközelíteni a Szőny vasúti megállótól ajánlott. A Szőnyi-szigetek a dunai



szigetek közül a kisebbek közé tartoznak, együttes méretük megközelítően 25 hektár. Természetvédelmi szempontból része a Natura 2000 területek dunai láncolatának, a Duna és ártere (HUDI20034) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területhez tartozik.

A sziget természeti állapotának megismeréséhez, megértéséhez és értékeléséhez elengedhetetlen a terület múltjának ismerete. Az elmúlt néhány száz év során bekövetkezett környezeti és gazdasági változások nagymértékben befolyásolták a szigetek mai képének kialakulását. A Szőnyi-szigetcsoport tájtörténetének megismeréséhez az 1700-as évek eleje és napjaink között készített 23 db térképi felvételezés, illetve légifotózás szelvényeit használtuk fel. Köztük szerepeltek a Hadtörténeti Intézet és Múzeum térképtárában megtalált különböző méretarányú katonai felvételek, azok helyesbített változatai, valamint archív katonai és polgári légifotók is. Továbbá fellelhetők a Vásárhelyi-féle Duna-mappáció térképei, valamint a Földmérési és Távérzékelési Intézetből származó, a területről készült újabb ortofotók. Mindezeket kiegészítettük archív vízrajzi és vízisport-térképekkel, amelyek pontossága szintén megfelel a változások detektálására.

A terület növényföldrajzi szempontból a Pannóniai Flóratartomány (Pannonicum), Alföld (Eupannonicum) flóravidékén belül a Kisalföld (Arrabonicum) flórajárásba tartozik. A terepi megfigyeléseket 2006 őszétől kezdődően 2011 őszéig, különböző vegetációs aspektusokban, többszöri alkalommal végeztük. A fajnevek Simon (2000) nomenklatúráját követik, a társulásnevek használatakor Borhidi (2003) rendszerét vettük alapul.

## Eredmények

A tájtörténeti kutatások során felhasznált térképek közül a legkorábbi Luigi Ferdinando Marsigli kartográfus egyedülálló munkája, az 1700-as évek elejéről származó, 1726-ban Amszterdamban megjelent „Danubius Pannonico-Mysicus”, amely 6 gazdagon illusztrált kötetben mutatja be a Duna földrajzát, vízrajzát és a meder irányváltozásait. Ez az első olyan térkép, amely kellő részletességgel készült ahhoz, hogy egy kisebb sziget megtalálható legyen rajta. Ekkor azonban a Szőnyi-szigetek még nem léteztek. Ez azért is biztos, mert a szigetcsoportot nem jelöli több, fontos forrásnak számító térkép sem, egészen a XIX. század második feléig (az 1782-1785 között készült I., az 1840-ből származó II. katonai felmérés

térképei, a XIX. század elejéről származó Vásárhelyi-féle Duna-mappáció kéziratosa, helyszínrajzi térképei, vagyis „A Duna folyó szabályozási térképe”). Ugyan a kutatás szempontjából ez a négy térkép csupán arról tanúskodik, hogy a sziget még nem létezett, érdekesség, hogy az 1800-as évek elején készült térképeken hajómalmokat jelölnek a mai sziget magasságában, azzal ellenkező oldalon, a Duna bal partján.

Az első térkép, amelyen a sziget már megtalálható, az 1872-1884 között 1:25.000 méretarányban készült III. katonai felmérés térképe. Itt is csupán egy nagyobb méretű, összefüggő zátonyt ábrázoltak a Duna jobb partjánál. A XIX. század második felében történő folyószabályozási munkálatok a Duna ezen szakaszán is nagy változásokat eredményeztek.

Az 1908-ban, majd az 1910-ben készített helyszínrajzi térképeken megfigyelhető, hogy a korábban ábrázolt sziget egy részét elkotorták, s a feltüntetett kis maradványokat mederszabályozási műként, kőszórásokkal szegélyezve, három zárással egymáshoz és a parthoz kötötték. Már ezeken, az 1900-as évek elején készült térképeken is látható a lezárt mellékág kezdődő feliszapolódása. Az 1930-as évek elejéről az „Angyalos térképek” sorozat vízisport-térképe, valamint egy hasonló korú vízrajzi térkép jelöl egy új mederszabályozó művet a zárás keleti végén, azonban a szigetre vonatkozóan új információt nem mutat.

Ezt követően a XX. század közepe táján elsősorban archív katonai légi felvételek szolgáltatnak információkat a területről. Ilyen fotók az 1941-es, 1951-es, 1954-es, 1961-es és az 1962-es évekből álltak rendelkezésünkre. A Magyar királyi 1./3. honvéd távfelderítő repülő század 1941-es felvétele megközelítőleg 1:25.000 méretarányban felel meg, s ugyan árvíz idején készült (1941.08.12.), mégis jól kivehető három zátony körvonala kisebb termetű növényekkel borítva. Az ez utáni, megközelítőleg 1:17.500, illetve 1:20.000 méretarányú felvételek a szigetek alakbeli változásait látványosan mutatják. Az 1951-ben készült légifotó szerint egy nagy és két kisebb sziget figyelhető meg, amelyeket dús növényzet borít, néhol az árnyékok már méretes fák meglétére utalnak. Megfigyelhető még egy kisebb hosszúkas zátonyszerű képződmény is, amely néhol éppen csak kilátszik a vízből, de a legmagasabb pontján már megjelent a pionír növényzet is, amely valószínűleg egy fiatal bokorfüzes kezdeménye. Az 1954, 1961 és 1962 során készített légi fényképeken, az 1951-ben még csak zátonyszerű képződmény szépen lassan növekszik, szigetté válik, amelyen a

bokorfüzes egyre inkább terjed. Érdekeség, hogy az 1941-es képhez hasonlóan az 1962-es felvétel szintén árvíz idején készült (1962.05.09.), s az általában jól látszódó zárások teljesen víz alá kerültek. Szinte csak a fák és fűzbokrok lombkoronája rajzolja ki az alattuk elterülő szárazfölddarabot. A kirajzolt sziget alakja tökéletesen egybeesik az 1962-ben az Állami Földmérési és Térképészeti Hivatal által készített, 1:10.000 méretarányú, Gauss-Krüger vetületű térképpel, ahol már mind a 4 szigetet pontosan ábrázolták, s a nagyobbakon fűzligetet is jelöltek.

A következő elérhető katonai térkép 1987-ből származik, amely 1:25.000 méretarányban készült. A kisebb méretarány miatt egyes részletek most is hiányoznak (pl. az alsó zárás), de már ábrázolták a 4 sziget alakhú körvonalát. Egy vízrajzi atlaszból származó 1998-as tervezői térkép 1:5.000 méretarányban mutatja a szigeteket, s már mind a négy szigetre fákat jelölnek a domborzati viszonyok ábrázolásával együtt. A 2002-ben és a 2005-ben jó felbontásban készült és nagy méretarányal feldolgozott ortofotókon a négy sziget már a mai alakjában látható, dús növényzettel. Annyi különbség figyelhető meg, hogy a 2002-es felvételen megjelent egy kisebb zátony az alsó zárás után, amelyet 2005-re néhány bokorfűz már birtokba vett. A 2010-ben kiadott vízisport-térkép új információval nem szolgál.

A szigetcsoportot ma 4 különböző méretű és formájú sziget alkotja, illetve az alsó zárás alatti, évről-évre növekvő zátonyból hamarosan egy újabb sziget alakul ki. A felgyorsult feliszapolódási folyamat a 2011-ben készített Google Earth műholdas fotón is megfigyelhető, amelyen ez a kis zátony szinte összeér a parttal. Terepi megfigyelések alapján ez a kavicsos-homokos talajú, napjainkban is egyre növekvő zátony a Szőnyi-szigetekkel a zárás révén szinte összeolvad, alacsony vízállásnál hozzákapcsolva a szigetet a szárazföldhöz.

A szigetek vegetációja alapvetően megőrizte a hajdani természetes ártéri erdők jellegét, rajta száz évnél is idősebb egyedekkel a puhafás ligeterdők fajai jellemzők. A Szőnyi-szigeteket alacsony tengerszint feletti magasságukból adódóan minden évben teljesen elborítják az árvizek, így csak a tartósabb vízborítottságot is elviselni képes növényzet képes megélni tartósan. A sziget magasabb részein a feketenyár ligeterdő (*Carduo crispus* - *Populetum nigrae*) jellemző, illetve fűzligetek (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*), azonban fragmentumokban előfordulnak fehérnyár ligeterdei foltok is (*Senecioni sarracenicus* - *Populetum albae*). A mellékág felőli oldalon megtalálható az

iszapos talajon kialakult mandulalevelű bokorfüzes (*Polygono hydropiperi* – *Salicetum triandae*) társulás is. A főág felőli szigeten hatalmas méretű famatuzsálemek (*Salix alba*, *Populus nigra*), gyakran megcsavarodott törzsű még lábon álló holtfák és fává nőtt egybibés galagonyák (*Crataegus monogyna*) jellemzők. Az árvizek vastag homok- és iszapréteget raknak le, ezért a gyepszint még ott is fajokban szegény, ahol az ősfák alkotta lombkorona alá több fény jut. A terepi megfigyelések során 69 edényes növényfajból álló listát állítottunk össze, amelyből 4 faj védett. A hóvirágból (*Galanthus nivalis*) csak egy tövet találtunk, míg a ligeti csillagvirág (*Scilla vindobonensis*) és a nyári tőzike (*Leucojum aestivum*) megjelenése tömeges azokon a tavaszokon, amikor az árvizek szállította iszaptakaró nem jelentős. A sziget egy-egy pontján ligeti szőlő (*Vitis sylvestris*) alkot áthatolhatatlan bozótot, s sajnos inváziós rokona, a parti szőlő (*Vitis riparia*) is megjelent. Kevés egyedszámmal ugyan, de megtalálható az alacsony ártérre jellemző zöld juhar (*Acer negundo*) és a vörös kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) is, veszélyeztetve a társulás természetességének jövőbeli fennmaradását.

A sziget alsó zárását a 2000-es éves elején megnyitották, s a feliszapolódott mellékág egy részét kikotorták. Néhány ponton a szigetbe is belekotortak. Az ily módon kialakult meredek rézsűjú partoldalon több fa is belecsúszott a mellékágba. Az utóbbi években a sziget képét hódok munkája teszi egyre vadregényesebbé.

### Értékelés

A Szőnyi-szigetek kialakulása az 1800-as évek közepére tehető. A XIX. század második fele előtti időkből származó térképek egyike sem ábrázolja a szigetet, azonban a szemközti partnál hajómalmokat jelöltek. Ez arra enged következtetni, hogy azért volt érdemes oda malmokat telepíteni, mert ott húzódnak a sodorvonal, így a sziget helye zátonyképződésre alkalmas lehetett. Az 1864-1887 közötti térképezések szerint „Ó-Szőny”-től északkeletre már jelölnek egy szigetet, melyet a szabad folyású Duna ölel körül. Az 1900-as évek elején történt folyószabályozások főmedernek a sziget északi oldalán lévő, már akkor is szélesebb, mélyebb Duna-ágot jelölték ki, ezért a jobb hajózhatóság érdekében, a déli mellékágot kőszórásokkal elzárták a sziget magasságában. A mellékág és a szigetek mai képének kialakulásában meghatározó szerepet játszó folyószabályozási műtárgyak ma is megvannak, a mellékágot a főágtól három

ponton teljes mértékben elzárják. A lezárt mellékág vízutánpótlása gyakorlatilag csak árvizek idején válik lehetségessé, ami folyamatos feliszapolódást, feltöltődést eredményezett. A szigetre és élővilágára a legnagyobb hatást az jelentette, hogy a sziget őst, a hajdani zátonynak nagy részét elkotorták. Az 1900-as évek elejéről származó térképek két keskeny szigetmaradványt jelöltek, míg az 1940-es évektől egy harmadik sziget, majd az 1950-es évektől kezdődően egy negyedik, hosszanti zátony is kezdett kialakulni. A zárások mögött képződött fiatal szigeteket az elmúlt több mint 100 év alatt nem bolygatták, hiszen szigetként nem könnyen megközelíthető, út nem vezet be rá, csak alacsony vízállásnál lehet bejutni rájuk a „bokatorós” kövekből épült zárason. A szigetek mérete nem volt elég nagy ahhoz, hogy megérje rajtuk akár ártéri kaszálót, akár nemesített faültetvényt létesíteni. Néhány öreg, mára elvadult almafa utal a hajdani ártéri gyümölcsösre, ami nagyon kis területű lehetett. Időnként horgászok és vízitúrázók látogatják a szigetet. A zavarás hiányában akadálytalanul zajlott az alacsony ártérre jellemző szukcesszió, amelynek mai eredményei a puhafás ligeterdei társulások foltjai, néhol a szigettel gyakorlatilag egyidős famatuzsálemekkel, illetve azok elkorhadt maradványaival, amelyek még emlékeztetnek a hajdani letűnt korok szigeti élővilágára.

Az ártéri vegetációt a szárazodás miatt általában nagyobb arányban veszélyeztetik az inváziós fajok, azonban ez a Szőnyi-szigetcsoport esetében sokkal kevésbé jellemző, mint a Duna többi szigetén. A nemkívánatos fajok irtása indokolt lenne, különösen a Szőnyi-szigetek esetében, ahol még közel sem váltak uralkodóvá. Nagy folyók árterén, hullámterén ez azért jelent különös kihívást, mert az árvizek által szállított iszaptakaró az inváziós fajok magkészletét is hordozza, így a végleges visszaszorítást szinte lehetetlenné teszi.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Szeretnénk köszönetet mondani Tóth Balázsnak, Alexay Zoltánnak és Rácz Tamásnak, akik felhívták figyelmünket a szigetre, valamint Szávost-Vass Dánielnek, aki segítségünkre volt egy-egy térkép beszerzésében.

## Irodalomjegyzék

- Bartha, D. & Oroszi, S. (1995): Magyar erdők. – In: J. Komlódi, M. (szerk.): *Pannon Enciklopédia, Magyarország növényvilága*. – Dunakanyar 2000 Kiadó, Budapest, 222 p.
- Bartha, D. (1998): Veszélyeztetett erdőtársulásaink I. – Füz-nyár (puhafás) ligeterdők. – *Erdészeti lapok* **133**(1): 23 p.
- Bölöni, J., Molnár, Zs., Biró, M. & Horváth, F. (2008): Distribution of the (semi-)natural habitats in Hungary II. Woodlands and shrublands – *Acta Botanica Hungarica* **50**(suppl): 107–148.
- Borhidi, A. (2003): *Magyarország növénytárulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kárpáti, I., Pécsi, M. & Varga, György (1962): A vegetáció és az ártéri szintek fejlődésének kapcsolata a Dunakanyarban. – *Botanikai Közlemények* **49**(3-4): 299–308.
- Kevey, B. & Tóth, I. (1992): A béda-karapancsai Duna-ártér gyertyános-tölgyesei (*Quercus robori-Carpinetum*) – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **6**: 27–40.
- Kevey, B. & Huszár, Zs. (1999): A Háros-sziget fehérynár-ligetei (*Senecioni sarracenicis-Populetum albae* Kevey in Borhidi & Kevey 1996) – *Természetvédelmi Közlemények* **8**: 37–48.
- Kevey, B. (1998): A Szigetköz erdeinek szukcessziós viszonyai – *Kitaibelia* **3**: 47–63.
- Kevey, B. (2004): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz fehér nyárligeteire – *Kanitzia* **12**: 177–195.
- Pécsi, M. (1957): *A Magyarországi Duna-völgy kialakulása és felszínalaktana* – Akadémia K.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója* – Tankönyvkiadó, Bp., 976 p.
- Szalai, Z. (1997): Human Impacts on a Floodplain: case of Háros Island, Budapest. – *Zeitschrift für Geomorphologie* **110**: 233–240.
- Tóth, T. (2001): Tárjörténeti és botanikai kutatások a Felső-Duna árterületén a Neszmély-Süttő közötti Duna-szakaszon. – *A Puszta* 1/18: 124–141.
- VITUKI *et al.* (2007): A Duna hajózhatóságának javítása tárgyú projektet megalapozó tanulmány (konzorciumi vezető: VITUKI)
- Zólyomi, B. (1937): A Szigetköz növénytan kutatásának eredményei – *Botanikai Közlemények* **34**:169–193.
- Zsolt, J. (1943): A Szent-Endrei sziget növénytakarója – *Index Horti Botanici Universitatis Budapestinensis* **6**: 3–18.

## Landscape history and vegetation of the Islands of Szőny

Szilvia Ádám and Ákos Malatinszky

*Szent István University, Department of Nature Conservation and Landscape Ecology  
H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Hungary*

The Islands of Szőny are situated between the 1763,8 and 1762,6 rkm of the River Danube, near the north-eastern part of Komárom town. The islands are relatively young, they were formed approximately 150 years ago. The first map where the islands already exist was the 3rd Military Mapping Survey of Austria-Hungary (1864-1887). Regulation works on the river in the 19th century played a significant role in the creation of their present shape. The islands have been connected to each other, their banks have been covered by stones and the branch of the Danube was separated from the main stream by three dams. Since that time this branch has been affected by continuous silting. In spite of these effects, vegetation of the islands conserved the view of an ancient floodplain forest with more than 100 years old trees of black and white poplar (*Populus nigra*, *P. alba*) and white willow (*Salix alba*). Considering floristical results, 69 species were detected on the islands, 4 of them are protected. On the sandy soil along the branch almond willow shrub communities (*Polygono hydropiperi* – *Salicetum triandae*) have developed. Along the main stream the main vegetation units are alluvial forests, especially the black poplar gallery forests (*Carduo crispi*-*Populetum nigrae*) and willow gallery forests (*Leucojo aestivi*-*Salicetum albae*) with tree-sized single-seeded hawthorn (*Crataegus monogyna*). Unfortunately, the islands are threatened by some invasive alien species, such as maple ash (*Acer negundo*) and red ash (*Fraxinus pennsylvanica*), however, they still do not thrive in such a high density than in other islands.

Keywords: Danube, island, floodplain, vegetation, map, landscape history, protected plant.

# A Mánfai-kőlyuk gerinctelen faunájának alakulása a vízmű általi hasznosítás tükrében – előzetes eredmények

Angyal Dorottya

*Pannon Egyetem, Georgikon Kar  
Állattudományi és Állattenyésztési Tanszék  
8360 Keszthely, Deák Ferenc utca 16.  
e-mail: [angyal.dorottya@gmail.com](mailto:angyal.dorottya@gmail.com), Tel.: +36-30-570-3162*

Összefoglaló: Jelen munka a Mecsek hegységben található Mánfai-kőlyukban végzett gerinctelen faunisztikai elővizsgálataim eredményeit foglalja össze. A barlangban a korábbi évtizedekben már folytak hasonló jellegű kutatások, melyek eredményeként bennszülött és valódi barlanglakó fajok is előkerültek. Az újbóli felmérést az ebbe indokoltta, hogy az 1950-es évek végétől kezdve a komlói vízmű hasznosítani kezdte a barlangot, ami a természetes állapot leromlásával járt együtt. A 2010. november és 2011. október között folytatott felmérés során mindössze 18 magasabb rendű gerinctelen taxon jelenlétét sikerült kimutatnom, melyből eddig 16 faj került meghatározásra. Ebből 7 faj a kiépítés előtről származó adatsorhoz viszonyítva a barlang faunájára új, és emberi környezetet kedvelő, zavarástűrő faunaelemeket is tartalmaz. A korábban leírt valódi barlanglakó fajok közül kettő már nem került elő. A *Polycelis tothi* Méhely, 1927, a *Bythiospeum hungaricum* (Soós, 1927) és a *Protelsonia hungarica* Méhely, 1924 populációi azonban továbbra is fennmaradtak.

Kulcsszavak: Mánfai-kőlyuk, Mecsek, faunisztika, gerinctelenek, troglobiont, endemizmus, vízmű.

## Bevezetés

A Mánfai-kőlyuk a Nyugat-Mecsek keleti peremén, Mánfa községtől 3 kilométerre található, ma már fokozottan védett forrásbarlang. A 240 méter tengerszint feletti magasságban nyíló, a Mecsekben egyedülállóan nagyméretű bejárati szádával rendelkező, alsó és felső járatból álló barlangon patak folyik keresztül. A Kőlyuk faunáját több kutató is tanulmányozta. Molnár István és Tóth Zsigmond 1926. november és 1927. január között gyűjtött mintái alapján Méhely Lajos három, a tudományra addig új gerinctelen fajt és egy alfajt írt le (Méhely 1927). Ezek között két planária (*Tricladida*) és egy bolharák (*Amphipoda*) faj, valamint egy vízi ászkarák (*Asellota*) alfaj szerepel, melyek



közül három troglobiont, vagyis valódi barlanglakó. Az ebbe a kategóriába tartozó állatok alaktani és élettani jegyeikben tökéletesen alkalmazkodtak a barlangi körülményekhez, legszembeütőbb jellemzőik a kültakaró elszíntelenedése és a szemek elcsökevényesedése vagy teljes hiánya (Dudich 1932). A *Dendrocoelum pannonicum* (Méhely 1927) egy csaknem 12 mm hosszú és 3 mm széles, hófehér, vak planáriefaj, mely a felső járat tócsáiból került elő. A *Polycelis tothi* Méhely, 1927 egy a *D. pannonicum*-nál kissé nagyobb termetű, barna színű planáriefaj, melynek egyedeit a szivárgó vizekből keletkezett tócsákat vékonyan borító kalcium-karbonát hártván úszva lehetett megtalálni. Mindkettő a Mánfai-kölyuk bennszülött faja. A *Niphargus molnari* Méhely, 1927 fehér színű, szem nélküli, mintegy 10 mm hosszúságú vakbolharákfaj, mely az Abaligeti-barlang patakjából is előkerült. A Mánfai-kölyukban a felső járat tócsáiban és az alsó járat patakjában egyaránt előfordult. A *Protelsonia hungarica robusta* Méhely, 1927 az Abaligeti-barlangban honos *Protelsonia hungarica* Méhely, 1924 vakvíziászka alfaja (Méhely 1924). A csaknem 7,5 mm hosszú, tejfehér vakászkarák példányai főként az alsó járat patakjában fordultak elő. Méhely a két barlangból gyűjtött egyedek közti morfológiai különbségeket a második pleopodium exo- és endopoditjának méretében és a basopodit alakjában látta. Gebhardt Antal az 1930-as évek elején részletesen vizsgálta a barlang faunáját, s több, mint 150 gerinctelen faj jelenlétét mutatta ki (Gebhardt 1933, 1963). A gyűjtéséből származó vak vízicsiga példányok alapján írta le Wágner János 1931-ben a *Paladilhiosis* (= *Lartetia*, *Paladilhia*, *Bythiospeum*) *gebhardti*-t, melyet főként a héj kevésbé karcos alakjával különböztetett meg az Abaligeti-barlangból Soós Lajos által leírt, endemikus *Lartetia hungarica*-tól (Soós 1927). Wágner feltételezte, hogy a két barlang vízrendszere egymással nincs összeköttetésben, így az ekként izolált biotópok létfeltételei az egykor nyilván azonos fajnak különválásához vezettek (Wágner 1931). Ezt a véleményt cáfolta meg évtizedekkel később Pintér László, aki a szignifikáns morfológiai különbségek hiányára és a barlangok egymással érintkező vízrendszerére hivatkozva a *L. gebhardti*-t a *L. hungarica* szinonimájaként írta le (Pintér 1968).

A Mánfai-kölyuk gerinctelen faunájának újbóli felmérését egy megdöbbentő tény indokolta, mely feltételezésem szerint az élővilágra is kihatással lehetett. 1957-től kezdve drasztikus beavatkozások sora érte a barlangot: a komlóvízvízmű a barlang forrását vízkivételre és víztárolásra foglalta a város vízellátása céljából. 1969-ben egy mesterséges tárót hajtottak a barlangra, benne betongátat emeltek,

a tárot csővezetékekkel építették be. E beavatkozások hatására a Mánfai-kőlyuk nagy része elvesztette természetes jellegét (Havasi 2003). A barlang mai képe szomorú, az aljzat és a falak a mesterséges táro egész hosszában ki vannak betonozva, mindenütt csővezetékek és rozsdás, rég nem használt ipari berendezések éktelenkednek (1. kép). Természetes képződményeket csak a tágas bejárat szélénél s az abból nyíló, csaknem 30 méter hosszú inaktív barlangszakaszban és a magasabban fekvő melléküregekben, kürtőkben láthatunk. Mindezen körülmények tükrében kutatásom célja az volt, hogy feltárjam, hogyan alakult a Mánfai-kőlyuk gerinctelen faunájának összetétele a kiépítés előtti vizsgálatok eredményeihez viszonyítva.

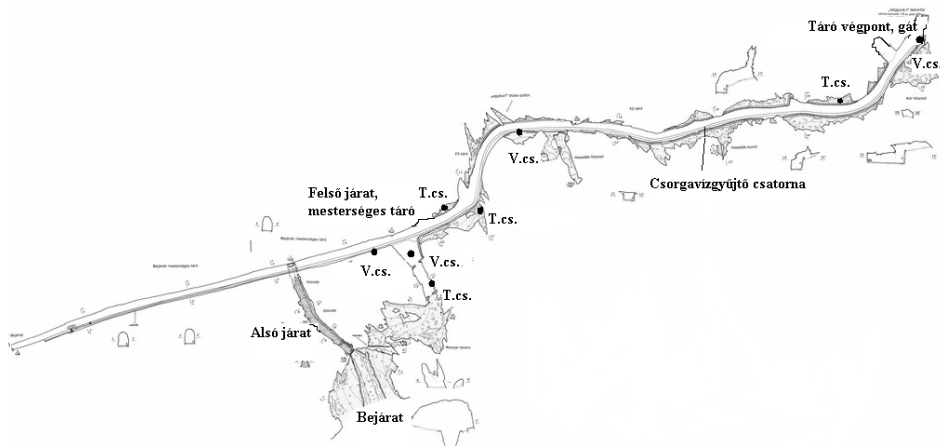
### Módszerek

2010. november és 2011. október között négy alkalommal vizsgáltam a Mánfai-kőlyukban, ebből egy ízben csak fotódokumentációt készítettem



**1. kép.** Részlet a mesterséges tároból. (Fotó: Illés Andrea)

(2011.05.10). A gerinctelen példányokat talajcspadák, vízi cspadák (leforázott levelekkel töltött, kilyuggatott nejlonzsákok) és egyelés alkalmazásával gyűjtöttem, 70- és 96%-os etanolban fixáltam és ALPHA STO-4-65 zoom sztereomikroszkóp alatt válogattam. A minták fajsztíntú azonosítását a Magyar Természettudományi Múzeum Állattárának specialistái és más hazai és külföldi taxonómusok végezték: Tricladida - Fülep Teofil, Gastropoda – Fehér Zoltán, Diplopoda – Korsós Zoltán és Angyal Dorottya, Araneae – Zalai Béla, Asellota – Florian Malard, Oniscoidea és Amphipoda – Kontschán Jenő, Collembola – Dányi László, Plecoptera – Murányi Dávid, Copepoda - Forró László. A valódi barlanglakó fajok egyedeiről ALPHA DCM 510 USB kamera segítségével készítettünk felvételeket. A barlang aktuális állapotáról, a benne található természetes képződményekről, az ipari műtárgyakról és néhány állatfajról fotódokumentációt készítettem.



**1. ábra.** A Mátfai-kőlyuk térképe a főbb mintavételi pontok feltüntetésével. (Jelkulcs: V.cs. = vízi csapda, T.cs. = talajcspada.)

## Eredmények

A mintavételezések eredményeként a barlangból 18 magasabbrendű gerinctelen taxon, eddig 15 fajának jelenlétét mutattam ki (1. táblázat).

A fajok 44%-a (7 faj) a korábbi, vízmű kiépítése előtti időből származó adatokhoz képest új a barlang faunájára. Ezek között többnyire zavart emberi környezetet kedvelő fajok fordulnak elő, mint például az *Oxychilus draparnaudi*

**1. táblázat.** A Mánfai-kőlyukból gyűjtött gerinctelen taxonok és fajok listája és a mintavétel adatai. (Jelkules: \* = új faunaelem, H.f. = határozása folyamatban van.)

Taxon	Faj	Gyűjtés dátuma	Barlangon belüli lelohely	Mintavétel módja	Példány
Planáriák/ Tricladida	<i>Polycelis tothi</i> Méhely, 1927	2011.10.21	- alsó járat, pocsolya, kalcium- karbonát hártya alsó felén - felső járat, mesterséges táró, csorgavízgyűjtő csatorna, kalcium-karbonát hártya alsó felén	egyelés	5
Kevéssertéjúek Oligochaeta/	H.f.	2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró bejáratánál, pocsolya	vízi csapda	1
		2011.10.21	- felső járat, mesterséges táró bejáratánál, pocsolya	egyelés	1
		2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró, csorgavízgyűjtő csatorna	vízi csapda	7
	<i>Bythiospeum hungaricum</i> (Soós, 1927)	2011.10.21	- felső járat, mesterséges táró, csorgavízgyűjtő csatorna	egyelés	13
Csigák/ Gastropoda		2011.10.21	- alsó járat, sekély tócsa	egyelés	7
	<i>Oxychilus draparnaudi</i> (Beck, 1873)*	2010.12.11	- felső járat, mesterséges táró, 1. oldalfülke	talajcsapda	2
		2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró, 1. oldalfülke	talajcsapda	1
	<i>Oxychilus</i> sp.	2010.12.11	- felső járat, mesterséges táró, 1. oldalfülke	talajcsapda	1
Ikerszelvényesek/ Diplopoda	<i>Polydesmus collaris</i> C.L. Koch, 1847	2010.12.11	- felső járat, mesterséges táró, 1. oldalfülke	egyelés	1
	<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)*	2011.10.21	- felső járat, mesterséges táró bejárata előtt	egyelés	1

**1. táblázat. (folytatás)** A Mánfai-kőlyukból gyűjtött gerinctelen taxonok és fajok listája és a mintavétel adatai. (Jelkules: \* = új faunaelem, H.f. = határozása folyamatban van.)

Taxon	Faj	Gyűjtés dátuma	Barlagon belüli lelőhely	Mintavétel módja	Példány
Atkák/ Acari	H.f.	2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró bejáratanál, pocsolya	vízi csapda	1
Pókok/ Araneae	<i>Nesticus cellulanus</i> (Clerek, 1757) <i>Linyphiidae</i> sp.*	2011.10.21 2010.12.11 2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró végén lévő gát előtt, pocsolya - bejárati elágazótól 5 m-re, sziklafalon - felső járat, mesterséges táró, 2. oldalifülke, korhadtt deszkán	egyelés egyelés egyelés	1 1 2
Vízi ászkarákok/ Asellota	<i>Proteusonia hungarica hungarica</i> Méhely, 1924	2010.12.11 2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró vége, csorgavízgyűjtő csatorna - felső járat, mesterséges táró, csorgavízgyűjtő csatorna	egyelés vízi csapda	12 6
Szárazföldi ászkarákok/ Oniscoidea	<i>Haplophthalmus mengii</i> (Zaddach, 1844)* <i>Cylisticus convexus</i> De Geer, 1778*	2010.12.22 2011.10.21	- felső járat, mesterséges táró, 2. oldalifülke, korhadtt deszkán - alsó járat, járathba levezető létra mellett, sziklafalon	egyelés egyelés	7 1
Felemás lábú rákok/ Amphipoda	<i>Gammarus fossarum</i> Koch, in Panzer, 1835	2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró, csorgavízgyűjtő csatorna	vízi csapda	1
Kagylósrákok/ Ostracoda	<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)	2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró bejáratanál, pocsolya	vízi csapda	7
Evezőlábú rákok/ Copepoda	<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)	2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró bejáratanál, pocsolya	vízi csapda	6
Ugróvillások/ Collembola	<i>Heteromurus nitidus</i> (Templeton, 1835) <i>Ceratophysella denticulata</i> (Bagnall, 1941)*	2010.12.22 2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró végénél, agyagon - felső járat, mesterséges táró bejáratanál, pocsolya	talajcsapda vízi csapda	1 2

**1. táblázat. (folytatás)** A Mánfai-kőlyukból gyűjtött gerinctelen taxonok és fajok listája és a mintavétel adatai. (Jelkulcs: \* = új faunaelem, H.f. = határozása folyamatban van.)

Taxon	Faj	Gyűjtés dátuma	Barlangon belüli lelőhely	Mintavétel módja	Példány
Álkkérszék/ Plecoptera	<i>Nemoura cinerea</i> (Retzius, 1783)*	2010.12.22	- felső járat, táró vége, csorgóvizgyűjtő csatorna	vízi csapda	1
Bogarak/ Coleoptera	H.f.	2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró, 1. oldalfülke	talajcsapda	1
	H.f.	2011.10.21	- felső járat, mesterséges táró végén lévő gát előtt, pocsolya	egyelés	1
	H.f.	2011.10.21	- alsó járat, járatba levezető létra mellett	egyelés	1
Fonalacsápú két szárnyúak/ Nematocera	H.f.	2010.12.11	- felső járat, mesterséges táró, végpont előtti oldalfülke	talajcsapda	4
	H.f.	2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró, 1. oldalfülke	talajcsapda	2
	H.f.	2010.12.11	- bejárat elágazótól 5 m-re, sziklafalon	egyelés	1
Rövidcsápú két szárnyúak/ Brachycera	H.f.	2010.12.11	- felső járat, mesterséges táró, végpont előtti oldalfülke	talajcsapda	43
	H.f.	2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró, 1. oldalfülke	talajcsapda	21
Rovar lárvák/ Insecta larvae	H.f.	2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró, végpont előtti oldalfülke	talajcsapda	79
	H.f.	2010.12.22	- felső járat, mesterséges táró, 2. oldalfülke, korhadt deszkán	egyelés	4

(Beck, 1873) csigafaj, vagy a *Cylisticus convexus* De Geer, 1778 szárazföldi ászkarákfaj. Az új faunaelemek többsége a felszínen elterjedt, gyakori fajok közül kerül ki. A *Nemoura cinerea* (Retzius, 1783) megjelenése különös, Magyarországról eddig nem volt barlangi álkérés előfordulási adat. Lárvája a mesterséges táró végét jelző betonfal melletti csorgavízben elhelyezett levélcsapdából került elő. A Méhely Lajos és Wágner János által leírt bennszülött és valódi barlanglakó gerinctelenek közül több faj egyedeire is sikerült rábukkanni, így például a felső járat beton csorgavízgyűjtő csatornáját nagy számban kolonizáló vakvíziászkákra. A két endemikus planáriefaj közül csak a *P. tothi* egyedeit találtam meg. Az alsó és a felső járatban egyaránt élnek, többnyire a víztesteket borító kalcium-karbonát hártya alsó felszínén mozogva lehet őket megpillantani. A *D. pannonicum* egyik mintavételi alkalommal sem került elő, csakúgy, mint a *N. molnari* vakbolharák. A *Bythiospeum hungaricum* (= *Lartetia hungarica*) populációi továbbra is fennmaradtak a barlangban, az alsó járat sekély tócsáiból és a felső járat szivárgó vizeit összegyűjtő beton csatornából egyaránt gyűjtöttem néhány példányt.

### Értékelés

Annak ellenére, hogy a gyűjtött fajok egy részénél a meghatározás még nem történt meg és további mintavételezéseket tervezek, az elővizsgálatok alapján is egyértelműen látszik, hogy a Mánfai-kölyuk gerinctelen faunája elszegényedett. A zavarástűrő, városi környezetet kedvelő fajok megjelenése nem jó jel, az ilyen fajok a kiépítés általi bolygatás jelzői (bioindikátorai) lehetnek. A korábban leírt valódi barlanglakó (troglobiont) fajok közül kettő már nem került elő, ami összefüggésben állhat a barlangi patak szabályozásával, a duzzasztógát megépítésével. Örvendetes azonban, hogy a további ritka, bennszülött és valódi barlanglakó fajok populációi az ipari környezet ellenére is fennmaradtak és tovább szaporodtak. A barlang állapotát tovább rontja az a tény, hogy a bejárat lezárásául szolgáló vasrács egyik szélét egyszer valaki felfeszítette, amin keresztül azóta emberek csoportjai másznak be a felső járatba szemetet, ürüléket, falfirkát hagyva maguk után. A barlang – különösen a bejárat szakasz – ritka denevérfajok telelőhelyéül szolgál, ebből a szempontból is kívánatos lenne tehát, hogy ne juthassanak illetéktelenek a lezárt területre. A Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatósága 2013-ra a barlang rehabilitációját tervezi, melynek részeként eltávolítanák az öreg, rozsdás ipari berendezéseket és azokat rozsdamentes acélra cserélnék. A vízkivételhez szükséges vezetékek azonban megmaradnak, mert a hasznosítás időszakosan továbbra is működni fog. Mivel ma már minden barlang *ex lege* védett, hasonló természetkárosítás nem fordulhat elő. Mégis, a Mánfai-kölyuk

gerinctelen faunájában, természetes állapotában elszenvedett veszteség sajnos már visszafordíthatatlan.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Ezúton köszönetemet fejezem ki a mintavétel, a határozás, a fotók elkészítése és az információközlés során nyújtott sok hasznos segítségért az alábbi személyeknek. Pro Natura Karszt-és Barlangkutató egyesület: Tegzes Zoltán, Illés Andrea, Varga Nikoletta, Varga Adrienn, Szira Fruzsina; Szegedi Karszt-és Barlangkutató Egyesület: Klenk Péter; MTM Állattára: Korsós Zoltán, Fehér Zoltán, Dányi László, Kontschán Jenő, Murányi Dávid, Forró László; MTM Molekuláris Taxonómiai Laboratórium: Krízsik Virág; PE-GK Állattani és Állattenyésztési Tanszék: Kondorosy Előd, Varga Katinka, Fülep Teofil, Zalai Béla; Université Lyon: Florian Malard; Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság: Kéki Antal.

### Irodalomjegyzék

- Dudich, E. (1932): A barlangok biológiai osztályozása. – *Barlangvilág*, **2**(3–4): 1–32.
- Gebhardt, A. (1933): Az Abaligeti és a Mánfai barlang állatvilágának összehasonlítása. – *Állattani Közlemények* **30**(1–2): 36–44.
- Gebhardt, A. (1963): A Mecsek hegység barlangjainak biológiai vizsgálata. – *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve*. Pécs, 5–32.
- Havasi, I. (2003): Mánfai-kőlyuk. In: Székely K.: *Magyarország fokozottan védett barlangjai*. Mezőgazda kiadó, Budapest. p. 393–394.
- Méhely, L. (1924): *Protelsonia hungarica*, nov. gen., nov. sp. Ein blinder Isopode aus Ungarn. – *Zoologischer Anzeiger* **58**(11/12): 353–357.
- Méhely, L. (1927): *Új férgek és rákok a magyar faunában (Neue Würmer und Krebse aus Ungarn)*. Budapest, 19 pp.
- Pintér, L. (1968): Zur Kenntnis der Hydrobiiden des Mecsek-Gebirges (Ungarn) (Gastropoda: Prosobranchia). – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **14**(3–4): 441–445.
- Soós, L. (1927): Adatok a magyarországi barlangok Mollusca-faunájának ismeretéhez. – *Állattani Közlemények* **24**: 163–180.
- Wagner, J. (1931): Vorläufige Mitteilung über die Molluskenfauna der Grotte von Mánfain Südungarn. – *Zoologischer Anzeiger* **95**: 292.



## **Invertebrate fauna of the Mánfai-kölyuk Cave (Mecsek, SW Hungary) in the light of utilization by waterworks – previous results**

Dorottya Angyal

*University of Pannonia, Georgikon Faculty  
Department of Animal Sciences and Animal Husbandry  
16. Deák Ferenc utca, Keszthely, H-8360  
e-mail: [angyal.dorottya@gmail.com](mailto:angyal.dorottya@gmail.com)*

Present work summarizes the results of an invertebrate faunistical pre-research which has been carried out in the Mánfai-kölyuk Cave (Mecsek mountains, Southwest Hungary). In the previous decades similar investigations took place, which resulted in the discovery of endemic and troglobiont species as well. The reason for my repeated survey was a sad fact: at the end of the 1950s waterworks started to utilize the cave's spring which influenced the degradation of the natural conditions of the Mánfai-kölyuk Cave. As a result of my samplings carried out between November 2010 and October 2011 I managed to point out the presence of only 18 higher invertebrate taxa. 16 species are already identified. Comparing this list with the data originated before waterwork's utilization I found that 7 species are new for the cave's fauna. These new species include more perturbed, urban habitat-dwelling fauna elements too. Among the previously described troglobiont species two have not been found. However, populations of *Polycelis tothi* Mészáros, 1927, *Bythiospeum hungaricum* (Soós, 1927) and *Protelsonia hungarica* Mészáros, 1924 still exist.

Keywords: Mánya-kölyuk Cave, Mecsek mountains, faunistic, invertebrates, troglobiont, endemism, waterworks.

# Fogyatkozó haragossiklók – növekvő civil aktivitás a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kétéltű- és Hullóvédelmi Szakosztályában

Babocsay Gergely<sup>1,2\*</sup> és Vági Balázs<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Kétéltű- és Hullóvédelmi Szakosztály  
H-1121 Budapest, Költő u. 21., e-mail: \*gergely\_babocsay@yahoo.com, bi.vagi@gmail.com

<sup>2</sup> Károly Róbert Főiskola, Agrár- és Környezettudományi Intézet  
H-3200 Gyöngyös, Mátrai út 36.

<sup>3</sup> Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék  
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

Összefoglaló: Az MME Kétéltű- és Hullóvédelmi Szakosztálya 2011-ben programot indított a haragossikló (*Dolichophis caspius*) megmaradt Budapest környéki élőhelyeinek feltérképezése, az állományok felmérése és a szükséges természetvédelmi kezelés megindítása céljából. Márciustól szeptember végéig összesen 10 alkalommal 4 élőhelyet jártunk be. Egyikük két, összesen 1–1,5 ha-os élőhelyfoltján 11 (7 adult, 2 szubadult, 2 juvenilis) haragossiklót láttunk, ötöt megfogtunk, majd adatfelvétel után szabadon engedtünk. Hat egyed biztosan különbözöként volt azonosítható. Mindkét folton nagy számban fordultak elő fali és zöld gyíkok, megfelelő táplálékbázist jelentve a haragossiklók számára. Az élőhelyeket a cserjésedés, az idegenhonos növények és a rekreációs tevékenységek veszélyeztetik. Egy körülbelül 0,5 hektáros élőhelyfoltban a Szakosztály önkénteseinek bevonásával eltávolítottuk a fekete fenyőt. További célunk újabb élőhelyek feltérképezése, és szükség esetén, kezelésük előkészítése. A program együtt más programokkal növekvő civil aktivitást és önkéntes munkát generált.

Kulcsszavak: *Ailanthus altissima*, *Dolichophis caspius*, élőhelykezelés, invazív növények, fajvédelmi program, önkéntesek, *Pinus nigra*.

## Bevezetés

Rodda & Tyrrell (2008) szerint a települési környezetben előforduló hullófajok egy része valóban megtalálja létfeltételeit mesterséges környezetben (ld. még Luiselli & Akani 2002), más részük azonban csak azért van jelen, mert élőhelyének maradéka még nem veszett el, viszont az ember által kialakított környezetben végletesen feldarabolódott. A haragossikló<sup>1</sup> – *Dolichophis caspius*

---

<sup>1</sup> A „haragossikló”, követve a magyar nevezéktani szabályokat, ma már a valamikori *Coluber* (s.l.) genusz magyar megnevezése. Jelen pillanatban még vita tárgyát képezi, hogy a *D. caspius* magyar fajneve mi legyen, de itt fontosnak tartjuk, hogy az egybeírás tükrözze a faj generikus besorolását.

(Gmelin, 1789) Magyarországon ez utóbbi kategóriába sorolható. Ennek az alapvetően mediterrán-sztyeppi elterjedésű fajnak (Arnold & Ovenden 2002, Kreiner 2007, Zinner 1976) jégkorszakot követő északi irányú előrenyomulása feltételezhetően löszsztyepeken keresztül történt, illetve ezek mentén megtelepedett a dolomit- és mészkősziklagyepeken (Bellaagh *et al.* 2008, Dely 1997, Korsós 2007, Korsós *et al.* 2002, Nagy *et al.* 2010). Miután a löszsztyepek nagyrészt eltűntek, az utolsó populációtöredékek már csak néhány löszfolton (Bellaagh *et al.* 2008, Korsós *et al.* 2002), illetve dolomit- és mészkőfelszínen (Dely 1978, Dely 1997, Tóth 2002) maradtak fenn.

Látványos, ún. karizmatikus fajokat szoktak zászlóshajó-fajokként számon tartani (Simberloff 1998), a haragossikló karakterénél fogva megfelel ennek a kritériumnak. Két métert elérő hossza (Arnold & Ovenden 2002), „harcos” természete sokak képzeletét megragadja. Élőhelyének védelme a kevesebb figyelmet magára vonó, természetvédelmi szempontból azonban nem kevésbé jelentős fajok számára is a fennmaradás lehetőségét nyújtja (lásd Dobolyi 2002). A laikus közönség növekvő hullók iránti szimpátiája (Copping 2008, Gál 2006) is lehetőséget nyújt arra, hogy a haragossikló figyelmet, védelme önkéntes aktivitást generáljon a szűkülő sziklagyepek védelméhez. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kétéltű- és Hullóvédelmi Szakosztálya (KHVSZ) 2011-ben programot hirdetett a faj Budapest környéki élőhelyeinek és állományainak felmérésére azzal a távlati céllal, hogy az élőhelyeket önkéntesek bevonásával célzott kezeléssel fenntartsa és növelje, állományait pedig megerősítse. Tanulmányunk a program eddigi eredményeit mutatja be.

## Módszerek

### *Állományfelmérés*

2011. márciustól szeptember végéig 10 alkalommal 4 Buda környéki (Farkas-hegy, Huszonnégyökrös-hegy, Odvas-hegy, Szállás-hegy) élőhelyet jártunk be (1. ábra). A felméréseket többnyire olyan önkéntesekkel végeztük, akik rendelkeztek jártassággal hullók megfigyelésében. Alkalmanként 2–4 személy vett részt a felmérésekben. Az egyedeket megfigyeltük, illetve ha ezzel nem kockáztattuk sérülésüket, kézzel megfogtuk őket. Az alábbi adatokat vettük fel: becsült teljes hossz, ivar (amennyiben megállapítható volt), azonosító felvételek a fejről. Lejegyeztük a fogás dátumát, időpontját, a helyszín GPS koordinátáit és



**1. ábra.** A felmért Budapest környéki terület. Az egyes haragossikló-élőhelyek jelentősen elszigetelődtek egymástól, de az azokon belüli élőhelyfoltokat is kiterjedt fásszerű állományok darabolják fel. A megfigyelt siklók pontos megtalálási helyét természetvédelmi okokból nem tüntettük fel.



**2. ábra.** Az MME KHVSZ haragossikló-védelmi programja során 2011-ben összesen 11 példányt észleltünk a Farkas-hegyi élőhelyfoltokon. A felnőtt és fiatal egyedek jelenléte jelzi, hogy az állomány szaporodik. Balra felnőtt (♀, kb. 110 cm), jobbra fiatal példány április 2-án.

a növényzet struktúráját. Az állatokat a befogás helyén 5 percen belül szabadon eresztettük.

### *Az élőhelyek értékelése*

A felmérések során értékeltük a növényzeti struktúrát, a domborzatot, a táplálékállatok mennyiségét, valamint a búvóhelyeket. Feljegyeztük továbbá a legfontosabb veszélyeztető tényezőket, úgymint az özönnövények jelenléte, az elszigeteltség, a cserjésedés és az emberi zavarás mértéke.

## Eredmények

### *Haragossikló-észlelések*

A négy felmért élőhely közül csak a Farkas-hegy két élőhelyfoltján figyeltünk meg összesen 11 (7 adult, 2 szubadult, 2 előző évi fiatal) haragossiklót (2. ábra; 1. táblázat), ebből ötöt megfogtunk, majd az adatok felvétele után szabadon engedtünk. Egyedi jellegzetességeik (méret, nem, megtalálás helye és ideje) alapján hat egyedet biztosan különbözőként azonosítottunk. A haragossiklókat a reggeli és a délelőtti órákban észleltük. Négy egyed napozás közben leptünk meg, a többit menekülés közben észleltük, de az azt megelőző viselkedésüket nem tudtuk megfigyelni (1. táblázat).

### *Az élőhelyek állapota és veszélyeztetettsége*

Mind a négy felmért élőhelyen megfigyelhetők voltak a gyepeket érintő veszélyeztető tényezők (2. táblázat). Az élőhelyek kiterjedése kicsi. A Farkas-hegyi két élőhelyfolt együttes területe mintegy 1–1,5 ha, melyeket egy becserjésedett, illetve fekete fenyővel (*Pinus nigra*) benőtt körülbelül 100 méter széles sáv választ el. Mindegyik élőhelyen nagy számban fordultak elő táplálékbázist biztosító fali (*Podarcis muralis*) és zöld gyíkok (*Lacerta viridis*). Az élőhelyfoltokon a cserjék és a fekete fenyő térhódítása jelenti a legnagyobb veszélyt. Az egyik élőhelyfolt közvetlen közelében gyakoriak a kirándulók, terepkerékpározók, motorozók és kutyasétáltatók (Dobolyi 2002). A Huszonnegyökrös-, az Odvas- és a Szállás-hegyen nem láttunk haragossiklókat. Ezek az élőhelyeken is jelen volt a fekete fenyő, az Odvas-hegyen a bálványfa (*Ailanthus altissima*) is agresszíven terjeszkedik. Az előbbieken említett

**1. táblázat.** Az MME Kétféltű- és Hüllővédelmi Szakosztályának haragossikló-programja során 2011-ben végzett felmérések, a felmért élőhelyek és az azokon észlelt haragossiklók. (+) = megfogva; n.i. = nem ismert.

No.	Dátum/Óra	Helyszín	Azonosító	Nem	Méret (cm)	Körülmények
1.	IV. 2./10:02	Farkas-, Szállás-h.	HP001/2011(+)	♀	110-120	Sziklapadkán napozott. Napos, 25°C.
1.	IV. 2./10:49	Farkas-, Szállás-h.	HP002/2011(+)	n.i.	~30	Meredek sziklaoldalon lefelé menekült. Napos, 25°C.
1.	IV. 2./10:59	Farkas-, Szállás-h.	HP003/2011	n.i.	~30	Meredek sziklaoldalon lefelé menekült. Napos, 25°C.
2.	IV. 22./09:09	Farkas-h.	HP004/2011(+)	n.i.	~120	Sziklapadkán napozott, vedlés után lehetett. Napos, 25°C.
3.	V. 7./-	Huszonnegyő-, Odvas-h.				Napos, 25-27°C.
4.	VI. 18./08:34/	Farkas-h.	HP005/2011(+)	♂	~160	Sziklaoldalon lefelé menekült. 25-28°C, változóan felhős, szeles.
4.	VI. 18./10:30	Farkas-h.	HP006/2011(+)	n.i.	~100	Sziklaüregbe ékelte magát. 25-28°C, változóan felhős, szeles.
5.	VI. 26./-	Farkas-, Szállás-h.	HP007/2011	n.i.	<100	Sziklaüregbe visszahúzódott. Változóan felhős 20-22°C.
6.	VIII. 6./~09:20	Farkas-h.	HP008/2011	n.i.	~120	Sziklákön fölfelé, üregbe menekült. Változóan felhős, 26-29°C.
6.	VIII. 6./09:23	Farkas-h.	HP009/2011	n.i.	110-120	Bokor előtt napozott, közvetlen vedlés után. Változóan felhős, 26-29°C.
6.	VIII. 6./11:28	Farkas-h.	HP010/2011	n.i.	~120	Bokorból, lefelé menekült sziklák alá. Változóan felhős, 26-29°C.
7.	VIII. 12./09:36	Farkas-h., Odvas-h.	HP011/2011	n.i.	>120	Meredek sziklaoldalon lefelé menekült. Napos, 27-30°C
8.	IX. 10.	Farkas-h.				Kánikula.
9.	IX. 16.	Farkas-h.				Változóan felhős, 20°C.
10.	IX. 26.	Farkas-h.				Enyhe, napos, vénasszonyok nyara.

**2. táblázat.** A felmért Buda környéki haragossikló-élőhelyek állapota. + = volt/jellemző, - = nem volt/ nem jellemző.

	Farkas-hegy	Huszon- négyökrös-hegy	Odvas-hegy	Szállás-hegy
Látogatások száma	8	1	2	2
Haragossikló-észlelés	+	-	-	-
Táplálékállatok (zöld gyík)	sok	sok	közepes	sok
Cserjésedés, fekete fenyő	+	+	+	+
Bálványfa	-	-	+	+
Zavarás (rekreáció)	+	+	+	+
Kiterjedés	kicsi	kicsi	kicsi	kicsi

három élőhelyen is vannak kisebb-nagyobb kiterjedésű, nyílt, cserjékkel tarkított meredek sziklagyepfelszínek, melyeken, hasonlóan a Farkas-hegyi élőhelyfoltokhoz, a haragossikló megjelenésére számítani lehet.

A programot eddig összesen 30 önkéntes segítette valamilyen formában. Tizenegyen vettek részt a megfigyelésekben, és 25-en (volt, aki mindkét tevékenységben részt vett) segítettek az egyik Farkas-hegyi élőhelyfoltról eltávolítani a fekete fenyőt.

### Értékelés

A vizsgálatunkat megelőző időszak szórványos Buda környéki megfigyeléseihez (Bellaagh nem közölt adat) képest az általunk megfigyelt 11 egyed relatíve nagy számnak tekinthető. Herczeg *et al.* (2002) a Sas-hegyről számoltak be haragossikló megfigyelésről, ahol korábban kipusztultnak tekintették a fajt. Pozitív fejlemény a fiatal egyedek jelenléte, ami igazolja, hogy az állomány még szaporodik.

A veszélyeztető tényezők közül a legjelentősebb a fásszárú növények előrenyomulása. Az élőhely átalakulása természetes viselkedésükben akadályozza a haragossiklókat. A fásszárúak terjedésével elvesznek a napozóhelyként szolgáló cserjékkel szórványosan benőtt, nyílt gyepterületek (Bellaagh *et al.* 2007, Zinner 1972), amelybe a siklók rejtőszínükkel beleolvadnak; amelyek közelében rendelkezésre áll jól védett búvóhely (pl. sziklahasadék), és a terep

zavartalanul belátható (Kreiner 2007). Ez utóbbi, jó látásuk révén, jelentős előnyt biztosít a siklók számára a ragadozókkal szemben. Az élőhelyleromlás kihathat a hullók kondíciójára vagy akár az immunrendszerére is: Amo *et al.* (2007) ibériai száraz tölgyesekben mutatták ki, hogy az erdőirtás következtében megnövekedett kitettség miatt az ott élő gyíkok (*Psammodromus algirus*) lényegesen hamarabb reagáltak meneküléssel a ragadozóként azonosított kutatók fellépésére, mint a nem érintett zártabb erdőkben, és ezzel együtt vérparazita fertőzöttségük is magasabb volt. Bár a haragossikló esetén a fásszárú vegetáció növekedése azt a képzetet keltheti, hogy a siklók nagyobb védeltséget élveznek, valószínűleg a jó látásukra támaszkodó haragossiklók számára a vegetáció záródása a biztonságérzet csökkenéséhez vezet, ami a spanyol gyíkokon is megfigyelt jelenségekből kifolyólag a populáció hanyatlását eredményezheti. A fekete fenyő alatt a gyepevegetáció megszűnik, és a felhalmozódó lehullott fenyőtűn túlzottan szembeötlővé válik a haragossikló, ami egy nappali kígyó számára a predációs veszély fokozódásával járhat (Mushinsky & Miller 1993). A gyepe árnyékoló hatásának hiánya (Újváry *et al.* 1998), illetve a fásszárúak túlzott árnyékoló hatása a mikroklíma megváltoztatásával negatívan befolyásolhatja a hőszabályozásukat is.

A növényzet szerkezetének megváltozása kompetítorok megjelenését is magával hozhatja. Az egyre inkább karsztbokorerdő jellegű sziklagyepen megjelent az erdei sikló (*Zamenis longissimus*; saját megfigyelés, BG). A két faj minden korcsoportban táplálék konkurens lehet egymásnak.

Az által, hogy a szűkülő élőhelyeket mind szorosabban fogja közre az urbanizált környezet, az ún. ember által akarva vagy akaratlanul segített ragadozók („subsidized predators”) egyre nagyobb predációs nyomást fejtenek ki a védett fajokra (Gompper & Vanak 2008). A házi macskák fajok kihalásában betöltött szerepére egyre több vizsgálat mutat rá (úm. Bonnaud *et al.* 2007, Medina *et al.* 2011). A környező lakónegyedekből vadászatra kiruccanó házi macskák és az élőhelyeken sétáltatott kutyák elpusztíthatják vagy jelentősen zavarhatják a haragossiklókat (Tóth 2002).

A haragossikló nem közkedvelt terráriumi állat, illegális begyűjtésétől nem kell különösebben tartanunk. Nem elhanyagolható viszont annak a veszélye, hogy lelkes amatőrök maguk is szeretnék „első kézből” megismerni ezeket az állatokat, és minden jó szándékuk ellenére zaklatják őket (Boyle & Samson 1985). Az emberi zavarás negatívan hathat a hullók napi aktivitására (Parent &



Weatherhead 2000) és kondíciójára is (Pérez-Tris *et al.* 2004). Bár a zavarásra az egyes fajok eltérően reagálhatnak (Burger 2001), az „ideggóc” (Dely 1997) haragossiklót fokozottan befolyásolhatja az emberi jelenlét, ami végzetes lehet a megmaradt populációkra nézve (Herczeg *et al.* 2002). Éppen ezért jelen munkánkban nem közöljük a siklók megtalálásának pontos helyét.

A siklók és az élőhely monitorozását, valamint a természetvédelmi kezelést önkéntesek bevonásával végeztük. Az önkéntesek jelentős segítséget nyújthatnak a herpetofauna felmérésénél (Oscarson & Calhoun 2007). Valamelyest konfliktust jelent az, hogy több önkéntes szeretne részt venni haragossikló-program terepbejárásaiban, mint amennyi az állatok jelentős zavarása nélkül az élőhelyekre léphetne. A kimaradt önkénteseket az élőhely-rekonstrukciós munkákba vontuk be. A természetvédelmi kezelésekből részvevő önkéntesek számára ez a tevékenység szemléletformáló és életminőség-javító hatással bír (Miles *et al.* 1998). Az érdeklődők intenzív bevonása a faj iránt személyesen is elkötelezettek számát jelentősen növeli, amire hosszú távon szükség van egy ilyen program sikere érdekében.

#### *A program következő lépései*

1. 2012-ben további élőhelyeket mérünk fel, illetve folytatjuk a jelenlegiek monitorozását.
2. 2012 őszén újabb Farkas-hegyi élőhelyfoltból fogjuk eltávolítani a fekete fenyőt. A búvóhelyként szolgáló sziklahasadékok takarását biztosító cserjéket meghagyjuk.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönettel tartozunk az MKB Euroleasingnek a programhoz nyújtott pénzügyi támogatásáért, a megfigyelésekben részt vevő (Baracsy Á., Daru Sz., Katona P., Kovács T., Mizsei E., Rahmé N., Ujszegi J., Üveges B.) és az élőhelykezelésben segítő önkénteseinknek, Sipos Katalinnak és Novák Adriánnak (Duna-Ipoly NPI) a programhoz nyújtott támogatásukért, Szabó Péternek (Pilisi Parkerdő Zrt. Budapesti Erdészete) és Horváth Ritának a kutatási engedélykérelem benyújtásában nyújtott segítségével. Kutatási engedély, ügyszám: 14/4751–9/2011 (OKTVF).

## Irodalomjegyzék

- Amo, L., López, P. & José, M. (2007): Habitat deterioration affects antipredatory behaviour, body condition, and parasite load of female *Psammodromus algirus* lizards. – *Canadian Journal of Zoology* **85**: 743–751.
- Arnold, N. & Ovenden, D. (2002): *Collins Field Guide – Reptiles and Amphibians of Britain and Europe*. Harpercollins Publishers, London.
- Bellaagh, M., Báldi, A. & Korsós, Z. (2007): Élőhely-preferencia vizsgálatok a magyarországi haragossikló-állományokon. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 431–438.
- Bellaagh, M., Korsós, Z. & Szelényi, G. (2008): New occurrences of the Caspian Whipsnake *Dolichophis caspius* (Reptilia: Serpentes: Colubridae) along the River Danube in Hungary – *Acta Zoologica Bulgarica* **60**: 213–217.
- Bonnaud, E., Bourgeois, K., Vidal, E., Kayser, Y., Tranchant, Y. & Legrand, J. (2007): Feeding ecology of a feral cat population on a small Mediterranean island. – *Journal of Mammology* **88**: 1074–1081.
- Boyle, S. A. & Samson, F. B. (1985): Effects of nonconsumptive recreation on wildlife: a review. – *Wildlife Society Bulletin* **13**: 110–116.
- 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 Ecosystems* **5**: 119–129.
- Copping, J. (2008): Reptiles now more popular pets than dogs. – *The Telegraph* 2008. november 22., Online, [2012. január 5.].
- Dely, O. Gy. (1978): Hüllők-Reptilia. – In: *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae)*. XX, 4, Akadémiai Kiadó, Budapest, 120 pp.
- Dely, O. Gy. (1997): A csikos vagy ugró sikló (*Coluber caspius* Gmelin, 1789) magyarországi előfordulásáról. – *Állattani Közlemények* **82**: 39–46.
- Dobolyi, K. (2002): Studies of vegetation dynamics on the rock grasslands in the Csíki-hegyek (Budaörs, Hungary). – *Studia Botanica Hungarica* **33**: 83–96.
- Gál, J. (ed) (2006): Hüllők tartása, takarmányozása és egészségvédelme. Bollók és tsa., Budapest, 302 p.
- Gompper, M. E. & Vanak, A. T. (2008): Subsidized predators, landscapes of fear and disarticulated carnivore communities. – *Animal Conservation* **11**: 13–14.
- Herczeg, G., Krecsák, L. & Marsi, Z. (2002): Új bizonyító adat a haragos sikló előfordulásáról Budapest belterületén a Sas-hegyről. – *Folia Historico-Naturalia Musei Matrensis* **26**: 341–344.
- Korsós, Z., Mara, Gy. & Traser, Gy. (2002): A haragos sikló (*Coluber caspius* Gmelin, 1789) újabb előfordulása Magyarországon. – *Folia Historico-Naturalia Musei Matrensis* **26**: 335–339.
- Korsós, Z. (2007): A magyarországi hüllőfauna története a jégkorszak után. – In: Forró, L. (szerk.): *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása*. Magyar Természettudományi Múzeum. Budapest, pp. 283–296.
- Kreiner, G. (2007): *The snakes of Europe*. Edition Chimaira, Frankfurt am Main, 317 pp.
- Luiselli, L. & Akani, G. C. (2002): An investigation into the composition, complexity and functioning of snake communities in the mangroves of south-eastern Nigeria. – *African Journal of Ecology* **40**: 220–227.

- Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Donlan, C. J., Keitt, B. S., Corre, M. L., Horwath, S. V. & Nogales, M. (2011): A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. – *Global Change Biology* **17**: 3503–3510.
- Miles, I., Sullivan, W. C., & Kuo, F. E. (1998): Ecological restoration volunteers: the benefits of participation. – *Urban Ecosystems* **2**: 27–41
- Mushinsky, H. R. & Miller, D. E. (1993): Predation on water snakes: intraspecific and ontogenetic considerations. – *Copeia* **1993**(3): 660–665.
- Nagy, Z. T., Bellaagh, M., Wink, M., Paunović A. & Korsós, Z. (2010): Phylogeography of the Caspian whipsnake in Europe with emphasis on the westernmost populations. – *Amphibia-Reptilia* **31**: 455–461.
- Oscarson, D. B. & Calhoun, A. J. K. (2007): Developing vernal pool conservation plans at the local level using citizen-scientists. – *Wetlands* **27**: 80–95.
- Parent, C. & Weatherhead, P. J. (2000): Behavioral and life history responses of eastern massasauga rattlesnakes (*Sistrurus catenatus catenatus*) to human disturbance. – *Oecologia* **125**: 170–178.
- Pérez-Tris, J., Díaz, J. A. & Tellería, J. L. (2004): Loss of body mass under predation risk: cost of antipredatory behaviour or adaptive fit-for-escape? – *Animal Behaviour* **67**: 511–521.
- Rodda, G. H. & Tyrrell, C. L. (2008): Introduced species that invade and species that thrive in town: are these two groups cut from the same cloth? – In: Mitchell, J. C., Jung Brown, R. E. & Bartholomew, B. (szerk.): *Urban Herpetology*, Herpetological Conservation vol. 3., Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Salt Lake City, UT, pp. 327–341.
- Simberloff, D. (1998): Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? – *Biological Conservation* **83**: 247–257.
- Tóth, T. (2002): Data on the North Hungarian records of the Large Whip Snake *Coluber caspius* Gmelin, 1789. – *Herpetozoa* **14**: 163–167.
- Újváry, B. Korsós, Z. & Kisbenedek, T. (1998): A tűz mint veszélyeztető tényező a rákosréti vipera élőhelyén. – *Természetvédelmi Közlemények* **7**: 151–165.
- Zinner, H. (1972): Systematics and Evolution of the Species Group *Coluber jugularis* Linnaeus, 1758 – *Coluber caspius* Gmelin, 1789 (Reptilia, Serpentes). PhD. Thesis, the Hebrew University of Jerusalem, Jerusalem, Israel (electronic version).

## Disappearing large whip snakes – increasing citizen involvement in the Amphibian and Reptile Conservation Group of BirdLife Hungary

Gergely Babocsay<sup>1,2</sup> and Balázs Vági<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>*BirdLife Hungary – Amphibian and Reptile Conservation Group*

*Költő utca 21., H-1121 Budapest, Hungary;*

*e-mail: gergely\_babocsay@yahoo.com, bi.vagi@gmail.com*

<sup>2</sup>*Institute of Agricultural and Environmental Sciences, Károly Róbert College*

*Mátrai u. 36., H-3200 Gyöngyös, Hungary.*

<sup>3</sup>*Department of Systematic Zoology and Ecology, Eötvös Loránd University*

*Pázmány Péter sétány 1/C., H-1117 Budapest, Hungary.*

In 2011, the Amphibian and Reptile Conservation Group (ARCG) of BirdLife Hungary launched a conservation programme to survey the North Hungarian populations of *Dolichophis caspius* and its habitats in the vicinity of Budapest, and to build up a habitat management plan for the species. From March through the end of September we made a total of ten visits on four habitats. On two fragments of one habitat (Farkas-hegy), with an extension of 1–1.5 ha, we observed eleven (7 ad., 2 subad., 2 juv.) *D. caspius*. We captured and, after recording a few data, released five of them. Six specimens were positively identified as different. On both habitat fragments a large number of lizards (*Lacerta viridis* and *Podarcis muralis*) were observed, constituting a good supply of prey for the snakes. The habitats are burdened with an increasing number of shrubs and trees, invasive plant species and recreational activity. With help of volunteers we removed the black pines from one of the habitat fragments of Farkas-hegy. We intend to survey additional habitats and if necessary to build up management plants to improve them. Our *Dolicophis* programme together with other programmes of ARCG triggered an increased citizen involvement.

Keywords: *Ailanthus altissima*, conservation programme, *Dolichophis caspius*, habitat management, invasive plant species, *Pinus nigra*.

# Tölgyerdő, kertvárosi erdőterület és városi park fáinak levelén kiülepedett por és a levelek elemtartalmának vizsgálata

Baranyai Edina

Debreceni Egyetem, Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék  
4010 Debrecen, Pf. 21.

Telefon: +36-52- 512-900 / 22426, Fax: +36-52- 518-660  
e-mail: baranyai.edina@science.unideb.hu

Összefoglaló: Fák leveleinek és a fák levelein lévő pornak az elemösszetételét vizsgáltuk a Debreceni Nagyerdőben, Debrecen kertvárosi erdőfragmentumaiban és a városi parkban. Az alábbi fajokat vizsgáltuk: *Acer campestre*, *Acer negundo*, *Celtis occidentalis*, *Padus serotina* és *Quercus robur*. Jelentős különbséget tapasztaltunk az egyes fafajok levelein lévő por mennyiségében. A leveleken lévő porban és a levelekben a Ba, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr és Zn-koncentrációját határoztuk meg ICP-OES módszerrel. Szignifikánsan magasabb Cu és Fe-koncentrációt mértünk a *P. serotina* esetében a városi park területéről gyűjtött pormintákban. Az *A. negundo* levelén lévő porban szignifikánsan magasabb volt a Ba és Zn-koncentráció a városi park területén. Az *A. campestre* levelén lévő porban magasabb volt a Mn és Ni-koncentrációja a tölgyerdő területén, mint a városi park területén. A *Q. robur* és a *C. occidentalis* leveleken lévő porban a legmagasabb Mn-koncentrációt a tölgyerdő területén tapasztaltuk. A *P. serotina* levelekben mért Cu-koncentráció szignifikánsan magasabb volt a tölgyerdő területéről gyűjtött mintákban. A legmagasabb Mn és Zn-koncentráció a kertvárosi erdő területéről gyűjtött *A. campestre*, *Q. robur* és *C. occidentalis* falevelekben volt. Az *Acer negundo* esetében a mintákban a Zn-koncentráció a tölgyerdő területén volt a legmagasabb. Eredményeink azt mutatják, hogy a vizsgált fajok közül az *A. negundo*, *C. occidentalis* és *Q. robur* alkalmazása javasolt a légszennyező anyagok monitorozására, mivel ezek a fajok nagyobb mértékben akumulálták a vizsgált elemeket. Az *A. negundo* és *C. occidentalis* fajok bizonyultak a legalkalmasabbnak a levegő minőségének javítására, mivel ezek kötötték meg a port a legnagyobb mértékben.

Kulcsszavak: urbanizáció, pormennyiség, elemösszetétel, ICP-OES.

## Bevezetés

Az emberi népesség fele városi agglomerációkban él (Shi *et al.* 2008) és ez az arány folyamatosan növekszik. Az urbanizáció jelentős környezetszennyezést okoz, ezáltal kockázatot jelent az élőlényekre (Magura *et al.* 2010a, 2010b, Simon *et al.* 2011, Tóthmérész *et al.* 2011). A szennyező anyagok sokféle mó-

don kerülnek a városi környezetbe, többek között gáz, részecske vagy aeroszol formájában, párolgás vagy defláció révén (Ordóñez *et al.* 2003). A levegőben található és onnan kiülepedő nehézfémek a légszennyező anyagok egyik kiemelt csoportját képviselik. A nehézfémek forrásai olyan antropogén tényezőkre vezethetők vissza, mint a belső égésű motorokkal hajtott gépjárművek vagy az ipari tevékenység (Shi *et al.* 2008).

A városi környezet levegőminőségének vizsgálatához számos tanulmányban alkalmaztak faleveleket (Aksoy *et al.* 2000, Al-Khlaifat & Al-Hashman 2007), mert a falevelek érzékenyek a levegőszennyezésre (Prusty *et al.* 2005) és a lebegő részecskék megkötésével jól jelzik az atmoszférában felgyűlt légszennyező anyagok minőségi és mennyiségi jellemzőit (Lohr & Peason-Mims 1996). Morfológiai, szerkezeti és biokémiai eltéréseik révén különböző mértékben vonhatják ki a légszennyező anyagokat az atmoszférából (Kardel *et al.* 2010). A levelek pormegkötő képessége olyan változók függvénye, mint a felület geometriája, epidermális és kutikuláris sajátosságok, a levélfelület bolyhossága, a fák magassága és lombozata (Singh *et al.* 2005). A porszemcsék megkötésében fontos szerepet játszanak a nagy levélfelületek és a felületeken található levélszőrök (Lohr & Peason-Mims 1996). A gáznemű légszennyező anyagokat a növények a sztómáikon keresztül abszorbeálják (Kardel *et al.* 2010).

Az urbanizáció levegőminőségre gyakorolt hatását a légszennyező anyagok koncentrációjának elemzésével lehet vizsgálni. A városi porok és egyéb szennyező anyagok monitorozása komplex feladat (Wolterbeek 2002). Munkánk során egy urbanizációs grádiens mentén (tölgyerdő, kertvárosi erdőterület és városi park) a faleveleken lévő por mennyiségét, valamint a leveleken lévő porban és a levelekben található elemek (Ba, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, S, Sr és Zn) koncentrációját tanulmányoztuk. A három kutatási területet eltérő intenzitású emberi zavarás jellemzi. A tölgyerdő területe egy több mint száz éves gyöngyvirágos tölgyes, amely megőrizte természeteshez közeli állapotát. A kertvárosi erdő területére tájkarbantartás és a kidőlt fák eltávolítása jellemző, valamint környékén több forgalmas autópálya található. A harmadik terület egy olyan városi park, amely közel ötven éve a Debreceni Nagyerdő területéből került kialakításra. Ez a kutatási terület őrzi az eredeti növényzet néhány sajátosságát, ugyanakkor ezen a területen folyamatos a parkrendezés (Török & Tóthmérész 2004, Magura *et al.* 2006).

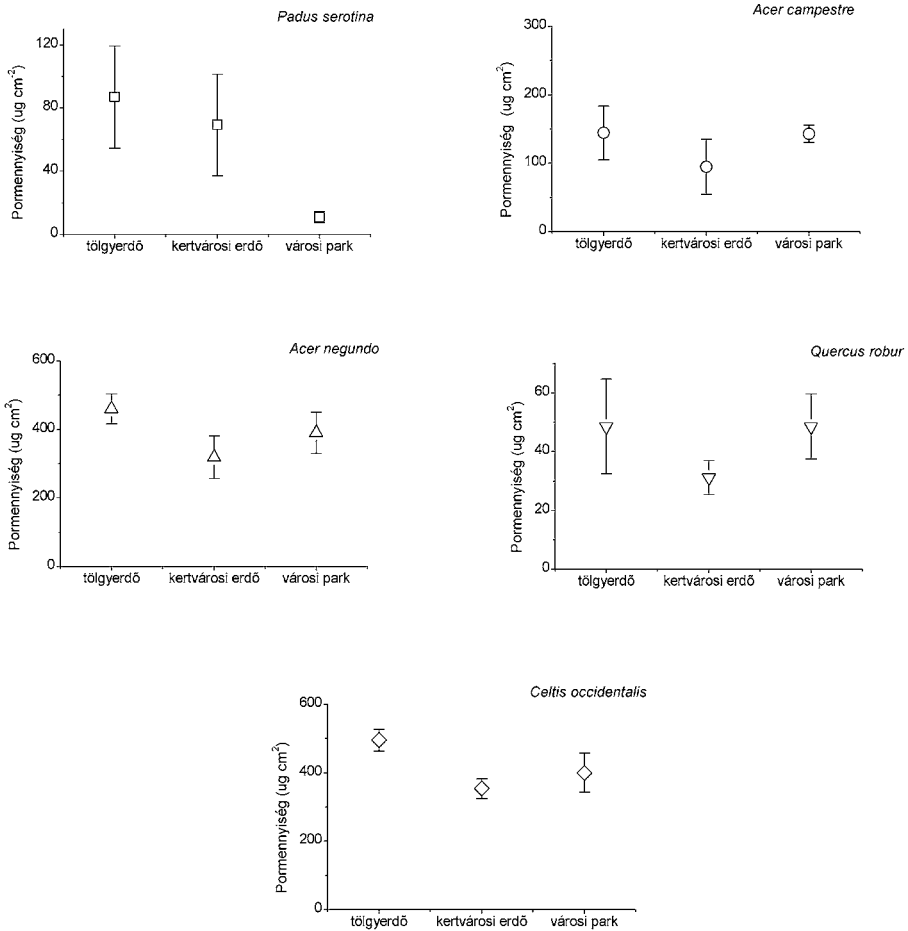
## Módszerek

Debrecenben és Debrecen környékén három kutatási területet jelöltünk ki (tölgyerdő, kertvárosi erdőterület és városi park), amelyek az urbanizáció három különböző szintjét reprezentálják. Az egyes kutatási területeken belül négy mintavételi helyen gyűjtöttünk faleveleket. A négy vizsgált fafaj (*Padus serotina*, *Acer campestre*, *Acer negundo*, *Quercus robur* és *Celtis occidentalis*) leveleit 2010 augusztusában gyűjtöttük. A mintavételi helyeken random módon három fát választottunk ki a mintavételhez. A mintákat lezárható műanyag tasakban gyűjtöttük és +4°C-on sötétben tároltuk az elemzés megkezdéséig.

A levélfelületek meghatározásához sík felületű lapolvasót használtunk. A minták feldolgozását Simon *et al.* (2011) által közölt módszer szerint végeztük. Az elemanalízis induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometriával (ICP-OES) történt, amelyhez IRIS Intrepid II XSP műszert használtunk. Hat pontos kalibrációt alkalmaztunk a mérések során multieleemes kalibráló oldatok felhasználásával (Merk ICP multieleemes standard oldat IV). A statisztikai értékelést SPSS/PC+ statisztikai programmal végeztük. A varianciák homogenitását Levene teszttel vizsgáltuk. A leveleken lévő pormennyiséget, a porban és a levélszövetben vizsgált elemek koncentrációját 2 faktoros varianciaanalízissel teszteltük, mely vizsgálatban a terület volt az egyik faktor és a levélfaj a másik faktor.

## Eredmények

Az öt különböző vizsgált fajnak szignifikáns hatása volt a pormennyiségre ( $F_{14,45} = 64.661, p < 0.001$ ). Ugyanakkor a három kutatási területen nem volt szignifikáns különbség a por mennyiségében ( $F_{14,45} = 4.591, p = 0.068$ ) (1. ábra). A területek és fajok interakciója szignifikáns volt ( $F_{14,45} = 3.786, p < 0.01$ ). A *P. serotina* leveleinek felületén lévő por mennyisége szignifikánsan különbözött a többi fajtól ( $p < 0.001$ ). Az *A. campestre* esetében szignifikánsan nagyobb pormennyiséget mértünk, mint a *P. serotina* és *Q. robur* fajoknál, míg alacsonyabbat, mint az *A. negundo* és *C. occidentalis* esetében ( $p < 0.001$ ). Az *A. negundo* levelein lévő por mennyisége szignifikánsan különbözik a *P. serotina* ( $p < 0.01$ ), *A. campestre* ( $p < 0.05$ ) és *Q. robur* ( $p < 0.01$ ) fajok levelein lévő por mennyiségétől. A *Q. robur* leveleinek felületén lévő por mennyisége szignifikánsan



1. ábra. A vizsgált fajok levélfelületén mért pormennyiség (átlag + SE).

eltért az *A. negundo* ( $p < 0.001$ ) és *C. occidentalis* ( $p < 0.001$ ) fajoktól, amíg a *C. occidentalis* esetében szignifikánsan eltérő pormennyiséget mértünk, mint a *P. serotina* ( $p < 0.001$ ), *A. campestre* ( $p < 0.05$ ) és *Q. robur* ( $p < 0.001$ ) esetében.

A porban mért elemkoncentrációk esetében a fajok és az urbanizáltság interakciója szignifikáns hatással volt a Ba, Cu, Ni, Pb és Sr-koncentrációjára ( $p < 0.05$ ). A Fe és Mn-koncentrációk szignifikánsan változtak a faj, az urba-



nizáltság valamint a faj-urbanizáltság interakciójának hatására ( $p < 0.05$ ). A S esetében a fajok és az urbanizáltság szignifikánsan befolyásolták az elemkoncentrációkat ( $p < 0.01$ ), míg a fajok csak a Zn esetében okoztak szignifikáns hatást ( $p < 0.001$ ). A *P. serotina* esetében szignifikánsan magasabb Cu és Fe-koncentrációt tapasztaltunk a városi park, mint a kertvárosi erdő és a tölgyerdő területén. Az Pb-koncentrációja nem tért el szignifikánsan a városi park és a tölgyerdő esetében egymástól; a kertvárosi erdő területén alacsonyabb koncentrációt mértünk (1. táblázat). A tölgyerdő területén szignifikánsan alacsonyabb S-koncentrációt mértünk, mint a kertvárosi erdő és a városi park területén. Az *A. campestre* esetében a leveleken lévő porban mért Mn és Ni-koncentráció szignifikánsan magasabb volt a kertvárosi erdő, mint a városi park és a tölgyerdő területén. A Ni esetében nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a kertvárosi erdő és a tölgyerdő területek között ( $p > 0.05$ ). A kertvárosi erdő területén a Mn-koncentráció a *Q. robur* levelein lévő porban volt a legmagasabb, de itt sem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a kertvárosi erdő és a tölgyerdő területek között. Az *A. negundo* levelein lévő pormintákban a Ba és Sr mennyisége volt a legnagyobb az egyes területek vonatkozásában (1. táblázat). A Mn és Ni-koncentrációja a tölgyerdő területén a *C. occidentalis* esetében volt a legmagasabb, a Mn koncentrációjában azonban nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a tölgyerdő és a kertvárosi erdő területek között.

A levélszövetben mért elemkoncentrációk esetében a fajok és az urbanizáltság szintén szignifikáns hatással voltak a Fe, S és Sr-koncentrációkra ( $p < 0.05$ ). A Ba-koncentráció csak a fajok között mutatott különbséget. A Cu-koncentrációt a fajok és a fajok illetve az urbanizáltság közötti interakciók is szignifikánsan befolyásolták. A fajok, az urbanizáltság és a kettő közötti interakció a Mn és Zn-koncentrációra voltak szignifikáns hatással. Szignifikánsan magasabb Cu-koncentrációt mértünk a *P. serotina* levélszöveiben a tölgyerdő és a kertvárosi erdő területeken, mint a városi park területén. A S-koncentrációja a kertvárosi erdő területén volt a legmagasabb, míg a Sr-koncentrációja a legalacsonyabbnak bizonyult ugyanezen a területen a *P. serotina* esetében (2. táblázat). Az *A. campestre* levélszöveiben a Mn és Zn-koncentrációja szignifikáns különbséget mutatott minden terület esetében. A S és Cu mennyisége szintén a kertvárosi erdő területén volt a legnagyobb, de nem volt szignifikáns a különbség a kertvárosi erdő és a városi park területek között ( $p > 0.05$ ). A *Q. robur* levélszöveiben a Mn, S és Zn-koncentrációja a kertvárosi erdő területén volt a legmagasabb. A

1. táblázat. Az elemek koncentrációja (átlag ± SE, mg/kg) különböző fajok levél felületén vizsgált porban.

Faj	Tertület	Elemek									
		Ba	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	S	Sr	Zn	
<i>P. serotina</i>	tölgyerdő	38 ± 9	17 ± 3 <sup>a</sup>	388 ± 145 <sup>a</sup>	609 ± 277	25 ± 5	17 ± 8 <sup>a</sup>	1223 ± 255 <sup>a</sup>	43 ± 6	91 ± 12	
	kertvárosi erdő	41 ± 12	22 ± 6 <sup>a</sup>	339 ± 97 <sup>a</sup>	1100 ± 166	22 ± 6	6 ± 2 <sup>ab</sup>	2188 ± 689 <sup>b</sup>	37 ± 9	112 ± 42	
	városi park	96 ± 25	70 ± 23 <sup>b</sup>	2009 ± 718 <sup>b</sup>	828 ± 275	120 ± 94	43 ± 16 <sup>a</sup>	6400 ± 2138 <sup>b</sup>	145 ± 84	385 ± 138	
<i>A. campestre</i>	tölgyerdő	15 ± 3	7 ± 1	286 ± 36	718 ± 111 <sup>a</sup>	3 ± 1 <sup>a</sup>	3 ± 1	5699 ± 1647	28 ± 3	54 ± 4	
	kertvárosi erdő	35 ± 8	15 ± 3	492 ± 114	2470 ± 496 <sup>b</sup>	7 ± 2 <sup>a</sup>	11 ± 4	12079 ± 1770	29 ± 2	119 ± 29	
	városi park	16 ± 2	7 ± 1	289 ± 32	224 ± 20 <sup>c</sup>	1 ± 1 <sup>b</sup>	5 ± 1	10012 ± 3278	23 ± 7	79 ± 10	
<i>Q. robur</i>	tölgyerdő	65 ± 16	27 ± 6	2439 ± 856	1274 ± 396 <sup>a</sup>	37 ± 20	27 ± 6	3060 ± 880	57 ± 18	159 ± 24	
	kertvárosi erdő	42 ± 14	31 ± 7	915 ± 128	1686 ± 155 <sup>a</sup>	19 ± 2	14 ± 6	4298 ± 1112	22 ± 7	138 ± 38	
	városi park	44 ± 13	30 ± 7	1472 ± 184	348 ± 90 <sup>b</sup>	13 ± 1	26 ± 5	3632 ± 737	18 ± 8	137 ± 41	
<i>A. negundo</i>	tölgyerdő	8 ± 2 <sup>a</sup>	7 ± 3	123 ± 15	219 ± 15	2 ± 1	2 ± 1	2081 ± 402	16 ± 4 <sup>a</sup>	30 ± 4	
	kertvárosi erdő	24 ± 6 <sup>a</sup>	10 ± 2	243 ± 77	248 ± 44	3 ± 1	3 ± 1	3582 ± 1038	45 ± 8 <sup>b</sup>	42 ± 10	
	városi park	33 ± 11 <sup>b</sup>	7 ± 1	225 ± 40	656 ± 268	1 ± 1	1 ± 1	1574 ± 119	60 ± 12 <sup>b</sup>	35 ± 8	
<i>C. occidentalis</i>	tölgyerdő	20 ± 2	13 ± 3	42 ± 20	165 ± 54 <sup>a</sup>	14 ± 4 <sup>a</sup>	1 ± 1	1564 ± 442	70 ± 9	27 ± 7	
	kertvárosi erdő	17 ± 6	18 ± 4	95 ± 14	71 ± 16 <sup>ab</sup>	4 ± 1 <sup>b</sup>	1 ± 1	2311 ± 279	59 ± 14	38 ± 5	
	városi park	23 ± 3	16 ± 4	92 ± 23	46 ± 15 <sup>b</sup>	4 ± 1 <sup>b</sup>	1 ± 1	1985 ± 271	138 ± 24	30 ± 3	

nyező részecskék atmoszférából való kivonásához. A legkisebb mennyiségben a *P. serotina* és *Q. robur* levélfelületén kötődött meg por. Ennek oka a levélfelületek struktúrájának különbözősége. Tomasêvic *et al.* (2011) valamint Prusty *et al.* (2005) is az eltérő epidermális tulajdonságokkal és levél struktúrákkal magyarázzák a pormennyiség megkötésében észlelhető fajonkénti eltéréseket.

A levélfelületen lévő porokban az általunk mért Pb-koncentráció alacsonyabb volt, mint egyéb tanulmányokban (Al-Khlaifat *et al.* 2007, Duong & Lee 2011). Eredményeink magasabb Cu-koncentrációt mutatnak *P. serotina* és *Q. robur* falevelein lévő porban, mint korábbi tanulmányokban (Al-Khlaifat *et al.* 2007). A Cu és a Zn esetében is a gépjármű alkatrészek felelôsek a megnövekedett légköri koncentrációért, a gumik kopásából származó por nagy mennyiségben tartalmazza ugyanis ezeket az elemeket (Meza-Figueroa *et al.* 2007). Munkánk során hasonló Zn-koncentrációkat tapasztaltunk a levélfelületeken lévő porban, mint a szakirodalomban megtalálható értékek (Apegyei *et al.* 2011, Al-Khlaifat *et al.* 2007, Duong & Lee 2011). A városi park területén a *P. serotina* leveleinek felületén lévő porban magasabb Ni-koncentrációt tapasztaltunk, mint a *Q. robur* esetében, ellentétben a korábbi tanulmányokkal (Al-Khlaifat *et al.* 2007, Duong & Lee, 2011). Eredményeink magasabb Fe-koncentrációt mutatnak, mint Al-Khlaifat *et al.* tanulmánya (2007), de alacsonyabbat, mint egy másik szakirodalom (Apegyei *et al.* 2011). A fékpofák és tömítések kopásából nagy mennyiségű Fe kerül a környezetbe (Adachi & Tainoshob, 2004).

A levélszövetben mért Cu-koncentráció esetén hasonló eredményeket kaptunk, mint Alfani *et al.* (2000). Az eredményeink magasabb Fe-koncentrációt mutatnak a tölgyerdő területéről gyűjtött falevelek szöveteiben minden faj esetében, mint korábbi tanulmányok, hasonlókat azonban a városi park és a kertvárosi erdő területeknél (Alfani *et al.* 2000). Magasabb Zn-koncentrációt tapasztaltunk az *A. campestre*, *Q. robur* és *A. negundo* esetében a tölgyerdő területén. A kertvárosi erdő területeken magasabb Zn-koncentrációt találtunk az *A. campestre* és *Q. robur* levélszöveteiben, mint korábbi tanulmányokban (Al-Khlaifat *et al.* 2007). Eredményeinket más tanulmányokkal összehasonlítva magasabb Mn-koncentrációt mértünk minden vizsgált területen, valamint minden vizsgált faj esetében (Celik *et al.* 2005). A S-koncentrációkra magasabb értékeket kaptunk minden terület és faj esetében, mint más tanulmányok (Alfani *et al.* 2000), ami arra utalhat, hogy a S a levélszövetekbe elsôsorban a levegôbôl jut be.

Eredményeink azt mutatják, hogy a levélfelületek anatómiai és morfológiai

2. táblázat. A levélszövetben mért elemek koncentrációja a vizsgált fajok esetében (átlag ± SE, mg/kg).

Faj	Tertület	Elemek							
		Ba	Cu	Fe	Mn	S	Sr	Zn	
<i>P. serotina</i>	tölgyerdő	56. ± 13	4 ± 1 <sup>a</sup>	135 ± 29	560 ± 248	1961 ± 472 <sup>a</sup>	57 ± 5 <sup>b</sup>	16 ± 6	
	kertvárosi erdő	43 ± 12	4 ± 1 <sup>a</sup>	105 ± 38	1257 ± 273	2707 ± 365 <sup>b</sup>	38 ± 3 <sup>b</sup>	17 ± 5	
	városi park	41 ± 7	3 ± 1 <sup>b</sup>	111 ± 34	655 ± 619	1889 ± 672 <sup>a</sup>	60 ± 16 <sup>a</sup>	26 ± 21	
<i>A. campestris</i>	tölgyerdő	21 ± 5	5 ± 1 <sup>a</sup>	205 ± 34	819 ± 223 <sup>a</sup>	2593 ± 558 <sup>a</sup>	43 ± 4	22 ± 6 <sup>a</sup>	
	kertvárosi erdő	25 ± 9	7 ± 2 <sup>b</sup>	155 ± 32	2686 ± 509 <sup>b</sup>	4206 ± 731 <sup>b</sup>	47 ± 21	50 ± 7 <sup>b</sup>	
	városi park	20 ± 4	5 ± 1 <sup>ab</sup>	144 ± 29	288 ± 230 <sup>c</sup>	3261 ± 357 <sup>ab</sup>	42 ± 14	33 ± 7 <sup>c</sup>	
<i>Q. robur</i>	tölgyerdő	48 ± 19	9 ± 3	183 ± 58	746 ± 403 <sup>a</sup>	2110 ± 238 <sup>a</sup>	17 ± 4	32 ± 9 <sup>a</sup>	
	kertvárosi erdő	43 ± 16	7 ± 2	175 ± 59	2000 ± 663 <sup>b</sup>	2774 ± 115 <sup>b</sup>	18 ± 7	35 ± 6 <sup>a</sup>	
	városi park	39 ± 20	6 ± 1	175 ± 46	225 ± 100 <sup>c</sup>	2617 ± 345 <sup>b</sup>	28 ± 8	16 ± 3 <sup>b</sup>	
<i>A. negundo</i>	tölgyerdő	38 ± 17	7 ± 5	240 ± 21	238 ± 39	2887 ± 124 <sup>a</sup>	57 ± 14	31 ± 6 <sup>a</sup>	
	kertvárosi erdő	19 ± 7	3 ± 1	198 ± 40	150 ± 64	4075 ± 577 <sup>b</sup>	59 ± 20	22 ± 2 <sup>b</sup>	
	városi park	37 ± 24	6 ± 1	248 ± 54	288 ± 251	3867 ± 775 <sup>ab</sup>	76 ± 29	20 ± 3 <sup>b</sup>	
<i>C. occidentalis</i>	tölgyerdő	74.9 ± 7.8	5.2 ± 1.3	207 ± 38	283 ± 37 <sup>a</sup>	3173 ± 252 <sup>a</sup>	119 ± 24	11 ± 1 <sup>a</sup>	
	kertvárosi erdő	54.6 ± 46.6	5.2 ± 2.7	162 ± 64	113 ± 33 <sup>b</sup>	4079 ± 367 <sup>b</sup>	83 ± 46	27 ± 12 <sup>b</sup>	
	városi park	53.1 ± 16.4	5.1 ± 2.0	177 ± 20	58 ± 22 <sup>c</sup>	3486 ± 441 <sup>ab</sup>	139 ± 22	11 ± 1 <sup>a</sup>	

S és Zn-koncentrációja szignifikánsan különbözik a különböző területek között az *A. negundo* esetében. A S-koncentrációkban nem tapasztaltunk különbséget a kertvárosi erdő és városi park területek között; a Zn-koncentrációja a tölgyerdő területén volt a legmagasabb, ami nem különbözött szignifikánsan a kertvárosi erdő területétől (2. táblázat). A különböző kutatási területeket a *C. occidentalis* esetében összehasonlítva azt tapasztaltuk, hogy a Mn-koncentráció megnőtt a városi parktól a tölgyerdő területe felé haladva, míg a Sr és Zn-koncentrációja a kertvárosi erdő területén volt a legmagasabb. Az előbbi esetben nem volt szignifikáns különbség kimutatható a kertvárosi erdő és a városi park területek között, míg a Zn esetében sem találtunk szignifikáns különbséget ugyanezen területek vonatkozásában.

### Értékelés

Az urbanizáció a szennyező anyagok kijutását és felhalmozódását eredményezi a városi élőhelyeken (Duzgoren-Aydin *et al.* 2006). Napjainkban a falevelek bioindikátorokként történő alkalmazása gyakori a levegőszennyezettség mérésére irányuló vizsgálatokban (Aksoy *et al.* 2000; Al-Khlaifat & Al-Khashman 2007, Simon *et al.* 2011, 2012). Prusty *et al.* (2005) megnövekedett abszorbeált pormennyiséget tapasztaltak azokon a helyeken, ahol nagyobb volt a járműforgalom. Freer-Smith *et al.* (2005) vizsgálatában szignifikáns hatása volt a vizsgált fajoknak és kutatási területeknek a leveleken lévő pormennyiségre, azok interakciója azonban nem volt szignifikáns. Ezzel ellenétben, vizsgálatunkban nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget a három vizsgált kutatási terület között, ami Debrecen város meteorológiai sajátosságaiból és domborzati jellegéből adódhat. A Hajdúság és Nyírség határán fekvő Debrecen porterhelésére jelentős hatással van a Hajdúság talajképző kőzetét adó lösz. Ez a finom homok az erdősávok kiirtása és a talaj túlhasználata miatt az elporosodó feltalajról szél által könnyen szállítható. Ez a kiporzás az uralkodó szélirányoknak köszönhetően a városi porterhelés elsődleges forrása lehet (Lóki *et al.* 1994). Eredményeinkhez hasonlóan Singh *et al.* (1999) és Garget *et al.* (2000) is úgy találták, hogy a leveleken lévő por mennyisége a felület morfológiai és anatómiai tulajdonságainak függvénye. Eredményeink alapján elmondható, hogy a *Celtis occidentalis* és *Acer negundo* levelein csapdázódott a legnagyobb pormennyiség. Tehát a vizsgált fajok közül ez a kettő járul hozzá a legnagyobb mértékben a légszeny-

sajátosságai fontos szempontok annak meghatározásában, hogy mely fajok használhatók hatékonyan a levegőminőség monitorozására. Eredményeink azt mutatják, hogy a vizsgált fajok közül az *Acer negundo*, *Celtis occidentalis* és *Quercus robur* alkalmazása javasolt a légszennyező anyagok monitorozására, mivel ezek a fajok nagyobb mértékben akkumulálták a vizsgált elemeket. Ez valószínűleg a leveleik nagyobb sztóma méretének és magasabb sztóma denzitásának tulajdonítható. Az *Acer negundo* és *Celtis occidentalis* fajok bizonyultak a legalkalmasabbnak a levegő minőségének javítására, mivel ezek kötötték meg a port a legnagyobb mértékben. Ez a levélfelületük bolyhozottságából adódhat, amely alkalmassá teszi őket a porszűrésre.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – A munka megvalósulását a TÁMOP 4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0007 pályázat támogatta. A projekt az Új Magyarország Fejlesztési Terv keretein belül valósult meg, az Európai Szociális Alap és Európai Regionális Fejlesztési Alap társfinanszírozásával.

### Irodalomjegyzék

- Adachi, K. & Tainoshob, Y. (2004): Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. – *Environment International* **30**: 1009–1017.
- Aksoy, A., Sahin, U., & Duman, F. (2000): Robinia pseudo-acacia L. as a Possible Biomonitor of Heavy Metal Pollution in Kayseri. – *Turkish Journal of Botany* **24**: 279–284.
- Alfani, A., Baldantoni, D., Maisto, G., Bartoli, G. & Virzo De Santo, A. (2000): Temporal and spatial variation in C, N, S and trace element contents in the leaves of *Quercus ilex* within the urban areas of Naples. – *Environmental Pollution* **109**: 119–129.
- Al-Khashman, O. A. (2004): Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. – *Atmospheric Environment* **38**: 6803–6812.
- Al-Khlaifat, A. L. & Al-Khashman, O. A. (2007): Atmospheric heavy metal pollution in Aqaba city, Jordan, using Phoenix dactylifera L. leaves. – *Atmospheric Environment* **41**: 8891–8897.
- Apegyei, E., Bank, M. S & Spengler, J. D. (2011): Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. – *Atmospheric Environment* **45**: 2310–2323.
- Celik, A., Kartal, A. A., Akdogan, A. & Kaska, Y. (2005): Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinia pseudo-acacia* L. – *Environment International* **31**: 105–112.
- Duong, T. T. T. & Lee, B. K. (2011): Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. – *Journal of Environmental Management* **92**: 554–562.

- Duzgoren-Aydin, N. S., Wong, C. S. C., Aydin, A., Song, Z., You, M. & Li, X. D. (2006). Heavy metal contamination and distribution in the urban environment of Guangzhou, SE China. – *Environmental Geochemistry and Health* **28**: 375–391.
- Freer-Smith, P.H., Beckett, K.P. & Taylor, G. (2005): Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides trichocarpa* 'Beaupre', *Pinus nigra* and *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. – *Environmental Pollution* **133**: 157–167.
- Kardel, F., Wuyts, K., Babanezhad, M., Vitharana, U.W.A., Wuytack, T., Potters, G. & Samson R. (2010): Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata* L. – *Environmental Pollution* **158**: 788–794.
- Lohr, V. I. & Pearson-Mims, C. H. (1996): Particulate matter accumulation on horizontal surfaces in interiors: influence of foliage plants. – *Atmospheric Environment* **30**: 2565–2568.
- Lóki, J., Hertelendi, E. & Borsy, Z. (1993): New dating of blown sand movement in the Nyírség. – *Acta Geographica Debrecina* 67–76.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Hornung, E. (2006): Az urbanizáció hatása a talajfelszíni izeltlábúakra. – *Magyar Tudomány* **6**: 705–708.
- Magura, T., Horváth, R. & Tóthmérész, B. (2010): Effect of urbanization on ground dwelling spiders in forest patches, in Hungary. – *Landscape Ecology* **25**: 621–629.
- Magura, T., Lövei, G. L. & Tóthmérész, B. (2010): Does urbanisation decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? – *Global Ecology and Biogeography* **19**: 16–26.
- Meza-Figueroa, D., De la O-Villanueva, M. & De la Parra, L. M. (2007): Heavy metals distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, Mexico. – *Atmospheric Environment* **41**: 276–288.
- Ordóñez, A., Loredó, J., De Miguel, E. & Charlesworth S. (2003): Distribution of Heavy Metals in the Street Dusts and Soils of an Industrial City in Northern Spain. – *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **44**: 160–170.
- Prusty, B. A. K., Mishra P. C. & Azeezb, P. A. (2005): Dust accumulation and leaf pigment content in vegetation near the national highway at Sambalpur, Orissa, India. – *Ecotoxicology and Environmental Safety* **60**: 228–235.
- Shi, G., Chen, Z., Xu, S., Zhang, J., Wang, L., Bi, C. & Teng, J., (2008): Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China. – *Environmental Pollution* **156**: 251–260.
- 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. – *Environmental Pollution* **159**: 1229–1233.
- Simon, E., Puky, M., Braun, M. & Tóthmérész, B. (2011): Assessment of the effects of urbanization on trace elements of toe bones. – *Environmental Monitoring and Assessment* DOI: 10.1007/s10661-011-2378-y.
- Simon, E., Vidic, A., Braun, M., Fábíán, I., & Tóthmérész, B. (2012): Assessing the quality of urban environment by the elemental concentrations of foliage dust. – In: *Air Pollution: Sources, Prevention and Health Effects* Publisher: NOVA Publishers. in press
- Singh, A., Agrawal, S. B. & Rathore, D. (2005): Amelioration of Indian urban air pollution phytotoxicity in *Beta vulgaris* L. by modifying NPK nutrients. – *Environmental Pollution* **159**: 385–395.

- Singh, P. & Sthapak J. (1999): Reduction in protein contents in a few plants as indicators of air pollution. – *Pollution Research* **18**: 281–283.
- Tomasevic, M., Anicic, M., Jovanovic, L., Peric-Grujic, A. & Ristic M. (2011): Deciduous tree leaves in trace elements biomonitoring: A contribution to methodology. – *Ecological Indicators* **11**: 1689–1695.
- Tóthmérész, B. Máthé, I., Balázs, E. & Magura, T. (2011): Responses of carabid beetles to urbanization in Transylvania (Romania). – *Landscape and Urban Planning* **101**: 330–337.
- Török, P. & Tóthmérész, B. (2004): A debreceni Nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata. – *Természetvédelmi Közlemények* **11**: 107–116.
- Wittig, R. (1993): *General aspects of biomonitoring heavy metals by plants.*. – In: Markert, B. (editor):. *Plants as Biomonitors/Indicator for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*. VCH Publisher, Weinheim, pp. 3–28.
- Wolterbeek, B. (2002): Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. – *Environmental Pollution* **120**: 11–21.



## Assessment of air contaminants based on foliage dust and leaves along an urbanization gradient

Edina Baranyai

*University of Debrecen, Department of inorganic and Analytical Chemistry  
H-4010 Debrecen, P. O. Box 21.*

Elemental concentrations of tree leaves and foliage dust are useful to assess the level of air pollution in urbanized areas. Leaves and foliage dust of *Acer campestre*, *Acer negundo*, *Celtis occidentalis*, *Padus serotina* and *Quercus robur* were analysed from urban, suburban and rural areas along an urbanization gradient in Debrecen City (Hungary). The amount of dust was significantly different in the cases of studied species. The following air contaminants were studied in the foliage dust and leaves samples: Ba, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr and Zn. In our study the highest Cu, Fe and Pb were found in the foliage dust of *P. serotina* in the urban area. In *A. negundo* Ba and Zn concentration was significantly higher in foliage dust in the urban area, than other areas. In the foliage dust of *A. campestre* the Mn and Ni concentrations were higher in the suburban and rural area than in the urban area. In *Q. robur* and *C. occidentalis* the Mn concentration was also higher in the suburban and rural area, than in the urban area. In the tissue of leaves significantly higher Cu concentration was found in leaves of *P. serotina* in the rural area. The highest Mn and Zn concentration was found in the suburban area in the leaves of *A. campestre*, *Q. robur* and *C. occidentalis*. In the leaves of *A. negundo* the Zn concentration was the highest in the rural area. Our results show that *A. negundo*, *C. occidentalis* and *Q. robur* are useful biological indicators because these species can accumulate the studied elements in the highest concentration. We found the *A. negundo* and *C. occidentalis* species are especially suitable to decrease the level of air pollution because these species can collect the foliage dust in the highest amount. Thus these species should be planted in the urban parks and green areas.

Keywords: urbanization, dust amount, elemental contents, ICP-OES.

# A Vergyálomi szőlőhegy (Zala megye) tájtörténete és florisztikai értékei

<sup>1</sup>Biró Éva, <sup>2</sup>Óvári Miklós, <sup>3</sup>Varga Anna és <sup>1</sup>Bódis Judit

<sup>1</sup> Pannon Egyetem, Georgikon Kar Keszthely, Növénytudományi és Biotechnológiai Tanszék, Keszthely 8360, Deák F. u. 16., e-mail: biroevi88@gmail.com, sbj@georgikon.hu

<sup>2</sup> Zalaegerszeg 8900, Gorkij u. 1/d.

<sup>3</sup> Pécsi Tudományegyetem, Növényrendszertani és Geobotanikai Tanszék, Pécs 7624, Ifjúság útja 6., e-mail: varga.anna@gmail.com

Összefoglaló: Hazánk kedvező adottságú területein a szőlőművelés évszázados hagyományokra tekint vissza. A művelés intenzitásának változása másodlagos élőhelyekkel gazdagította a szőlőhegyeket. A kisparcellás gazdálkodás több évtizede zajló visszaszorulása jelentős hatást gyakorol a természetvédelmi szempontból értékes élőhelyekre. Munkánk során egy szőlőhegy növényzetének az elmúlt 230 évben bekövetkezett változásait vizsgáltuk és feltártuk a művelés felhagyását követően kialakult száraz gyepek védett és ritka fajainak előfordulásait. A Zalai-dombság északkeleti részén elhelyezkedő mintaterület a XIX. század közepén szinte teljesen szőlővel borított volt. Radikális változások az 1950-es évektől következtek be, azóta egyre több a felhagyott parcella, nő az akáccal borított területek száma. A megmaradó gyepek a fűszáraz irtásrétek fajkészletéhez állnak a legközelebb. A négy részletesen vizsgált gyepfolt mindegyike gazdag védett növényfajokban, azok egyed- és fajszáma azonban nagy változatosságot mutat. A védett növényfajok: *Pulsatilla grandis*, *P. nigricans*, *Helleborus dumetorum*, *Anemone sylvestris*, *Linum flavum*, *Aster amellus*, *Gymnadenia densiflora*, *Orchis purpurea*, *O. tridentata*, *O. militaris*, *Ophrys apifera*, *Iris variegata*. A veszélyeztető tényezők között az özönfajok állnak az első helyen, de a cserjésedés és a túltartott vadállomány is károkat okoz.

Kulcsszavak: szőlőhegy, fűszáraz irtásrétek, Észak-Zala, védett fajok, özönnövények, tájtörténet, tájhasználat felhagyás, cserjésedés.

## Bevezetés

A szőlőművelés több évszázados hagyományokra tekint vissza hazánk kedvező adottságú területein. A XVIII. század derekára a parcellák a hegyek oldalain igen magasra hatoltak, azonban a század végén már megjelentek a parlagok a felső területeken, s ez a folyamat a XIX. század során is folytatódott. A filoxeravész tovább növelte a parlagterületek arányát, annak ellenére is, hogy a károsodott területek egy részére oltványszőlőt vagy direkt-termő fajtákat, illetve

gyümölcsösöket telepítettek. Mindez azonban a szőlőhegyek hagyományos tájképét nem befolyásolta. A táj jellege inkább az 1960-as évektől változott, amikortól a felhagyás lett a jellemző folyamat (Hudák & Horváth 2003). Bár korábban a parlagok egy részét legelőként hasznosították, napjainkra ott, ahol azt edafikus okok nem zárják ki, általánossá vált a cserjésedés, visszaerdősülés. Azok a több száz éves parlagok, ahol a talajadottságok nem tették lehetővé a beerdősülést és a közelükben volt propagulumforrás, ritka fajokban gazdag sztyeppekké fejlődtek (Pozder 1985, Kovács 1985, Garadnai 2003). Az ország több táján a felhagyások pár évtizede felgyorsultak, de a hagyományos kisüzemi művelés eredményeként létrejött fajgazdagság még megtalálható (Malatinszky 2004, Mravcsik et al. 2009).

A klímazonálisan gyertyános-tölgyessel és bükkössel borított észak-zalai tájban (Mesterházy 2008) (2. függelék az Online Függelékben [OF]) is helye volt a szőlőnek, a meredek domboldalakon már a középkorban virágzott a borkultúra, s a szőlőművelés évszázadokon át fontos megélhetési forrást jelentett (Hóbor 1998). A filoxéra vész után az amerikai alanyok elterjedésével újra meghatározó szerepűvé vált a szőlő (Pálfi 2007). Az elmúlt évtizedekben azonban radikális változások következtek be, egyre több a felhagyott parcella és akácosodás figyelhető meg. Munkánk során egy zalai szőlőhegy átalakulásának lépéseit kívántuk feltárni. A művelés felhagyását követően kialakult másodlagos gyepterületek védett és ritka fajainak felkutatására törekedtünk.

## Módszerek

A vizsgált terület a Bezerédi-hegy volt, amely Zalakoppány (Zalaszentgrót részei) és Bezeréd települések határán fekszik, a Zalai-dombság északkeleti részén, a Zalaapáti-hát Vergyáalomnak nevezett területén (3. függelék az OF-ben). A *Saladiense* flórajárásba tartozó területen a természetes növénytakaró bükkös és mészkedvelő tölgyes állomány lenne (Károlyi & Pócs 1968). A tájtörténeti vizsgálatokhoz irodalmi forrásokat, a Zala Megyei Levéltár dokumentumait, térképeket (I-III. Katonai Felmérés: 1782-85, 1853, 1879, topográfiai térkép: 1942, 1986), valamint a HM Hadtörténeti Intézet és a FÖMI légifelvételeit (1951, 1955, 1963, 1977, 2005) használtuk (4., 5., 6. függelék az OF-ben).

Mintaterületként olyan gyepfoltokat választottunk ki, melyeken védett növények élnek. Négy ilyen találtunk, ezek helyét és az általunk meghatározott

elnevezéseket az 1. függelék (OF) mutatja be. A különböző méretű gyepfoltok teljes területét vizsgáltuk. Az „Első domb” a Bezerédi-hegy legmagasabb pontján található, üde lomberdők fölé magasodó kupola formájú domb. A „Lejtő”-t kórósodó, cserjésedő, degradált területek vesznek körül. A „Homokfal” cementálódott homokkő falakat körülvevő, akácodosó gyepterület. A „Második domb” alacsonyabb térszínen elhelyezkedő, tölgyekkel körbevett száraz gyeppel. A területeket 2009-2011 között havi, szükség esetén heti rendszerességgel látogattuk. A védett fajok lokalitásának rögzítésén kívül elkészítettük az egyes területek fajlistáit. A fajösszetétel alapján soroltuk be az egyes élőhelyeket az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer szerint (Bölöni et al. 2007). A kutatott területek megjelölését, valamint a védett növényfajok előfordulásainak EOVI 1 : 10 000 léptékű térképein és a FÖMI 2005-ös légifotóin való megjelenítését Arcview 3.2 programmal végeztük.

## Eredmények

### *Tájtörténet*

A táj tagoltsága miatt Zalában a kisbirtok-szerkezetű gazdálkodás terjedt el. A XIII.-XIV. századtól kezdődött meg a hegyközségek kialakulása: itt paraszt, polgár, nemes szőlőbirtokos egyazon jog szerint gazdálkodott (Cey-Bert 2001).

Az I. katonai felmérés térképén (1782-1785) a vizsgált területektől délre lévő Zalakoppány települést Koppán néven említik. A település szőlőhegyei a környező dombokra nyúltak fel, mint például a mai Koppány- és Bezerédi-hegy területén. A mintaterületeket nyugatról összefüggő erdő határolta, a hegy déli lábainál gyepek, szántók húzódtak (4. függelék az OF-ben). „(Zalakoppány) ... *Szőlő hegye nagy és ezen a Vidéken, egy a legerősebb borokat termő...*” (Bencze 1832 in 1986). A II. katonai felmérés térképén (1853) jól elkülöníthetők a különböző művelési ágak, szembeötlők a Bezerédi-hegyen szórta elhelyezkedő hegyi hajlékok, pincék. Ezeket többnyire kertek, gyümölcsösök vették körül, a szőlőterületek inkább csak domboldali helyzetben jelentek meg. Erdők csak a horhosokban és az utak mentén voltak megtalálhatók. A III. katonai felmérés térképén (1879) a dombtetőket szántók uralták, s egy-egy kisebb erdőfoltot is jelez a térkép dombtetői pozícióban, amely a II. katonai felmérésen nem volt megtalálható. A korábbi gyümölcsösök helyén rét/cserjés területet jeleztek (4. függelék az OF-ben). A szőlők kiterjedése 1890 után csökkent, a virágzó zalai bortermelésre is nagy csapást jelentett a filoxéravész (Cey-Bert 2001).

N. Szabó Gyula: Zalai Évkönyv 1928. évre c. kötetében úgy említi Zalakoppányt, mint a magyar középosztály nyári pihenőjét, amely „bájos dombok között fenyves, tölgyes és bükkös erdők mellett fekszik. Borait dicsérik”. Az I. és a II. világháború alatt kialakult változások következtében hanyatló szőlőművelés Zalára is jellemző volt, az 1942-es topográfiai térképen a Bezerédi-hegy északi részén további erdőfoltok jelentek meg (4. függelék az OF-ben). A szőlőterületek kiterjedése tovább csökken, helyüket a lankásabb oldalakban szántók foglalják el. 1949-ben megszűntek a hegyközségek, ennek hatására még többen hagyták fel szőlőiket, főleg a nehezebben megmunkálható, kevesebbet termő domboldalakon (Pálfi 2007). Az 1951-es légifelvételen még élesen kirajzolódnak a különféle parcellák szélei, de a felhagyott parcellákon már elkezdődött a cserjésedés. A hegy nagy része még művelt volt, a dombtetőn a tölgyerdőt szántók fogják közre, az oldalakon szőlők futottak le, elszórtan előfordult egy-egy erdőfolt, gyümölcsös. A művelés visszaszorulása tovább folytatódott (1955, 1963 légifelvétel), a Bezerédi-hegy északi részén fekvő parcellákat sorra felhagyták (1977 légifelvétel), emiatt jelentős a cserjésedés. A környező telepítésekből akácodosás indult meg, de a déli részeken még művelt területeket lehetett találni (5. függelék az OF-ben). A szőlők helyét egyre inkább átvették az akácok (1986-os EOVS térkép). A 2005-ös légifotón nagyrészt felhagyott területeket találtunk, a határok összemosódnak. Az akácok és az összefüggő cserjések nagy területeket foglaltak el. A fák, cserjék térhódítása ma is folyik, immár a száraz gyepeket kiszorítva (6. függelék az OF-ben).

#### *A vizsgált területek florisztikai értékei*

A vizsgált állományok a fajösszetétel és a védett növények tekintetében is a „Félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek” (H4) élőhely kategóriába sorolhatóak. Természetvédelmi szempontból fontos, hogy Natura 2000 jelölő élőhelytípusnak feleltethető meg („Szálkaperjés - rozsnokos száraz - félszáraz gyepek és szegély-társulások”) (Sipos & Varga 2003).

Az „Első domb”-ot zárt, többszintű, fajgazdag gyep borítja. Állományalkotó fűfajai: tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*), pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*), kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata*), de jelentős a siskanádtippán (*Calamagrostis epigeios*) is. Szép állománnyal rendelkezik a leánykőkörcsin (*Pulsatilla grandis*), a tarka kosbor (*Orchis tridentata*) és a sárga len (*Linum flavum*). Kiemelkedő érték a területen a méhbangó (*Ophrys apifera*), mely

**1. táblázat.** „Első domb” védett növényei

	latin név	magyar név	állomány nagyság 2009	állomány nagyság 2010	állomány nagyság 2011
1.	<i>Pulsatilla grandis</i>	leánykökörcsin	~400 tő	290 tő	254 tő
2.	<i>Helleborus dumetorum</i>	kisvirágú hunyor	1 tő	1 tő	1 tő
3.	<i>Orchis purpurea</i>	bíboros kosbor	~20 tő	16 tő	29 tő
4.	<i>Orchis tridentata</i>	tarka kosbor	70-100 tő	~120 tő	141 tő
5.	<i>Linum flavum</i>	sárga len	~100 polikormon	100-170 polikormon	124 polikormon
6.	<i>Ophrys apifera</i>	méhbangó	nem virágzott	nem virágzott	nem virágzott

**2. táblázat.** „Lejtő” védett növényei

	latin név	magyar név	állomány nagyság 2009	állomány nagyság 2010	állomány nagyság 2011
1.	<i>Orchis purpurea</i>	bíboros kosbor	~6 tő	6-8 tő	18 tő
2.	<i>Orchis tridentata</i>	tarka kosbor	20-30 tő	20-30 tő	70-80 tő
3.	<i>Linum flavum</i>	sárga len	-	-	10 tő

a száraz termőhelyen nem minden évben virágzik (1. táblázat). Inváziós fajokkal körbevett élőhely. A „Lejtő”-t többszintű, fajszegény gyep jellemzi. Az állomány szárazodását és degradációját jelzi a pusztai csenkesz magas aránya (Borhidi & Sánta 1999) és az erdőssztyep fajok eltűnése. Fő állományalkotói széleslevelű füvek (pl. tollas szálkaperje), habár a siskanád és a déli részen a magas aranyvessző jelenléte egyre erőteljesebb. Valószínű, hogy a jelenlegi fajösszetételre a nagy létszámú vaddisznó állomány túrásának is hatása van. A területen csupán három védett fajt találtunk, kis egyedszámban (2. táblázat). A gyepeken minden évben megjelent a tarka kosbor, sőt 2010-ben az aranyvessző állományában is megtaláltuk. A bíboros kosbor (*Orchis purpurea*) kizárólag a magas aranyvessző sűrűjében nő. A „Homokfal” környéke bizonyára régóta

**3. táblázat.** „Homokfal” védett növényei

	latin név	magyar név	állomány nagyság 2009	állomány nagyság 2010	állomány nagyság 2011
1.	<i>Orchis purpurea</i>	bíboros kosbor	-	2 tő	2 tő
2.	<i>Orchis militaris</i>	vitéz kosbor	2-3 tő	-	-
3.	<i>Iris variegata</i>	tarka nőszirm	~40 polikormon	50-80 polikormon	76 polikormon

**4. táblázat.** „Második domb” védett növényei

	latin név	magyar név	állomány nagyság 2009	állomány nagyság 2010	állomány nagyság 2011
1.	<i>Pulsatilla grandis</i>	leánykökörccsin	~300 tő	270 tő	451 tő
2.	<i>Pulsatilla nigricans</i>	fekete kökörccsin	-	5 tő	7 tő
3.	<i>Orchis purpurea</i>	bíboros kosbor	~20tő	2 tő	28 tő (akácok alatt)
4.	<i>Orchis tridentata</i>	tarka kosbor	8-10 tő		
5.	<i>Aster amellus</i>	csillagószirózsa	-	~30 tő	10 tő
6.	<i>Ophrys apifera</i>	méhbangó	nem virágzott	5 tő	nem virágzott

gyepterület (1986-os topográfiai térképen is gye). Közvetlen környezetében szőlőparcellákat műveltek. Azonban ezeket felhagyták, ennek következtében a felhagyott földek beerdősültek, és a vizsgált gyepterület is akácosodni kezdett. A környező erdők miatt itt is nagy a vadlétszám, a terület edafikus viszonyai és meredeksége folytán fokozott erózióknak van kitéve. Állományalkotó fűfaja a tollas szálkaperje. Emellett az „Első domb”-hoz hasonlóan több erdőssztyepp elem is előfordul, mint pl. a védett tarka nőszirm (*Iris variegata*) (3. táblázat), piros gólyaorr (*Geranium sanguineum*) vagy az ágas homokliliom (*Anthericum ramosum*). A „Második domb”-ot többszintű, zárt gyepp borítja. Az élőhely fajkészletében magas a kétszikűek aránya. A kísérőfajokat főleg szárazgyepei elemek képviselik, az erdei és az erdőssztyepp fajok száma kevés. Emiatt fontos

megemlíteni az erdőssztyepp elemeket erősítő fürtös zörgőfű (*Crepis praemorsa*) és a festő pipitér (*Anthemis tinctoria*) meglétét. Itt is kiemelkedő állománya van a leánykörtörcsinnek, különleges a jelenléte a fekete körtörcsinnek (*Pulsatilla nigricans*) és a méhbangónak (4. táblázat). Ezen a területen is nagy problémát jelent a területre behúzódnak akác, továbbá veszélyt jelenthetnek a terjedő őshonos fásszárúak, mint pl. a kutyabenge (*Fragula alnus*).

### Értékelés

A térképek és légifelvétel alapján az 1950-es évek után indult meg egy nagyobb horderejű változás, melynek eredményeként mára a művelt parcellákat cserjésedő, magaskórósodó foltok váltották le. A területen rendszeres kutató munkát végzett az '50-es, '60-as években Pócs Tamás, s 101 növényfajt jelzett Csáford vagy Bezeréd megjelöléssel (Károlyi & Pócs 1968, 1969, Károlyi et al. 1970, 1971, 1972, 1974, 1975, Kovács 2005). Az általunk megtalált tíz védett faj közül az *Orchis tridentata*, és az *O. militaris* szerepelt az ő munkáiban is (Pócs 1954). A művelés felhagyása következtében ma erősen terjedő özönfajok közül a *Robinia pseudoacacia*-t külön lokalitás nélkül, a *Solidago gigantea*-t és a gyepekre terjedő *Frangula alnus*-t csáfordi adatként (is) sorolták fel (Károlyi & Pócs 1969).

A szőlők felhagyása értékes gyepterületeket eredményezett, de napjainkban a hagyományos gazdálkodás eltűnésével a fajgazdag élőhelyek is eltűnőben vannak. Eredményeink arra utalnak, hogy a dombtetői helyzetben lévő gyepek túlélési esélyei jók, valószínűleg az alacsony tápanyagtartalom és a magas abiotikus stressz (főleg a szárazság) miatt nem erdősdtek be ezek a foltok, és az özönfajok sem törtek be. A dombhajlatok és dombalajak beakácósodása és aranyvesszősödése azonban megállíthatatlannak tűnik.

### Irodalomjegyzék

- Bencze, G. (1832 in 1986): *Zala megye leírása a reformkorban*. – Zalai Gyűjtemény 23. sz., Zalaegerszeg, 95 pp.
- Böloni, J., Molnár, Zs., Kun, A. & Biró M. (2007): *Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR 2007)*. – Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót, 184 pp.
- Borhidi, A. & Sánta, A. (szerk.) (1999): *Vörös Könyv Magyarország növénytakarsulásairól 2.* – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.



- Cey-Bert, R. Gy. (2001): Balatoni borgasztronómia. Paginarium Kiadó. 41–50.p., 98–99.p.
- Garadnai, J. (2003): A Tokaji-hegy természetföldrajzának, tájhasználatának és vegetációjának áttekintése. *MÉTA-túrafüzetek I.*, Vácrátót.
- Hóbor, J. (1998): *Zala megye kézikönyve I.* – Ceba Kiadó, Budapest, pp: 407–410.
- Hudák, K. & Horváth, B. (2003): Koncepció kidolgozása a szőlőhegyek táji értékelésének egységesítéséhez. In: MTA TAKI Környezetállapot értékelési Program (KÉP). (<http://www.kep.taki.iif.hu/index.php?mid=4&userid=>)
- Károlyi, Á. & Pócs, T. (1968, 1969): Délnyugat-Dunántúl flórája I., II. – *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis* **6**: 329–390., **7**: 329–377.
- Károlyi, Á., Pócs, T. & Balogh, M. (1970, 1971, 1972, 1974, 1975): Délnyugat-Dunántúl flórája III., IV., V., VI., VII. – *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis* **8**: 469–495., **9**: 387–409., **10**: 373–400., **12**: 451–463., **13**: 395–415.
- Kovács, M. (1985): A Sár-hegy növénytársulásai. – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis Suppl. I*: 47–62.
- Malatinszky, Á. (2004): Botanikai értékek és tájgazdálkodási formák kapcsolata a Putnoki-dombságban. – *Tájökológiai lapok* **2**(1): 65–76.
- Mesterházy, A. (2008): Zalaapáti-hát. In: Király, G., Molnár, Zs., Bölöni, J., Csiky, J. & Vojtkó, A. (szerk): *Magyarország földrajzi kistájainak növényzete*. MTA ÖBKI. Vácrátót, p.111.
- Mravcsik, Z., Harnos, K., & Malatinszky, Á. (2009): Felhagyott szőlők botanikai és tájtörténeti vizsgálatai az Északi-Cserhátban. – *Tájökológiai lapok* **7**(2): 473–484.
- Pálfi, D. (2007): *Szőlészeti és borászati hagyományok Zala megyében*. Zalai Borút Egyesület, Zalaszentgrót.
- Pócs, T. (1954): Levélben közölt adatok, cédulakatalógusának adatai (1950-1968) In: Kovács, J. A. (2005): Délnyugat-Dunántúl flórája VIII. (Egyszikűek). Károlyi Árpád florisztikai cédulakatalógusa alapján – *Kanitzia* **13**: 125–275.
- Pozder, M. (1985): A Sár-hegy és szőlői. – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis Suppl. I*: 63–72.
- Sipos, V. J. & Varga, Z. (2003): A Pannóniai Régióban előforduló közösségi jelentőségű élőhelytípusok kódjai, növénytársulástani értelmezése és jellemző állategyüttesei – Debrecen (kézirat)

## Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: a vizsgált terület elhelyezkedése, bemutatása, értékei

Függelék 2: a vizsgált terület Zólyomi potenciális vegetációtérképén

Függelék 3: a vizsgált terület elhelyezkedése a kistájban

Függelék 4: a vizsgált terület a katonai felmérések térképein

Függelék 5: a vizsgált terület a korai légifotókon

Függelék 6: a vizsgált terület az EOV vetületi térképen és az aktuális légifotón

## Landscape history and protected plant species of Vergyálom vine-yard hill (Zala county)

Éva Biró<sup>1</sup>, Miklós Óvári<sup>2</sup>, Anna Varga<sup>3</sup> and Judit Bódis<sup>1</sup>

<sup>1</sup> University of Pannonia, Georgikon Faculty, Department of Plant Science and Biotechnology, Keszthely, Deák F. u. 16. H-8360, Hungary, [biroevi88@gmail.com](mailto:biroevi88@gmail.com), [sbj@georgikon.hu](mailto:sbj@georgikon.hu)

<sup>2</sup> Zalaegerszeg, Gorkij u. 1/d., H-8900, Hungary

<sup>3</sup> University of Pécs, Institute of Biology, Department of Plant Systematics and Geobotany, Pécs, Ifjúság útja 6., H-7624, Hungary, [varga.anna@gmail.com](mailto:varga.anna@gmail.com)

Semi-natural habitats are influenced by any kinds of land use system. The abandonment of the traditional land use types causes both nature conservation problems and questions. The viticulture has centuries-old traditions on the areas of Hungary under favourable environmental conditions. The abandonment of former vineyards enriched the landscape with secondary habitats. In our study we investigate the landscape history, spontaneous succession and floristic composition of an abandoned vineyard hill. Our research has focused on the protected plant species. The study area is located in the North-East of the Zala hills. The middle of the 20<sup>th</sup> Century nearly all area has been covered by vineyards. Radical changes have started in the 1950's, since then increased amount of abandonment parcel and invasive species (for example: *Robinia pseudoacacia*). The secondary grasslands are considered to be most similar to semi-dry grasslands. The examined four grassland patches were rich in nationally protected species, for example: *Pulsatilla grandis*, *P. nigricans*, *Helleborus dumetorum*, *Anemone sylvestris*, *Linum flavum*, *Aster amellus*, *Gymnadenia densiflora*, *Orchis purpurea*, *O. tridentata*, *O. militaris*, *Ophrys apifera*, *Iris variegata*. The most endangering factors that cause problems in nature conservation are invasive species, shrub encroachment and also the high stock of game.

Keywords: vineyard hill, semi-dry grasslands, North-Zala, protected species, invasive species, landscape history, land use abandonment, shrub encroachment.

## A kőrösladányi vadaskert vaddisznó állományának hatása a védett növényekre

Bíró Zsolt, Katona Krisztián, Bleier Norbert, Lehoczki Róbert,  
Újváry Dóra, Szilágyi Zsolt, Markolt Ferenc és Szemethy László

Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet  
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.  
e-mail: Biro.Zsolt@mkk.szie.hu

Összefoglaló: A vaddisznó negatív hatását különböző veszélyeztetett növény- és állatfajok populációira számos vizsgálat igazolta, ugyanakkor egyes kutatások jelzik lehetséges pozitív ökológiai szerepét is. A DALERD Zrt kőrösladányi vaddisznóskertjében 2007-2010. között vizsgáltuk két védett növényfaj állományának alakulását. Random módon elhelyezett 35 db nyílt és 10 db elkerített 10 m<sup>2</sup>-es kvadrátban becsültük a tőszámokat és a bolygatást a vadászkertben, a nevelőkertben és a kerten kívül. A vaddisznó populációsűrűsége a nevelőkertben a legmagasabb, míg a kerten kívül szinte nincsen vaddisznó. A két faj, a sziki kocsord (*Peucedanum officinale*) és a pettyegetett ősziróza (*Aster sedifolius*) esetében nem találtunk jelentős károsítást a vizsgálati időszak alatt. Néhány helyen megtúrták az állatok a talajt a növények körül, de a legtöbb kvadrátban inkább tőszámnövekedést lehetett kimutatni mindkét növényfaj esetében. A elkerített és a nyílt kvadrátok tőszáma között sem találtunk szignifikáns eltérést a négy év során. Ezek alapján látszik, hogy érdemes a hatás valós mértékét felmérni minden esetben, hogy megtaláljuk a legjobb technológiát és a megfelelő populáció sűrűséget, amellyel a legkisebb mértékre csökkenthetjük a károkozást és a konfliktusokat.

Kulcsszavak: vadaskert, vaddisznó, bolygatás, sziki kocsord, pettyegetett ősziróza.

### Bevezetés

Magyarországon egyre több vaddisznóskertet létesítenek (2011-ben 62 db vaddisznóskertet tartottak nyilván az Országos Vadgazdálkodási Adattárban) a biztosabb, tervezhetőbb vadászat illetve a nagyobb teríték és bevétel miatt. Sok esetben lényeges szempont az is, hogy a gazdálkodók így akarják csökkenteni a vaddisznók okozta károkat. A vaddisznó erdei károkozását Koltay & Hegedűs (2005) vizsgálták. Eredményeik alapján a fásszárú növényzet egészségi állapotában még 10 év elteltével sem találtak jelentős elváltozásokat (törzs és gyökfő dörzsölése miatti elhalás). Dagonyák és szórók közelében viszont ez a probléma

jelentkezett, így azok rendszeres áthelyezését javasolták. Tapasztalataik szerint a túrás bizonyos fokig hasznos a talajnak, de túlzott mértékben degradációt okoz elsősorban a lágyszárú vegetációban. Ezt alátámasztja Gazdag (2002) vizsgálata a vaddisznó étrendjéről, ahol 95 %-ban növényi eredetű táplálékot mutatott ki és ezek is elsősorban föld feletti részek voltak. Így tehát a fajnak valóban nagy hatása lehet a vegetációra.

A mezőgazdasági károkat tekintve Bleier *et al.* (2010) azt találta, hogy a kifizetett vadkár értéke legerősebben a vaddisznó létszámmal korrelált. Hasonló eredményre jutott Schley *et al.* (2008) luxemburgi vizsgálatában. Schley & Roper (2003) kimutatta, hogy a kukorica mindenhol nagyon fontos tápláléknövény a vaddisznó számára, így érthető a jelentős mezőgazdasági károkozása.

A vaddisznó károkozását többen vizsgálták szerte a világban és sok helyen kimutatták, hogy a vaddisznó problémát jelent a védett növény- vagy állatfajok populációinak fennmaradásában (Bueno *et al.* 2009, Cocca *et al.* 2007, Wilson 2004). Bár a túrásnak eleinte jelentős negatív hatása lehet a természetes gyepekre, de a felnyitott foltokat a szukcesszióval a jellegzetes gyepfajok újra benépesíthetik, kiszorítva a zavarásjelző fajokat (Barrio 2010), vagy egyes fajok borítása növekedhet, míg más fajoké csökkenhet (Cuevas *et al.* 2010). A talajfelszín sekély megtúrása a vegetáció mérsékelt megbolygatásával akár veszélyeztetett növényfajok terjedését is segítheti (Kiss 2009). Ráadásul a vaddisznó sok növényfaj magját terjesztheti a táplálkozása, de akár csak a dús szőrzete révén is (Heinken *et al.* 2006).

A vaddisznóskerteket gyakran támadják természetkárosító hatásuk miatt. Korábbi tapasztalatok alapján általánosítva feltételezzük, hogy az intenzív gazdálkodás során a vaddisznó feléli az erőforrásokat, ezáltal károsítja a környezetet. Azonban a szakirodalom alapján ez a hatás nem mindig egyértelmű. Groot Bruinderink & Hazebroek (1996) valamint Mayer *et al.* (2000) kimutatták negatív hatását, de ugyanezen vizsgálatok alapján arra is felhívták a figyelmet, hogy nem minden faj esetében jelentkezett a károsítás. Sőt, Kiss (2009) a vaddisznó részleges pozitív hatását is igazolta a Dinnyési-fertőn a hagymaburok orchidea (*Liparis loeselii*) terjedésében, holott az állatok az álgumók elfogyasztásával kárt okoztak a növény állományában. Mindezen kutatásokból is látszik, hogy még kevés a tudományos vizsgálat és még kevesebb a hosszútávú felmérés a vaddisznóskertekben intenzíven és magas populációsűrűségben tartott vaddisznóállományok természetvédelmi hatásainak megítéléséhez.

Vizsgálatainkban a DALERD Zrt kőrösladányi vadaskertjében a kert megépítésétől kezdve követtük nyomon 2007-2010. között a vaddisznó védett növényekre - pettyegtetett őszirózsa (*Aster sedifolius*) és sziki kocsord (*Peucedanum officinale*) - gyakorolt hatását.

Kutatásunkban az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

Van-e jelentős negatív hatása a vaddisznó populációnak ezekre a védett növényekre?

A nagyobb vaddisznó populációsűrűség jelentősebb károkozással jár-e?

## Módszerek

### *Vizsgálati terület*

A DALERD Zrt kőrösladányi vadaskertje Békés-megyében, a Sebes-Körös mellett tisztásokkal szabdaltnál tölgyerdőben, sziki erdőpuszta réteken található. A bekerített terület 417,3 ha kiterjedésű, ebből a vadászkertről 304,2 ha, a nevelőkertről 37,7 ha. A vadászkertről a vaddisznó populáció sűrűsége a vadgazdálkodó közlése alapján 2007-ben 20 egyed/100 ha, 2010. nyarán 82 egyed/100 ha, a nevelőkertről 2007-ben 111 egyed/100 ha, míg 2010-ben 186 egyed/100 ha, és a kertről kívül 0,1 egyed/100 ha volt. Ez más kertek egyedsűrűségével összevetve (pl. 60-110 egyed/100 ha, Koltay *et al.* 2007-2008). A két vizsgált védett növény, az élőhelyen gyakran tömegesen előforduló nagytermetű, szálas levelű, vastag gyökerű sziki kocsord, a fokozottan védett nagy szikibagolylepke (*Gortyna borelii*) gazdanövénye, és a tarackoló, nagy foltokban megjelenő pettyegtetett őszirózsa volt, melyek eszmei értéke 2000 Ft. A vaddisznó mindenevő, vadászható faj, jellemző viselkedése a túrás, amivel a földalatti részekhez fér hozzá.

### *Vizsgálati módszerek*

Vizsgálatainkhoz mintaterületeket választottunk ki a vaddisznókertről belül és kívül is. A mintakvadrátok segítségével csak a védett növényekkel érintett kertrészek (tisztások, szikes gyep) kerültek felmérésre, mint kezelt területek (intenzív vaddisznó-hatás). Kontrollként a vadaskertről kívüli erdő és gyepek („természetes” mértékű vaddisznóhatás), valamint a kertről belüli elkerített parcellák (vadhatás kizárva) szolgáltak. Vaddisznóhatásnak neveztük a vaddisznók általi rágást, a kitúrást és a letaposást.

Összesen a vadászkerben 15 db, a nevelőkerben 5 db, a kerten kívül pedig szintén 15 db elkerítetlen mintaterületet jelöltünk ki véletlenszerűen különböző élőhelyfoltokban, ahol jellemzően előfordultak ezek a növények. A sziki kocsord esetében azonban csak 10-10 vadászkeri és kerten kívüli kvadráttal számoltunk, mert 5-5 olyan kvadrát volt, ahol ez a növény eleve nem fordult elő és így nem vizsgálható a vaddisznó feltételezett negatív hatása.

A kvadrátok középpontját GPS-sel 1 méteren belüli pontossággal bemértük és egy fémcövekkel megjelöltük, így bármikor újra megtalálhatóak. Emellett a kerten belül (vadászkerben és a nevelőkerben összesen) 10 db elkerített mintavételi területet választottunk ki, melyet a társaság tagjai kerítettek körbe még 2007. szeptemberében. A kerítés magassága 1,5 m, ami megakadályozza, hogy oda a vaddisznó bejusson. Minden mintaterület kör alakú volt és 10 m<sup>2</sup>-t fedett le (1,785 m sugarú).

A felmérések minden évben augusztus végén, virágzási időszakban történtek, így összehasonlíhattuk az egyes évek állapotait mind a nyílt, mind a zárt kvadrátokban.

A felmérés során két ember lassan körbehaladva a mintaterület belsejében megszámlálta az ott előforduló sziki kocsord tövek darabszámát, míg a pettyezetett őszirózsa esetében a talajfelszínen láthatóan elkülöníthető csoportokat számoltuk meg, mivel a tőszám nem határozható meg a felszínen lévő képletek alapján. Emellett meghatároztuk azt is, hogy hány darab tő van ezek közül bolygatva túrás, taposás, törés vagy rágás miatt. A bolygatás jellegzetességei és egyéb jelek (nyom, hulladék) alapján állapítottuk meg, hogy a kárt vaddisznó okozta-e. A bolygatás mértékét a bolygatási aránnyal jellemeztük, ami a bolygatott tövek/csoportok darabszáma és az összes tőszám/csoport hányadosa.

A vaddisznó populációsűrűsége alapján a vaddisznó negatív hatásainak intenzitását, így a tőszámok csökkenésének mértékét és a károsítás erősségét az alábbi sorrendben vártuk: nevelőker > vadászker > kerten kívül > elkerített kvadrátok.

### *Statisztikai analízis*

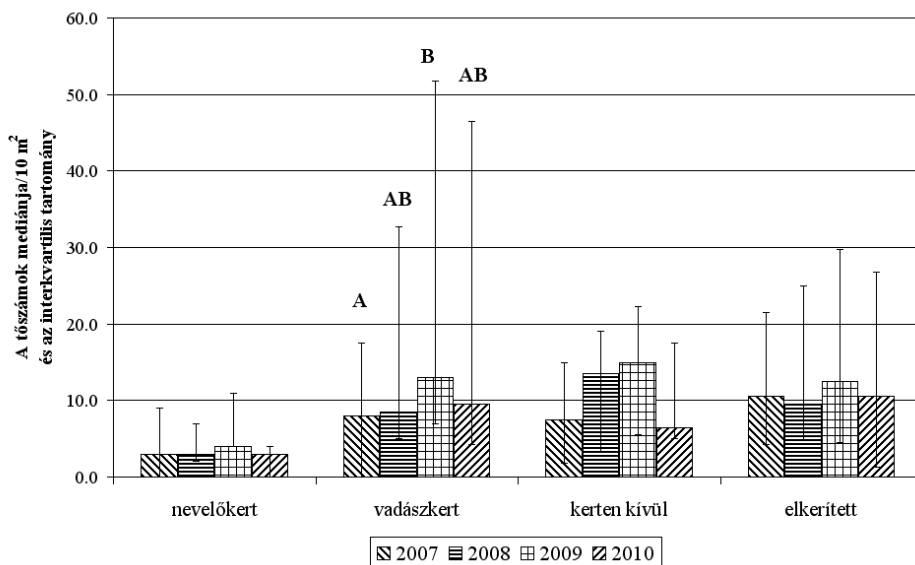
Az adatok normalitását Kolmogorov-Szmirnov teszttel ellenőriztük.

Az évek közti változásokat egy-egy területen belül nemparaméteres Friedman teszttel, míg a területek közti különbséget egy-egy éven belül nemparaméteres Kruskal-Wallis teszttel vizsgáltuk. Mindkét esetben Dunn post hoc tesztet alkalmaztunk a csoportok összevetésére.

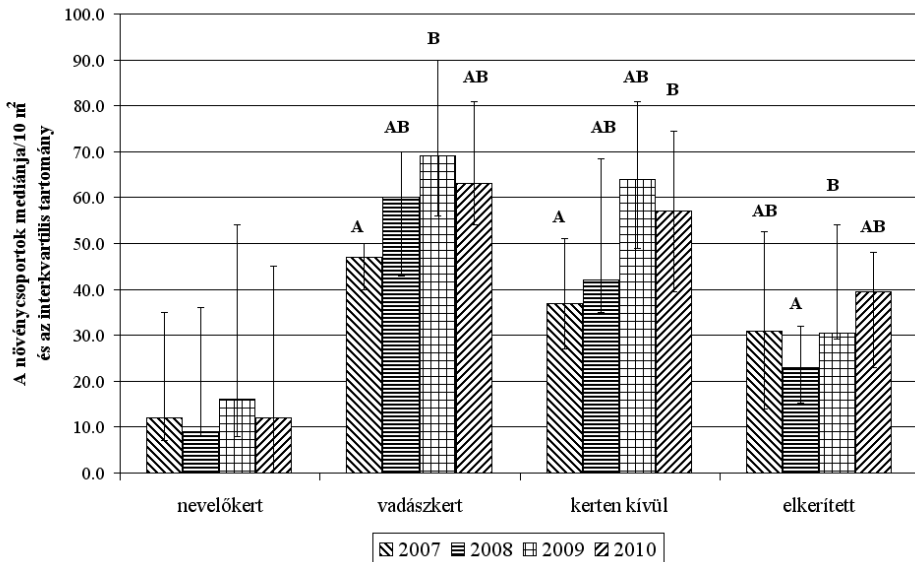
## Eredmények

A sziki kocsord tőszámok mediánja 10 m<sup>2</sup>-en 2007-ben a vadászkertben 8, a kerten kívül 7,5, a nevelőkertben 3, míg az elkerített kvadrátokban 10,5 volt. A vadászkertben találtunk szignifikáns növekedést 2007. és 2009. között (Friedman teszt:  $Fr=8,054$ ,  $df=3$ ,  $p=0,045$ , 1. ábra), a területrészek nem különböztek egymástól egyik évben sem.

A pettyegedett őszirózsa csoportok mediánja 10 m<sup>2</sup>-en 2007-ben a vadászkertben 47, a kerten kívül 37, a nevelőkertben 12, míg az elkerített kvadrátokban 31 volt. A vadászkertben 2007. és 2009. között (Friedman teszt:  $Fr=11,74$ ,  $df=3$ ,  $p=0,008$ ), a kerten kívül 2007. és 2010. között (Friedman teszt:  $Fr=9,57$ ,  $df=3$ ,  $p=0,022$ ), míg az elkerítettben 2008. és 2009. között találtunk szignifikáns növekedést (Friedman teszt:  $Fr=9,38$ ,  $df=3$ ,  $p=0,025$ , 2. ábra). A területek között is szignifikáns különbséget lehetett kimutatni 2008-tól kezdődően (2008: Kruskal-Wallis teszt,  $KW=13,776$ ,  $df=3$ ,  $p=0,003$ ; 2009: Kruskal-Wallis teszt,



**1. ábra.** A sziki kocsord tőszámának mediánja a különböző vizsgálati területeken, 2007.08.21. és 2010.08.18. között. Az eltérő nagybetűk szignifikáns különbséget ( $p<0,05$ ) jeleznek az adott területen lévő kvadrátok különböző időpontbeli értékei között a Dunn post hoc teszt alapján. A nevelőkertben  $n=5$ , a vadászkertben, a kerten kívül és az elkerített esetében  $n=10$  minden évben.

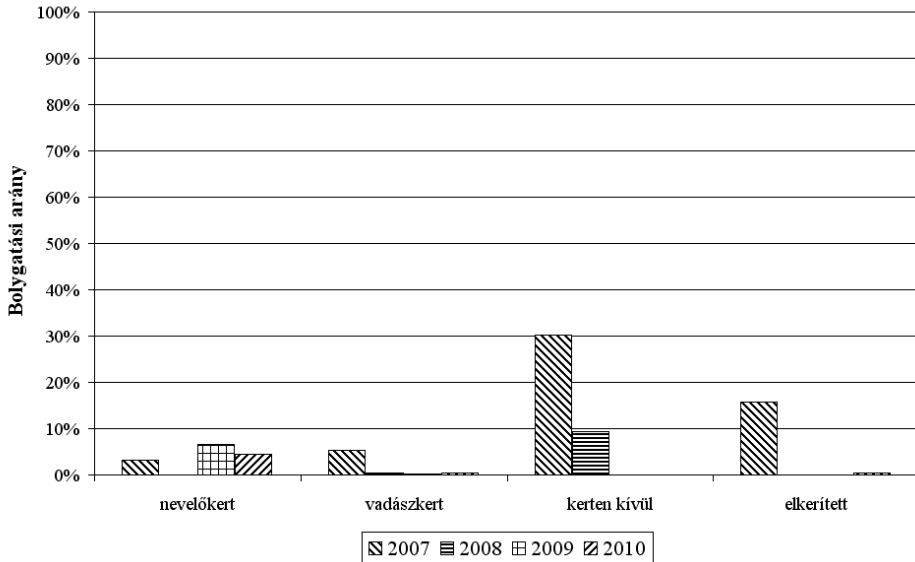


**2. ábra.** A pettyegetett őszirózsa talajfelszínen elkülöníthető csoportjai számának mediánjai a különböző vizsgálati területeken, 2007.08.21. és 2010.08.18. között. Az eltérő nagybetűk szignifikáns különbséget ( $p < 0,05$ ) jeleznek az adott területen lévő kvadrátok különböző időpontbeli értékei között a Dunn post hoc teszt alapján. A nevelőkertben  $n=5$ , a vadászkertben és a kerten kívül  $n=15$ , míg az elkerítettek esetében  $n=10$  minden évben.

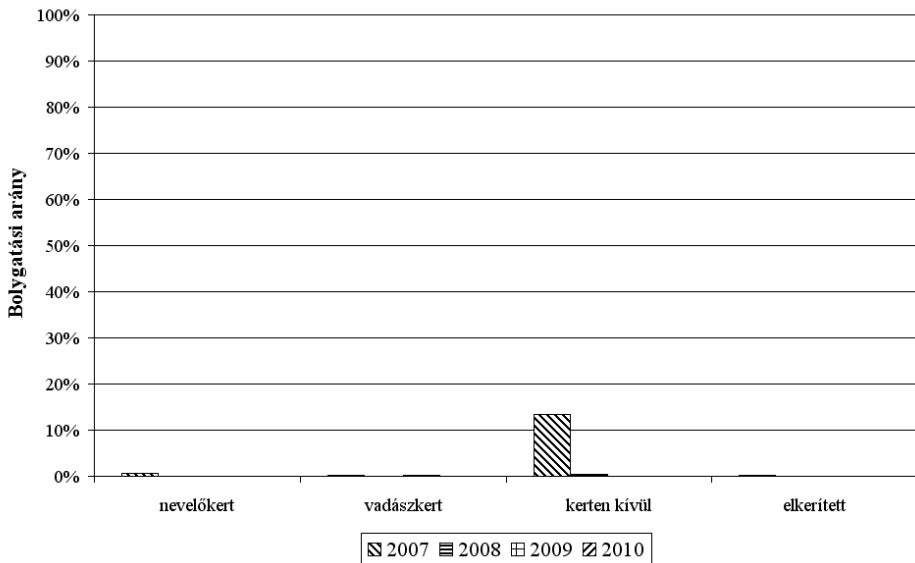
KW=9,098,  $df=3$ ,  $p=0,028$ ; 2010: Kruskal-Wallis teszt, KW=10,001,  $df=3$ ,  $p=0,019$ ). Azonban a post hoc teszt csak 2008-ban tudott különbséget tenni két területrész között, amikor a vadászkertben  $10 \text{ m}^2$ -en több növénycsoportot számoltunk, mint az elkerítettekben.

A bolygatás mértékét legjobban a teljes állományra vetített bolygatási aránnyal lehet megmutatni (3. és 4. ábra). A sziki kocsord esetében többször és erőteljesebb hatást lehetett kimutatni, bár általában ez a zavarás sem haladta meg a 10 %-ot, két kivételtől eltekintve. A kerten kívül 2007-ben igen magas bolygatási arányt találtunk (96 többől 29 károsítva: 30 %). A másik rész az elkerített kvadrátok voltak, ahol sok kocsordtó volt letörve (158 többől 25 károsítva: 16 %). A pettyegetett őszirózsa károsítása a kertben legfeljebb 1 % volt (2007-ben a nevelőkertben: 137 csoportból 1 károsítva). Ugyanakkor a 2007-es évben a kerten kívül ennek a fajnak is több csoportja le volt rágva (626 csoportból 84 károsítva: 13 %).





**3. ábra.** A sziki kocsord bolygatott töveinek aránya a különböző vizsgálati területeken, 2007.08.21. és 2010.08.18. között.



**4. ábra.** A pettyezetett őszirózsa talajfelszínén elkülöníthető csoportjainak bolygatási aránya a különböző vizsgálati területeken, 2007.08.21. és 2010.08.18. között.

## Értékelés

Az eredmények alapján úgy tűnik, hogy a két védett növényfajt a vaddisznó populáció nem károsította jelentős mértékben, sőt mindkét növény esetében szignifikáns tőszám növekedést lehetett kimutatni a vadászkeretben. A növekedést a kerten kívül is kimutattuk, tehát ez inkább köszönhető egyéb környezeti hatásoknak, de a vaddisznó semmiképpen nem gátolta jelentősen a populáció növekedését.

Az állományok kimutathatóan nem csökkentek még a legnagyobb állatsűrűséggel jellemezhető nevelőkeretben sem. A túrásokban sokszor jelentek meg frissen kikelt kocsordok, ami arra utalhat, hogy ennek a fajnak a túrás akár kedvezhet is, ahogy azt Cuevas *et al.* (2010) vagy Kiss (2009) kimutatta más növényeknél. Ezen fajnál a elkerített kvadrátokban megfigyelt jelentősebb mértékű károkozás 2007-ben feltételezéseink szerint a kvadrátok elkerítési munkálatainak köszönhető, ekkor törhettek le a száruk. A kerten kívül ugyanakkor tapasztalt magasabb bolygatási arány, mely mindkét növényfaj esetében megfigyelhető volt, viszont az egyik területrészen történt intenzív legeltetés hatása lehetett.

A gyepek felszaggatását elsősorban a nevelőkeretben tapasztaltuk. Bueno *et al.* (2009) és Cocca *et al.* (2007) szerint ez a természetes gyepek degradálódásához vezethet. Ezért ezen a területen javasolható a vaddisznó szaporító állomány korlátozása és az etetőhelyek illetve dagonyák rendszeres áthelyezése (Koltay & Hegedűs 2005).

Vizsgálatunk ugyanakkor alátámasztja Groot Bruinderink & Hazebroek (1996) valamint Mayer *et al.* (2000) állítását miszerint a vaddisznó nem mindig, minden növényfajnak jelent egységesen problémát. Ezért minden esetben meg kell vizsgálni, hogy valóban veszélyeztető tényező a vaddisznó állomány jelenléte.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Szeretnénk megköszönni a terepi együttműködést és a munkák finanszírozását a DALERD Zrt-nek. A publikáció a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatásával készült.

## Irodalomjegyzék

- Bleier, N., Baranyi, Sz., Matos, J. M. & Szemethy, L. (2010): A gímszarvas és a vaddisznó terület-használat-intenzitása és a mezőgazdasági vadkár közötti kapcsolat. – *Vadbiológia* **14**: 13–18.
- Barrio, I. C. (2010): Description of floristic successional stages from wild boar rooting. 8th International Symposium on Wild Boar and Other Suids, York, United Kingdom. Book of Abstracts, p. 67.
- Bueno, C. G., Alados, C. L., Gómez-García, D., Barrio, I. C. & García-González, R. (2009): Understanding the main factors in the extent and distribution of wild boar rooting on alpine grasslands. – *Journal of Zoology* **279**: 195–202.
- Cocca, G., Sturaro, E., Dal Compare, L. & Ramanzin, M. (2007): Wild boar (*Sus scrofa*) damages to mountain grassland. A case study in Belluno province, eastern Italian Alps. – *Italian Journal of Animal Science* **6**: 845–847.
- Cuevas, M. F., Novillo, A., Campos, C., Dacar, M. A. & Ojeda, R. A. (2010): Food habits and impact of rooting behaviour of the invasive wild boar, *Sus scrofa*, in a protected area of the Monte Desert, Argentina. – *Journal of Arid Environment* **74**: 1582–1585.
- Gazdag, F. (2002): Adatok a vaddisznó táplálkozásáról. – *Vadbiológia* **9**: 66–72.
- Groot Bruinderink, G. W. T. A. & Hazebroek, E. (1996): Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. – *Forest Ecology and Management* **88**: 71–80.
- Heinken, T., Schmidt, M., von Oheimb, G., Kriebitzsch, W-U. & Ellenberg, H. (2006): Soil seed banks near rubbing trees indicate dispersal of plant species into forests by wild boar. – *Basic and Applied Ecology* **7**: 31–44.
- Koltay, A. & Hegedüs, P. (2005): Erdő vagy vaddisznókert? *Erdészeti Lapok* **140(1)**: 25–26.
- Koltay, A., Hegedüs, P. & Szendreiné, K. E. (2007-2008): Erdőállapot változások vaddisznókertekben. *Erdészeti Kutatások* **92**: 201–214.
- Kiss, P. (2009): A Velencei-tó és a Dinnyési Fertő TT elnevezésű vadászterület vaddisznó-állományának sajátosságai. Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- Mayer, J. J., Nelson, E. A. & Wike, L. D. (2000): Selective depredation of planted hardwood seedlings by wild pigs in a wetland restoration area. – *Ecological Engineering* **15**: 79–85.
- Schley, L., Dufrêne, M., Krier, A. & Frantz, A. C. (2008): Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a 10-year period. – *European Journal of Wildlife Research* **54**: 589–599.
- Schley, L. & Roper, T. J. (2003): Diet of wild boar (*Sus scrofa*) in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. – *Mammal Review* **33(1)**: 43–56.
- Wilson, C. J. (2004): Rooting damage to farmland in Dorset, southern England, caused by feral wild boar *Sus scrofa*. – *Mammal Review* **34(4)**: 331–335.

## Impact of wild boar on protected plant species in a game preserve in Kőrösladány

Zsolt Biró, Krisztián Katona, Norbert Bleier, Róbert Lehoczki,  
Dóra Újváry, Zsolt Szilágyi, Ferenc Markolt and László Szemethy

*Szent István University, Institute for Wildlife Conservation  
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.*

The wild boar preserves provokes offensives from the part of nature conservation. It is supposed that the intensive management in wild boar preserves can damage and exploit the environment. However, the direct and indirect impacts of wild boar preserves are not clear. We have studied the population of two protected plant species (*Peucedanum officinale* and *Aster sedifolius*) in the wild boar preserve of DALERD joint-stock company in Kőrösladány between 2007 and 2010. Thirty five open and 10 closed, 10 m<sup>2</sup> large, randomly placed quadrants were used to estimate the occurrence of plants and the wild boar disturbance in the hunting garden, in the breeding garden and outside of the garden. The wild boar population density reached the highest value in the breeding garden and the lowest one outside of the garden. We found negligible effects of wild boar on the two sample species. Although some diggings were found, but the number of stems increased in most of the quadrants. The fenced and open study plots did not differ in the density of stems. According to our study we conclude that the real effects of wild boar have to be measured in each case to find the best technologies and suitable population density to decrease the negative impacts and conflicts.

Keywords: game preserve, wild boar, disturbance, *Peucedanum officinale*, *Aster sedifolius*.

## Inváziós növényfajok irtása a Csengődi-síkon

Bolla Bence

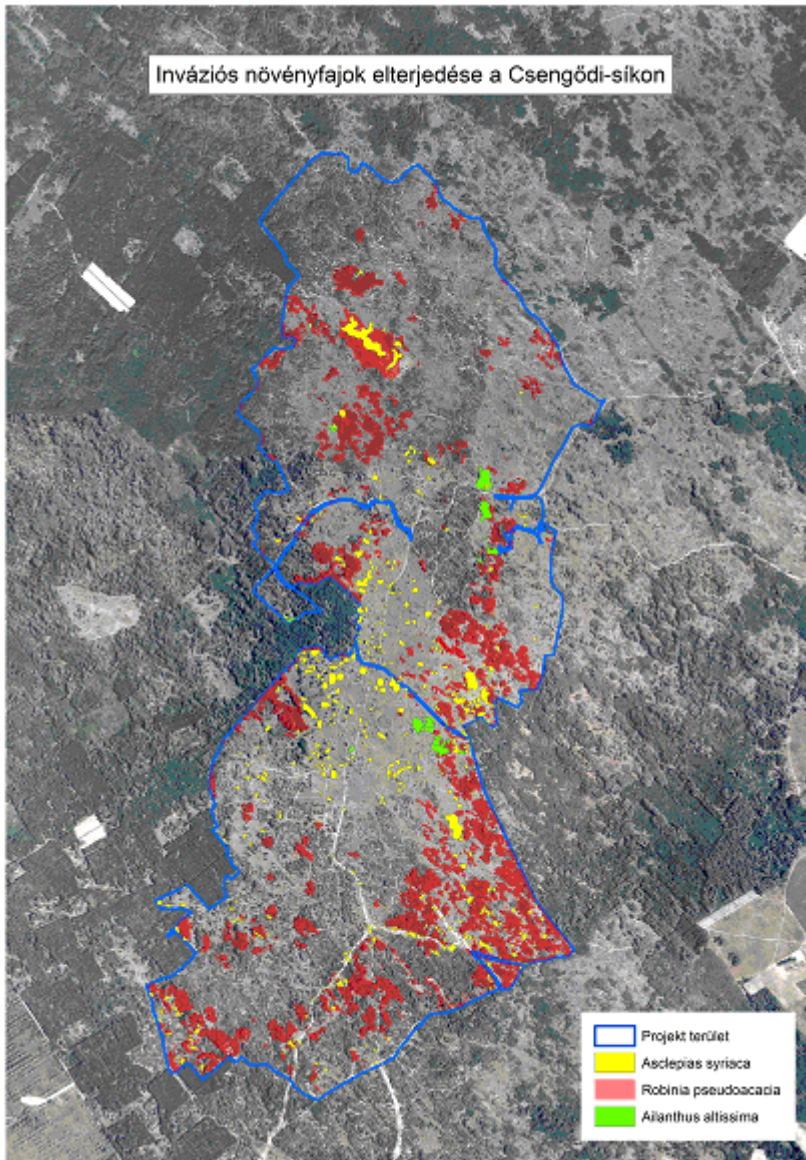
Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Erdészeti és Tervezési Osztály  
6000 Kecskemét, Liszt Ferenc utca 19, e-mail: bollab@knp.hu

A Kiskunsági Nemzeti Park Bugac-Bócsai homokpuszta elnevezésű területén található Csengődi-síkon 2009-ben kezdődött meg a munka, amely az intenzíven terjedő fehér akác (*Robinia pseudoacacia*, L. 1753), mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*, (Mill.) Swingle 1916) és a közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca*, L. 1753) visszaszorítását tűzte ki célul, ezzel javítva a borókás-nyaras és homoki gyepek állományok természeti állapotát.

Az élőhely rekonstrukciós tevékenységet a KEOP-7.3.1.1-2008-0019 számú projekt pályázati forrásaiból a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság végzi, az Európai Unió támogatásával és az Európai Regionális Fejlesztési Alap társfinanszírozásával.

A projekt során az első feladat a 611 ha-os célterület határainak kimérése, állandósítása volt, geoinformatikai eszközök segítségével. A terepi felmérések során 437 db. foltban határoltuk le az intenzíven terjedő növényfajok állományainak előfordulási helyeit. A gyomirtó szeres kezeléseket követő terepi bejárások során minden elterjedési foltot ismét felmérve kaptunk képet a beavatkozások sikerességéről.

A fehér akác és a mirigyes bálványfa irtása a faegyedek kérgezését követő gyomirtó szeres vágásalap kezeléssel vagy a lábönálló törzsek injektálásával, egy erdőrészlet esetében pedig a fakitermelést követően a tuskók lekenésével valósult meg. A közönséges selyemkóró visszaszorítása pontpermetezéssel és gyomirtó szeres kenéssel történt. A rekonstrukció során glifozát hatóanyagú Medallon Premium és triklopyr hatóanyagú Garlon 4 E nevű gyomirtó szerek kerültek felhasználásra, a fás szárú növényfajok esetében 100 %-os, a lágyszárúak növényfajok esetében pedig 20 %-os töménységű oldattal.



**1. ábra.** Az intenzíven terjedő közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca*), fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) és mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*) elterjedése a Csengődi-síkon.



**2. ábra.** A fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) lábon vegyszerezése a Bócsa 42 I erdőrészletben.

A projekt jelenlegi eredményei biztatóbbak a fás szárú intenzíven terjedő növényfajok esetében. A kezelések hatásainak nyomonkövetése során azt tapasztaltuk, hogy a lábon történő vegyszerezés esetében a sarjadzás minimális. A feltörő sarjak gyenge minősége, kis mérete és jelentős visszarágottsága is a kezelések „pozitív” hatásait támasztják alá.

A fakitermelést követően elvégzett vágáslap kezelés során már jelentősebb sarjadzás volt megfigyelhető. Ebben az esetben a nyár végén, ősz elején végrehajtott tuskófűrást követő injektálás utáni sarjleverés hozhat jobb eredményt a továbbiakban.

Az elmúlt évek bócsai tapasztalatai alapján elmondható, hogy a mechanikus sarjleverés még hosszabb távon sem hozta meg az elvárt eredményt. Ezen tapasztalatainkat figyelembe véve, a kezelések során jelenleg is fontos szempont a sarjak vegyszeres kenése, szükség szerint többszöri visszatéréssel is.

A jelenlegi felmérések alapján a fehér akác és a mirigyes bálványfa esetében 80 % -ban, a közönséges selyemkóró esetében, pedig 70 %-ban volt sikeres a beavatkozás.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Szeretném megköszönni Kőhalmi Fruzsínának a terepi felmérésekhez nyújtott segítségét.

### Irodalomjegyzék

- Rakonczay, Z., Tölgyesi, I. & Vajda, Z. (2001): Bugacpuszta (Bócsa-Bugac buckavilága és a homokpuszta). – In: Rakonczay, Z. (szerk.): *A Kiskunságtól Bácsalmásig (A Kiskunság természeti értékei)*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 161–174.
- Udvardy, L. (2004): Bálványfa (*Ailanthus altissima*, (Mill.) Swingle). – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Özönnövények (Biológiai inváziók Magyarországon)*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 143–160.
- Bagi, I. (2004): Selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.). – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Özönnövények (Biológiai inváziók Magyarországon)*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 319–336.
- Sipos, F. (2004): Inváziós növények elleni tevékenységek a nemzeti park igazgatóságokban – Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság. – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Özönnövények (Biológiai inváziók Magyarországon)*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 399–405.



## **Invasive control at Csengődi Plain**

Bence Bolla

*Kiskunsági National Park, Department of Forestry and Planning  
H-6000 Kecskemét, Liszt Ferenc utca 19, Hungary*

The controlling of invasive species at Csengődi Plain, which is part of Bugac-Bócsa area in Kiskunsági National Park started in 2009. The objective of our project was to control 90 per cent of black locust tree (*Robinia pseudoacacia*), tree of heaven (*Ailanthus altissima*) and common milkweed (*Asclepias syriaca*). As for arboreals, the chemical weed control was implemented by spreading of trunks and stumps or by drilling of trunks. In case of herbaceous species, it was carried out by spreading and spraying plants. Surveys show that treatment has been 80 per cent effective in case of black locust and tree of heaven, and regarding common milkweed, it has been 70 per cent successful.

Keywords: Csengődi Plain, black locust tree, tree of heaven, common milkweed, invasive control.

# Hegylábi parlagokon kialakuló élőhelyek típusát és növényzetének fajösszetételét befolyásoló tényezők

Csecserits Anikó<sup>1</sup>, Rédei Tamás<sup>1</sup>, Lupták Réka<sup>2</sup> és Somodi Imelda<sup>1</sup>

<sup>1</sup> MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézete  
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.,

e-mail: csecserits.aniko@okologia.mta.hu, +36-28-360122

<sup>2</sup> MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Növényvédelmi Intézet  
1022 Budapest, Herman Ottó u. 15.

Összefoglaló: Magyarországon az 1950-es évektől folyamatosan keletkeznek parlagok, melyek egy jelentős részén a növényzet spontán szukcessziója zajlik. A hegylábi lejtőkön, az erdő és az erdőssztyepp átmeneti zónájában a kialakuló növényzet típusa nehezen megjósolható, mert ezt számos lokális tényező is befolyásolja. Kutatásunkban a térbeli helyzetnek (kitettség, lejtés, erdőtől való távolság), a felhagyás korának és a cserjésedésnek a hatását vizsgáltuk a parlagokon kialakuló növényzet összetételére. Mintegy 170 hanyi, fokozatosan felhagyott parlagterületet vizsgáltunk a Pilis-hegységben. A parlagokat a felhagyás ideje alapján 3 korcsoportba, a cserjésedtség mértéke alapján pedig 3 foltípusba soroltuk. Minden típusban 12-12 db, 2x2m-es növényzeti felvételt készítettünk, összesen 108 db-ot. A háttérváltozók hatását a fajgazdagságra és néhány fajcsoportra (gyep specialisták, erdei specialisták) általánosított lineáris modellek segítségével vizsgáltuk. A cserjék mennyiségének és az erdőtől való távolságnak esetünkben nagyobb hatása volt a fajgazdagságra és a fajösszetételre, mint a felhagyás óta eltelt időnek. Cserjék megtelepedése nélkül fajgazdag száraz gyepek alakultak ki a parlagokon, a cserjésedés viszont az erdei fajok számát növelte, ezáltal valószínűleg az erdő kialakulását segíti.

Kulcsszavak: általánosított lineáris modellek, cserjésedés, erdőssztyepp, Pilisszentkereszt, spontán szukcesszió.

## Bevezetés

A biodiverzitás általános csökkenésének egyik legfontosabb oka az élőhelyek rohamos eltűnése és a megmaradt élőhelyek fragmentálódása (Vitusek *et al.* 1997). A felhagyott szántók olyan területek, amelyen a létrejövő új élőhelyek némileg ellensúlyozhatják ezt a folyamatot (Cramer *et al.* 2007). Magyarországon nagyjából 300 000 hektár parlag található a MÉTA felmérése alapján (Molnár *et al.* 2007, [www.novenyeterkep.hu](http://www.novenyeterkep.hu)), melyeken természetközeli vegetáció alakult vagy alakulhat ki. Hazai parlagjaink nagyobb része a középhegységi

hegylábakon található, az itt kialakuló növényzet legtöbbször az erdő és a gyeptermészetek keveréke. Kevésbé ismertek azok a tényezők, melyek ennek a mozaiknak az összetételét meghatározzák.

Jelenleg kevés olyan terület van akár Európában, akár Magyarországon, ahol spontán vegetációfejlődés, ezen belül is spontán cserjésedés és erdősődés figyelhető meg, de a hazai hegylábi parlagok ennek kiváló kutatási helyszínei. A hazai parlagok szukcesszió kutatása inkább a gyepterületek kialakulásával foglalkozik (pl. Csecserits *et al.* 2007, 2011, Halassy 2004, Molnár & Botta-Dukát 1998, Ruprecht *et al.* 2007, Török *et al.* 2011), valószínűleg ezen területek gyorsabb szukcessziója miatt. Erdők szukcessziójával kevesebb vizsgálat foglalkozik (de pl. Csontos 1996), és az átmeneti zóna szukcessziójával pedig még kevesebb (de pl. Baráth 1973, Sendtko 1999).

Több kutatás is kimutatta, hogy főleg a száraz vagy legelt termőhelyeken a cserjésedésnek fontos szerepe van az erdő szukcessziójában (Smit *et al.* 2006, Van Uytvanck 2008), de nem ismert ezzel kapcsolatos hazai részletes vizsgálat. Hazánkban amúgy is egyre kisebb az erdőssztyepp erdők kiterjedése (Molnár *et al.* 2000), így az ilyen jellegű száraz területeken bármilyen spontán és részben erdei vegetáció kialakulásával járó szukcesszió vizsgálata fontos új ismereteket ad.

Kutatásunkban a térbeli helyzetnek (kitértség, lejtés, magasság, erdőtől való távolság), a felhagyás korának és a cserjésedésnek a hatását vizsgáltuk a parlagokon kialakuló növényzet összetételére egy hegylábi területen, Pilisszentkereszt község határában.

### Módszerek

A vizsgált parlagok a Pilis-hegységben, Pilisszentkereszt községtől nyugatra helyezkednek el mintegy 170 hektáron (szélesség: 47° 684' – 47° 701' N, hosszúság: 18° 878' – 18° 894' E, magasság: 339 – 495 m). A terület talaja mészkövön elhelyezkedő agyagbemosódásos barna erdőtalaj, a fizikai talajféleség homokos vályog (Pécsi 1987). A parlagokon a legfelső humuszos szint erodálódott. Évi átlagos hőmérséklet kb. 9°C, a januári átlag -2,5-2,8 °C közti, a júliusi átlag 19,5-20,1°C közti, a napsütéses órák száma kb. 1930 óra. A hegységben az évi csapadékmennyiség 600-700 mm körül ingadozik (Péczely 1987). A vizsgált parlagok keleti-délkeleti fekvésűek, ami még szárazabbá teszi a terület mezoklimáját.

A parlagokat körülölelő erdők közül a Pilis-oldal főként hársas törmeléklejtő erdőből, szubmontán bükkösökből és gyertyános tölgyesekből áll (Csecserits & Rédei 2001, Szerdahelyi *et al.* 1998). Alacsonyabb térszíneken, déli irányból mész- és melegkedvelő, illetve cseres tölgyeseket találunk. Pilis-tető meredek déli mészkőszikláin a molyhos tölgyes karsztbokorerdők pusztafüves lejtősztyepekkel és mészkedvelő nyílt sziklagyepekkel mozaikolva fordulnak elő (Csecserits & Rédei 2001, Szerdahelyi *et al.* 1998). Kelet felől a parlagokat Pilisszentkereszt község határolja. Az erdők és gyepek, illetve a korábbi szántók között állandóan jelenlévő mezsgyék mind propagulumforrásként szolgálhattak a parlagok növényzetének szukcessziója során.

A parlagok szántóföldi művelését az 1960-es évektől fokozatosan hagyták fel a rossz talaj és a gazdasági változások miatt, de egy részüket a mai napig kaszálják. Vizsgálatunkba csak azokat a parlagokat vontuk be, melyeket jelenleg nem kaszálnak. A parlagokat kétféle szempont alapján csoportosítottuk. Egyrészt a rendelkezésre álló légifotók alapján a becsült felhagyás időszaka szerint 3 korcsoportot különítettünk el: 1970, 1980 és 1990 után felhagyott parlagok. Másrészt a légifotó alapján a cserjésedés mértéke szerint elkülönítettünk gyep, cserjésedő gyep és záródott cserjés foltokat. Minden korcsoport és folttípus kombinációban 12-12 db, 2x2m-es növényzeti felvételt készítettünk 2008-2009 közt; összesen 108 db-ot (1. ábra). A növényfajok nevezéktana Simon (2000) munkáját követi.

Több háttérváltozó hatását vizsgáltuk a fajgazdagságra és néhány fajcsoportra (gyep specialisták, erdei specialisták), melyek egy részét a terepen mértük, a többit pedig a rendelkezésre álló digitális terepmodell alapján számoltuk. Ezek a következők voltak: tengerszint feletti magasság (m-ben mérve, digitális terepmodell azaz DDM alapján), lejtés (DDM-ből számolva), kitettség (DDM-ből számolva és linearizálva, ÉNY-DK-i grádiens kiemelve), felvétel körüli cserje borítása 10m sugarú körben, legközelebbi erdőtől való távolság (m-ben mérve), felhagyás ideje (3 csoport, ordinális változó), élőhely típus: nyílt gyep, cserjésedő gyep, cserjés (3 csoport, nominális változó). A kitettséget (Asp.val) a DDM-ből származtatott érték (aspect) átalakításával az alábbi képlet alapján (Somodi *et al.* 2011) számoltuk:

$$Asp.val = ((\cos(\text{aspect} - 22,5) + 1) / 2),$$

mely az eredetileg cirkuláris (0-360 °) változót (aspect) lineárisra alakítja, úgy hogy az átalakított változó (az Asp.val) az ÉNY-DK-i grádiens tükrözi.

## A kutatási terület térképe



**1. ábra.** A terület térképe a felvételek elhelyezkedésével. Ferde csík: település, út; háromszög-pontok: erdő; szürke: kaszált terület; pontok: zavart gyepek; fehér terület: parlag. A felvételek jelölésének magyarázata: kör: nyílt gyepekben készült felvétel, ötszög: cserjés gyepekben készült felvétel, kereszt: cserjésben készült felvétel.

A fajokat a Flóra adatbázisban található cönológiai karakter (Horváth *et al.* 1995, Borhidi 1993) alapján gyepei specialista és erdei specialista valamint egyéb kategóriákba soroltuk. A három magyarázandó változónak (teljes fajgazdagság, a gyepei és az erdei specialisták fajszáma) a vizsgált háttérváltozóktól való függését általánosított lineáris modellek (GLM) segítségével vizsgáltuk, Poisson kapcsolati függvény használatával az R statisztikai környezetben (R Development Core Team 2010). A modellépítés során az adatokat először centráltuk annak érdekében, hogy a lineáris és négyzetes tag között adódó korreláció lehetőségét kiküszöböljük. Megvizsgáltuk a folytonos változók korrelációját és egyik páros

korreláció során sem volt 0,7 feletti, amely az irodalomban gyakori küszöbérték (Somodi *et al.* 2011). Ezután azt vizsgáltuk, hogy mely háttérváltozónak van szignifikáns hatása a felvételekben talált teljes fajgazdagságra, a gyepi és az erdei specialista fajok számára. A változók magyarázó erejét  $\text{Chi}^2$  teszttel vizsgáltuk. Csak azokat a változókat tartottuk meg a modellben, amelyek ez alapján szignifikáns magyarázó erővel bírtak. Az elkészült modelleket teszteltük a multikollinearitás szempontjából a variancia inflációs faktor segítségével (VIF; car csomag: Fox & Weisberg 2011) és alacsony értéket kaptunk, azaz a változók közt nem találtunk multikollinearitást.

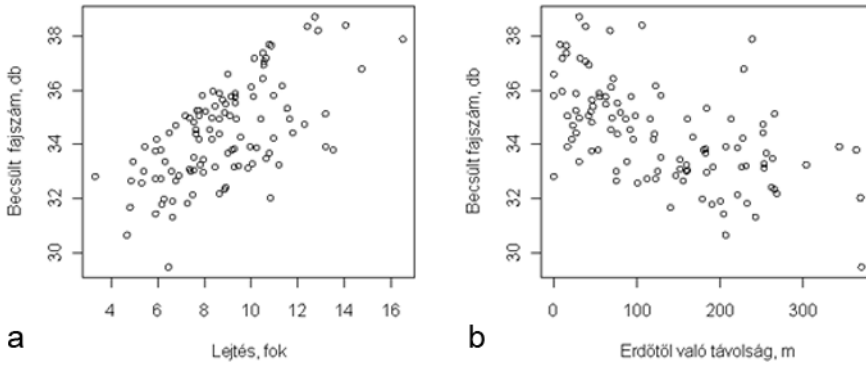
### Eredmények

A parlagokon készült felvételekben összesen 228 edényes növényfajt találtunk, ebből 4 taxon védett (*Orchis pallens* L., *Ornithogalum pyramidale* L., *Gentiana cruciata* L., *Stipa tirsia* Stev.). A teljes terület nagy része, kb. 100 ha cserjésedik, azaz cserjés foltba soroltuk, míg kb. 20 ha jelenleg is kaszált.

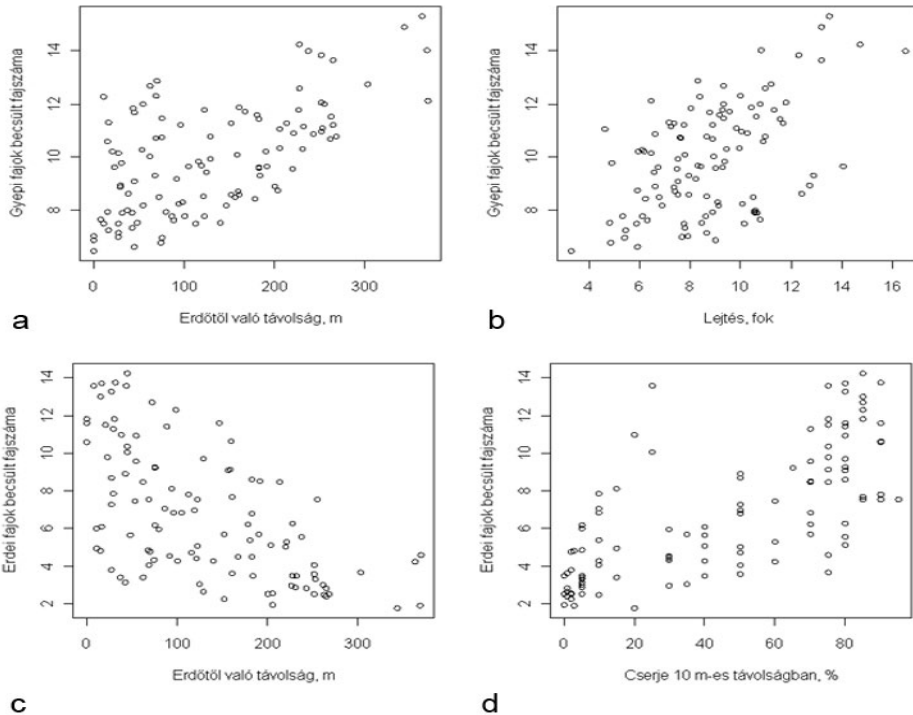
A GLM modellek alapján azt találtuk, hogy a teljes fajszámot két tényező határozza meg: az erdőtől való távolság és a lejtés. A lejtőszög növekedésével nő a felvételenkénti teljes fajszám, míg az erdőtől való távolsággal csökken (1. táblázat, 2 ábra).

A gyepi specialisták fajszámát a következő tényezők határozták meg: a lejtőszög, az erdőtől való távolság és a magasság. Nagyobb lejtőszög, azaz meredekebb helyen készült felvétel esetén több gyepi specialistát találtunk; valamint a legközelebbi erdőtől távolabb is többet. A tengerszint feletti magasság a gyepi specialisták fajszámát nem-lineáris módon határozta meg: a szélsőértékek közelében növelte, közepes értékeknél csökkentette a fajszámot (1. táblázat, 3. ábra).

Az erdei specialista fajok száma a gyeperdő foltokban volt a legkevesebb, továbbá régebben felhagyott foltokban volt a legtöbb. A folytonos háttérváltozók közül a kitértégnek, a 10 m sugarú körön belüli cserje mennyiségének és az erdőtől való távolságnak volt szignifikáns hatása (1. táblázat, 3. ábra). Ha több cserje volt a felvétel körüli 10 méter sugarú körben és közelebb volt az erdőhöz a felvétel, akkor több erdei fajt találtunk a felvételen. A kitértégtől negatívan függött az erdei fajok száma, tehát minél jobban eltért a felvétel az ÉNY-DK-i iránytól (ha 0 az ÉNY, DK 0,9 pedig az ellenkezője), annál kevesebb erdei fajt volt a felvételen.



**2. ábra.** Teljes fajszám predikált mennyisége a lejtés (a) és az erdőtől való távolság (b) függvényében, a GLM modell alapján.



**3. ábra.** A gyepi és erdei specialista fajok predikált mennyisége az erdőtől való távolság (a és c), illetve a gyepi fajok esetén a lejtés (b), míg az erdei fajok esetén a cserjesség függvényében (d), a GLM modell alapján.

## Értékelés

A vizsgált mintaterületen a parlagok szukcessziója gyepi és erdei specialista fajokban is gazdag növényzetet hozott létre. A jelenlegi növényzet erősen mozaikos, cserjés és nyíltabb részek váltakoznak. A cserjés foltok a növényzet összetételében is különböznek, a cserjés felvételekben több az erdei élőhelyhez kötődő faj, ami a cserjék jelentős, az erdő kialakulását segítő szerepére utal, ahogy ez más szukcessziós vizsgálatokból is kiderült (pl. Bakker *et al.* 2004, Gómez-Aparicio *et al.* 2004, Van Uytvanck *et al.* 2008).

**1. táblázat.** A GLM modell eredménye a 3 fajcsoport esetén. A sorokban a szignifikáns vagy szignifikáns-közeli háttérváltozókat tüntettük fel. Chi<sup>2</sup>-teszttel a változók szignifikanciáját teszteltük, emiatt a kategóriális változók szignifanciája nem kategóriánként, hanem együtt van feltüntetve. \*\*\*<0,001, \*\*<0,01, \*<0,05, GO. Gyep felvételek, GS: cserjés gyep felvételek, a négyzetes tagokat a felső indexben szereplő „2” jelzi.

Változó	Együttható	Szignifikancia (p-érték) Chi <sup>2</sup> -teszt alapján
<b>Teljes fajszám</b>		
Tengelymetszet	3,5369	-
Lejtés	0,0190	0,0087
Erdőtől való távolság	-0,0005	0,0137
<b>Gyepi specialista fajok</b>		
Tengelymetszet	2,196	-
Magasság	0,0044	0,0000
Lejtés	0,03288	0,0209
Erdőtől való távolság	0,0017	0,0000
Magasság <sup>2</sup>	0,0000	0,0000
<b>Erdei specialista fajok</b>		
Tengelymetszet	2,0475	-
Élőhely-GO	0,5173	
Élőhely-GS	-0,1877	0,0008
Felhagyás	0,0522	0,0231
Felhagyás <sup>2</sup>	-0,1687	-
Kitettség	-0,2687	0,0216
Cserje 10 méteren belül	0,0170	0,0000
Erdőtől való távolság	-0,0025	0,0000
Kitettség <sup>2</sup>	-1,2834	0,0063
Cserje 10 méteren belül <sup>2</sup>	-0,0002	0,0051



Ennek tükörképeként cserjék hiányában a gyepi elemek dúsultak fel és feltételezhetően a magas fajszám segíti a gyep állapot stabilizálódását is. A cserjék megtelepedését befolyásoló tényezők további vizsgálatot igényelnek, azonban feltételezzük, hogy a felhagyás utáni tájhasználatnak kiemelt szerepe lehet ebben. Ugyanakkor fontos jel, hogy néhány abiotikus tényező is meghatározó szereppel bírt a gyepek elhelyezkedésének meghatározásában. Az, hogy a lejtőszög és a magasság meghatározónak bizonyult mutatja, hogy a domborzat változatossága és a magassági viszonyok önmagukban, a tájhasználat közrejátszása nélkül is teret biztosítanak a gyep-komponens fennmaradásának. A magasság hatását azzal is magyarázhatjuk, hogy a gyepi fajok forrása az erdők felett elhelyezkedő lejtősztyepp és sziklagyepi élőhelyek lehetnek, így ez tulajdonképpen egy közvetett táji környezeti hatás.

A kitétségek esetünkben az erdei specialisták számára volt hatása: DK felé egyre kevesebb az erdei fajok száma, ami azzal magyarázható, hogy ilyen kitétség a több napsugárzás miatt némileg szárazabb, ami nem kedvez az erdei fajok megtelepedésének.

A táji környezet összetételének a növényzet regenerációjában betöltött szerepére az utóbbi időben egyre több bizonyítékot találnak (de Blois *et al.* 2001, Benjamin *et al.* 2005). Vizsgálatunkban az erdőtől való távolságnak hatása volt a fajgazdagságra, az erdei és gyepi specialista fajok számára is, tehát ez értelmezhető úgy is, hogy a táji környezetnek a mi vizsgálatunkban is szerepe volt a parlagok növényzetének kialakulásában.

Érdekes, hogy a felhagyás óta eltelt időnek nem volt esetünkben szignifikáns hatása a parlagok fajszámára, holott parlagszukcessziós vizsgálatokban ez a komponens gyakran meghatározó (pl. Prach *et al.* 1993). A jelen vizsgálatban valószínűleg a legfiatalabb korcsoportok hiánya miatt nem mutatkozott számottevő hatás.

Természetvédelmi szempontból fontos kiemelni, hogy a vizsgált parlagok két szempontból is értékesek: mint új élőhelyek és mint olyan területek, ahol spontán és természetközeli folyamatok történhetnek (Prach & Hobbs 2008). A mai magyar természetvédelmi gyakorlatban az az általános szemlélet, hogy a cserjék árnyékolásuk révén elszegényítik a másodlagosan kialakuló gyepeket, ezért a gyepek megőrzéséhez cserjeirtásra van szükség (Illyés *et al.* 2007). Ugyanakkor a vizsgált területen a cserjésedés és az erdő kialakulása korántsem negatív folyamat, hiszen a mára igencsak megritkult érdekes és fajgazdag

erdőssztyeppvegetáció (Molnár & Kun 2000, Zólyomi 1974) regenerálódik ezáltal. Vizsgálatunkkal arra is szeretnénk felhívni a figyelmet, hogy maga a spontán regenerációs folyamat is érték, bolygatása cserjeirtással nem minden esetben indokolt. Véleményünk szerint a cserjeirtás akkor indokolt, ha egyrészt a megfelelő fás szárú propagulum-forrás esetleg nem áll rendelkezésre és így a cserje stádium lesz tartós, másrészt a kitétség és egyéb hatások mégsem tartanának fenn elegendő gyepterületet.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Somodi Imelda munkáját az OTKA PD83522 számú OTKA posztdoktori ösztöndíj támogatta, Csecserits Anikóét pedig az OTKA K83595 számú pályázat.

### Irodalomjegyzék

- Baráth, Z. (1963): Növénytakaró vizsgálatok felhagyott szőlőkben. – *Földrajzi Értesítő* **12**: 341–356.
- Bakker, E.S., Olf, H., Vandenbergh, C., De Maeyer, K., Smit, R., Gleichman, J.M., & Vera, F.W.M. (2004): Ecological anachronisms in the recruitment of temperate light-demanding tree species in wooded pastures. – *Journal of Applied Ecology* **41**: 571–582.
- Benjamin, K., Domon, G., & Bouchard, A. (2005): Vegetation composition and succession of abandoned farmland: effects of ecological, historical and spatial factors. – *Landscape Ecology* **20**: 627–647.
- Borhidi, A. (1993): *A Magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. – JPTE, Pécs, 94 pp.
- Cramer, V.A. & Hobbs, R.J. (szerk.) (2007): *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*. – USA: Island Press.
- Csecserits, A. & Rédei, T. (2001): *A Pilis-tető élőhelytérképe*. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Program mintanégyzete. Kézirat.
- Csecserits, A., Szabó, R., Halassy, M., & Rédei, T. (2007): Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. – *Community Ecology* **8**: 195–207.
- Csecserits, A., Czucz, B., Halassy, M., Kröel-Dulay, Gy., Rédei, T., Szabó, R., Szitár, K. & Török, K. (2011): Regeneration of sandy old-fields in the forest steppe region of Hungary – *Plant Biosystems* **145**: 715–729.
- Csontos, P. (1996): *Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők regenerációs szukcessziójában*. – Scientia Kiadó, Budapest, 122 pp.
- de Blois, S., Domon, G., & Bouchard, A. (2001): Environmental, historical and contextual determinants of vegetation cover: a landscape perspective. – *Landscape Ecology* **16**: 421–436.

- Fox, J. & Weisberg, S. (2011): *An {R} Companion to Applied Regression*. Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage.
- Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., Castro, J. & Baraza, E. (2004): Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. – *Ecological Application* **14**: 1128–1138.
- Halassy, M. (2004): Crossing the edge: Colonisation dynamics of fallow land in the sandy regions of Hungary. – In: *Proceedings of the 16<sup>th</sup> International Conference of the Society for Ecological Restoration*, Victoria, Canada. pp. 1–10.
- Horváth, F., Dobolyi, Z.K., Morschhauser, T., Lőkös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): *Flóra adatbázis*. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Illyés, E., Jakab, G. & Csathó, A.I. (2007): Jelenlegi és a jövőben kívánatos természetvédelmi akciók, stratégiák a lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek megőrzésére. – In: Illyés, E. & Bölöni, J. (szerk.): *Lejtősztyepek és erdőssztyeprétek Magyarországon*. MTA ÖBKI, Budapest. pp. 114–123.
- Molnár, Zs., Bartha, S., Seregélyes, T., Illyés, E., Botta-Dukát, Z., Timár, G., Horváth, F., Révész, A., Kun, A., Bölöni, J., Biró, M., Bodoncz, L., Deák, Á. J., Fogarasi, P., Horváth, A., Isépy, I., Karas, L., Kecskés, F., Molnár, Cs., Ortmann-Né, Ajkai, A. & Rév, Sz. (2007): A grid-based, satellite-image supported multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). – *Folia Geobotanica* **42**: 225–247.
- 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.
- Molnár, Zs., & Kun, A. (2000): Az erdőssztyepek új megvilágításban. – In: Molnár, Zs., Kun, A. (szerk.): *Alföldi erdőssztyepp maradványok Magyarországon*. WWF füzetek.
- Péczely, Gy. (1987): Éghajlat. Pp. 243–327. – In: Ádám, L., Cziczó, T., Fekete, G., Góczán, L., Hahn, Gy., Jakucs, P., Juhász, Á., Kertész, M., Leél-Össy, S., Majoros, Gy., Marosi, S., Pécsi, M., Rajkai, K., Ringer, Á., Ság, L., Somogyi, S., Szabó, I., & Várkonyi, T.: *A Dunántúli-Középhegység. A) Természeti erőforrások és adottságok*. Pécsi, M. (Szerk.) Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 499.
- Pécsi, M. (1987): Domborzat. pp. 140–194. – In: Ádám, L., Cziczó, T., Fekete, G., Góczán, L., Hahn, Gy., Jakucs, P., Juhász, Á., Kertész, M., Leél-Össy, S., Majoros, Gy., Marosi, S., Pécsi, M., Rajkai, K., Ringer, Á., Ság, L., Somogyi, S., Szabó, I., & Várkonyi, T.: *A Dunántúli-Középhegység. A) Természeti erőforrások és adottságok*. Pécsi, M. (Szerk.) Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 499.
- Prach, K. & Hobbs, R.J. (2008): Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. – *Restoration Ecology* **16**: 363–366.
- Prach, K., Pyšek, P. & Šmilauer, P. (1993): On the rate of succession. – *Oikos* **66**: 343–346.
- R Development Core Team (2010): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ruprecht, E., Bartha, S., Botta-Dukát, Z. & Szabó, A. (2007): Assembly rules during old-field succession in two contrasting environments. – *Community Ecology* **8**: 31–40.
- Sendko, A. (1999): Die Xerothermvegetation brachgefallener Rebflächen im Raum Tokaj

- (Nordost-Ungarn)- pflanzensoziologische und populationsbiologische Untersuchungen zur Sukzession. – *Phytocoenologia* **29**: 345–448.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. Budapest, Nemzeti Tankönyvkiadó.
- Smit, C., den Ouden, J.A.N. & Muller-Scharer, H. (2006): Unpalatable plants facilitate tree sapling survival in wooded pastures. – *Journal of Applied Ecology*, **43**: 305–312.
- Somodi, I., Virágh, K. & Miklós, I. (2011): A Bayesian MCMC approach to reconstruct spatial vegetation dynamics from sparse vegetation maps – *Landscape Ecology* **26**: 805–822.
- Szerdahelyi, T., Penksza, K., Dobolyi, K.Z., Szollát, Gy., Kapocsi, J. & Figezky, G. (1998): Vegetation and point-mapping survey in the strictly protected areas of the landscape protection area of the Pilis Mts (Hungary) – *Studia Botanica Hungarica* 27-28: 131–149.
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Deák, B., Lukács, B. & Tóthmérész, B. (2011): Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. – *Journal of Applied Ecology* **48**: 257–264.
- Van Uytvanck, J., Maes, D., Vandehaute, D. & Hoffmann, M. (2008): Restoration of wood pasture on former agricultural land: The importance of safe sites and time gaps before grazing for tree seedlings. – *Biological Conservation* **141**: 78–88.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.R. (1997): Human domination of Earth's ecosystems – *Science* **277**: 494–499.
- Zólyomi, B. (1974): Natürliche Vegetation. Natural Vegetation. Végétation Naturelle. Estestvennaja Rastitelnost. (Ungarischer Teil). – In: Niklfeld, H. (szerk.): *Atlas der Donauländer No. 171.*, Wien: Österreichisches Ost und Südosteuropa Institut.

## Factors affecting vegetation type and species composition on old-fields in the foothills of Pilis mountains

Anikó Csecserits<sup>1\*</sup>, Tamás Rédei<sup>1</sup>, Réka Lupták<sup>2</sup> and Imelda Somodi<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, \* csecserits.aniko@okologia.mta.hu, 28-360-122 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.*

<sup>2</sup> *Plant Protection Institute, Centre for Agricultural Research, Hungarian Academy of Sciences, 1029 Budapest, Nagykovácsi út 26-30.*

There are about 300 000 hectares of old-fields in Hungary on which semi-natural vegetation can develop. At the edge of forest and forest-steppe zone the development of dry grassland is affected by macro- and microhabitat type. We studied the effect of spatial position, age of abandonment and shrub encroachment on grassland species richness and composition. Our study site is an about 170 ha large old-field area in the Pilis Mountains (North-Hungary), which has been abandoned gradually, but was partly mown later. Old-fields were grouped according the time of abandonment (3 age-groups) and the level of shrub encroachment (3 types). 12-12 2x2m large relevés were made in each combination, 108 relevés altogether. We used generalised linear models for the detection of the effect of the studied factors on the species richness of the dry grassland and on several species groups (dry grassland specialists, forest specialists). At fine scales the amount of shrubs had the most important effect on the richness of dry grassland specialist and forest species and not the time since abandonment. From this we conclude that without shrub encroachment a species rich grassland can develop and persist.

Keywords: Pilisszentkereszt, shrub encroachment, generalised linear models, forest-steppe.

## Ellátó szolgáltatás becslése a hortobágyi pusztán

Csengeri Erzsébet<sup>1</sup> és Nótári Krisztina<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Szent István Egyetem, Gazdasági Agrár és Egészségtudományi Kar,  
Környezettudományi Intézet 5540 Szarvas, Szabadság út 1-3  
e-mail: csengeri.erzsebet@vkk.szie.hu*

<sup>2</sup> *Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar,  
Növényteni és Természetvédelmi Intézet, 9400 Sopron Ady Endre u. 5*

**Összefoglaló:** Az ökoszisztéma szolgáltatások vizsgálata pontosabb információt nyújt számunkra a haszonvételek értékeiről, az esetlegesen bennünk végbement változásokról. A vizsgálat kilenc település (Balmazújváros, Egyek, Hortobágy, Nádudvar, Nagyhegyes, Nagyiván, Tiszacsege, Tiszafüred, Újszentmargita) közigazgatási határa által körbezárt pusztára vonatkozik. Az ellátó szolgáltatások becslése során sor kerül az élelmiszerellátás, a fa- rostanyagok és a biológiai alapanyagok vizsgálatára. A becslés alapja statisztikai adatok begyűjtésével kezdődik, mely kiegészül a jelenleg termelésben tevékenykedő szakemberekkel készített mélyinterjú során gyűjtött adatokkal. A statisztikai adatsorok változásából arra következtethetünk, hogy a természetes területek jelentős részét használatba vették (a vetésterületek növekedése), a használati módok vizsgálatánál változások állapíthatók meg. Összességében kirajzolódnak azok a haszonvételek, folyamatosan fennmaradtak, és jelenleg is haszonvételek szolgáltatnak az itt élő emberek számára.

**Kulcsszavak:** ökoszisztéma szolgáltatás becslése, környezeti haszonvétel, élelmiszerellátás, emberi jólét.

### Bevezetés

A világon minden ember a komplex ökoszisztémától és annak szolgáltatása-itól függ. Az elmúlt 50 év alatt az emberiség gyorsabban változtatta meg az ökoszisztémát, mint azt a korábbi időszakokban tette. Nőtt az igény az élelmiszer, az élelmiszer az ivóvíz a fa- és rostanyagok, valamint az üzemanyagok tekintében. Ezek a változások hozzájárulnak az emberi jólét és a gazdaság fejlődéséhez. Az ökoszisztéma szolgáltatás iránti igény növekedésével a szolgáltatások 60 %-a károsodott valamilyen mértékben (MEA 2005, Török 2009).

A Hortobágyi puszta arculata, még mindig magán hordja azon beavatkozások sebeit, melyeket „optimális” hasznosítása során kapott. Ezeket a gazdasági szempontból gyorsan felfutó eredményes éveket a Hortobágyi Nemzeti Park megalapítása (területek kivonása a mezőgazdasági termelésből), és a rendszer-váltást követő privatizáció korlátozta. Az intenzív gazdálkodás eredményeként bekövetkezett természeti erőforrások gyors kimerülése arra sarkalta a kutatók, irányítók társaságát, hogy a puszta optimális hasznosítását vizsgálják. Az egymásra épülő tanulmányok megállapították (Bíró 1928, Surányi 1987, Szilágyi 1995, Újlaki 1974, Veress *et al.* 2000), hogy hosszútávon csak a fenntartható gazdálkodási formák maradtak meg e vidéken, melyek ma az itt élő emberek megélhetését, jólétét biztosítják.

### Módszerek

A terület tájhasználat-váltás során bekövetkezett változásokat az ökoszisztéma szolgáltatások módszertanának segítségével állapítjuk meg. A módszertan elvi keretében szerepel az a megállapítás, mely szerint az ökoszisztémák és szolgáltatásaik, valamint a társadalmi jólét között egymást szorosan befolyásoló kölcsönhatás áll fent. A kölcsönhatás során az emberi tevékenység hatására végbement változások leírására, a változás hatására emberi életminőségben végbement változások feltárására vállalkozik. Ehhez számos kutatási eredmény szintetizálását végzi, melyből a globális régiók jelenlegi ökológiai állapotát, majd négy foratókönyv alapján a lehetséges jövőképeket állapítja meg.

Az értékelés eltérő a tudományterületek vonatkozásában. A neoklasszikus közgazdaságtan emberi preferenciákból indul ki, és a természeti értékeket pénzben értékeli. Ilyen módszerek a költség alapú értékelés módszerek, kinyilvánított preferencia módszerek, feltárt preferencia eljárások, haszon átvitel módszer. Ezek, hogy az ökoszisztéma szolgáltatások, nem piaci javak, továbbá az emberek az életfeltételeiket leginkább befolyásoló tényezőket veszik figyelembe, így nem számol az ökoszisztéma egyéb alkotóival Marjainé (2005). Az ökológiai közgazdaságtan nem monetáris formában törekszik a társadalom a gazdaság és a természet kapcsolatának feltárására, természetes mértékegységben igyekszik leírni a változásokat Marjainé (1999).

Jelen vizsgálatban az emberi tevékenység hatásának megállapítását a Központi Statisztikai Hivatal természeti erőforrások (talaj, víz) használatára fenntartott adatsorait használjuk. A területen napjainkban gazdálkodókkal (természeti

erőforrásokat használókkal) kérdőíves megkérdezést végeztünk. Témacsoportonként a megkérdezettek száma változó. Tíz fő mezőgazdasági tevékenységet folytató, kilenc fő halgazdálkodással foglalkozó, három vadgazdálkodással foglalkozó, két nádgazdálkodással foglalkozó, és egy gyógynövénygyűjtésével foglalkozó, cégvezetők. Az adatsorokból megállapítjuk a változás irányát, a természeti erőforrások jelenlegi állapotát, információt kapunk az erőforrások változékonyságáról, reziliencia-ről (rugalmasságáról), illetve az időközben végbement ökoszisztéma szolgáltatások közötti váltásról.

## Eredmények

### *Növényi termékek*

A Hortobágyi puszta legeltetési használatától a török hódoltságtól 1541-től állnak rendelkezésünkre írásos emlékek Ecsedi (1931). Az 1960-sa években a Hortobágyi Állami Gazdaság irányítja a gazdálkodást. A megkérdezettek közül néhányan ekkor kezdenek tevékenykedni, de a pontosabb adatok közlésére ők is a statisztikai adatokra hivatkoznak. Így a növényi termékek elemzése a KSH statisztikai adatain nyugszik. A kiértékelés során megjelenítjük azokat a véleményeket, melyek egybehangzóak voltak a megkérdezetteknél. A növényi termékek elemzésénél a következő kategóriákat vizsgáljuk: szántó területek, kert, rét- és legelőterületek.

A szántóterületek statisztikai adatait elemezve két szakaszban tapasztaltunk növekedést egyszer az 1890 évek végétől az 1900-en évek elejéig (32%-os növekedés), majd az 1930-as évek közepétől 1960-ig (40%-os növekedés). Az 1970 évektől mutatnak az adatok rohamos csökkenést, melyek a kezdeti gazdálkodási területet 9000 hektárral haladják meg. (1. függelék). A megkérdezettek szerint az időközben végbement terület csökkenések a következőkkel magyarázhatók: a talajadottságok alacsony minőségével, a gazdálkodási irányítási szerkezet változása változásával, Hortobágy, mint önálló közigazgatási egység megjelenésével, a Nemzeti Park megalakulásával.

A kertes gazdálkodások a megkérdezettek szerint család kiegészítő megélhetését biztosítják. A statisztikai adatokat vizsgálva erős növekedést mutatnak főként az 1935 és 1966-os időszakban (ahol megtriplázódnak a kertes területek), ennek oka, a települések fejlődése, kertes házak számának gyarapodása, továbbá a keres területek statisztikai szempontból történő megítélésének változása.



A keretes gazdálkodás 2000-es évi területi adatai az 1895-ös adatok értékei alá süllyednek (2. függelék). A megkérdezettek szerint a kertes területek csökkenése a települések előregedésével, a tanyás rendszerek megszűnésével magyarázható.

A rét- és legelőterületek fontos állomásai a vizsgálatnak. A statisztikai adatokat vizsgálva már az 1895-ös évtől csökkenést tapasztalunk, ami várhatóan a szántó területek növekedésében jelentkezik. Ezt még két alkalommal tapasztaltuk az adatok vizsgálatánál 1966 és 1972 között, majd 1984 és 2000 között. Összességében a rét- és legelőterületek közel fele nem látja már el korábbi funkcióját (3. függelék).

### *Állati termékek*

Hortobágy legfejlettebb ágazatának a legeltetési állattartás számít. Írásos adatokat a statisztikai gyűjtést megelőzően az 1800 évek közepétől találunk (Ecsedi 1931, Kovács & Salamon 1976, Szeifert 1969) munkáiban. Az állatlétszámi adatokból a legelők eltartó képességére, rugalmasságára, rezilienciára következtethetünk. A gazdálkodás elsődleges szempontja az áru- és profittermelés. A megkérdezettek itt is a statisztikai adatokra támaszkodnak és véleményezik a létszámok alakulását.

A vizsgálat során a főbb tenyésztett állatok adatainak elemzését végezzük, úgymint juh, baromfi szarvasmarha, ló és sertés. Ezen állatok összlétszámának elemzése során megállapítható, hogy az adatok erős fluktuációt mutatnak. A mélyinterjúkból kiderül, hogy ennek kiváltó tényezője egyrészt környezeti változások során (pl.: árvíz után visszamaradó belvizek, hideg telek) fellépő betegségek, másrészt emberi beavatkozások káros következményei (túllegeltetés, zsúfoltság miatt fellépő betegségek).

A juhtenyésztés első helyen szerepel, mivel a gyengébb hozamú legelőterületek juh tartására a leginkább alkalmas. A vizsgált időszakban az 1895 évi juhállomány 68%-a marad fenn (4 függelék). A baromfitenyésztés korai szakasza kisüzemi és háztáji formát képviselt Hortobágyon. Ecsedi (1935) munkásságában olvashatunk arról, hogy a vízi vadak tojásgyűjtése, néha háztáji, vadkacsatenyésztés céljával történt. A nagyüzemi forma az állami gazdaságok létrejöttéhez köthető, és főként a gyors pénzügyi megtérülés motiválta. A baromfiállomány 6,95%-os növekedést mutat a vizsgált időszakban (5. függelék). A szarvasmarha tenyésztési adatainak változása hasonlóságot mutat a juhtenyésztéssel, de összességében pozitívan fejlődik és 1,3%-os növekedést mutat a vizsgált adatok

alaján (6. függelék). A ménes meglétéről már az 1700-as évekből maradtak fenn feljegyzések Szeifert (1969). Az adatokat vizsgálva a 2000-es évek mindössze 12%-át képviselik az 1895-ös év adatainak (7. függelék). A sertésstenyésztés a régmúlt időben a legelő sertésfajtákra korlátozódik, majd ezekből tenyésztették ki a ma ismert mangalicát Kovács & Salamon (1976). Gyorsan fejlődő ágazat már 1962-ben megháromszorozódott, a 2000-es évben az ágazat a kiindulási állatlétszámhoz viszonyítva 3,8-szor nagyobb (8. függelék). Az összes állatlétszámot vizsgálva közel 200 000 – egyeddel nagyobb állatlétszámot tart el ma a Hortobágyi puszta, mint 1895-ben.

### *Halászat, halgazdálkodás*

Kolozsváry (1928) munkásságában találunk hivatkozást arra, hogy ugyanúgy, mint az állattenyésztés a halászat és termékei Európaszerte ismertek voltak, az ország egyik legnagyobb gazdasági értékeként szerepelt. Ennek emlékét őrzik ma is a Csurkás fenék, Halas-, Compó laposok.

A halászat-, halgazdálkodásban végbement változások elemzését kizárólag a mélyinterjú során kapott eredményekből végeztük. A mélyinterjúból a következő két tényezőt elemeljük ki: területi adatok változása és a lehalászott hal mennyiségi változása. A halgazdálkodás területi adatai az 1962-es évtől realizálhatók. A halastavak az 1980-as évre érik el maximális kiterjedésüket. Ezt követő területi csökkenés a nem megfelelő tervezés és a nád előretörésének eredménye (9. függelék). A halászati területi adatok az 1975-ös évtől állnak rendelkezésre és a keleti főcsatorna vizsgált területére eső szakaszára vonatkozik. A területi változás itt is egy növekedési, majd egy csökkenési tendenciát mutat. A csökkenés oka a felszíni vizek magántulajdonba (egyesületek) való kivitele. A lehalászott halgazdálkodási adatokból megállapíthatjuk, a folyamatos produkciónövekedést. Az utolsó 20 évben lassú produkciócsökkenést tapasztalunk (10. függelék). A halászati adatok az utóbbi tíz év adatsora alapján csökkenő tendenciát mutat, sőt egy-egy halfaj eltűnését (11. függelék). Az ilyen vizes területek ökoszisztéma szolgáltatása jelentetik a legnagyobb haszonvételt, ezen keresztül az itt élők jólétének megalapozói Oláh (2002).

### *Biológiai alapanyagok*

A biológia alapanyagok tárgyalásánál az ökoszisztéma szolgáltatás a következőket tárgyalja, alapanyag tekintetében, gyógyszeripari, növényvédelmi,

kozmetikai, kertészeti, képzőművészeti építőipari alapanyagok. A vizsgálat céljából a gyógyszeripari és kozmetikai csoportot emeltük ki, ezt a vizsgált terület gyógynövényeire alapoztuk. A vizsgálat mélyinterjú módszerével készült. Eredményként 17 gyógyhatású növény listáját állítottuk össze, melyeket gyógyszeripari illetve kozmetikai felhasználásra fordítanak (12. függelék). A gyógynövények területi kiterjedése általánosan 20% - 50%-os csökkenést mutat. Említést kell tenni a sziki üröm (*Artemisia santonicum*), és a bojtorján (*Articum lappa*) gyógynövényekről, melyeket az eltűnőben lévő fajok közé soroltak a mélyinterjú során.

### *Fa, rost, üzemanyag ellátás*

E csoporton belül az erdő- és nádas területek változását vizsgáljuk. Az elemzés statisztikai adatokra alapozott. A szakirodalmi források „erdős-lápos” területről számolnak be, melyet a Tisza rendszeres áradása tartott fenn Kovács & Salamon (1976). Hortobágy erdősültségének megítélése körül napjaink kutatóinak véleménye megosztó. Beavatkozások az 1920-as években kezdődtek az erdőtelepítési programokkal, melyek 1962-re érik el legnagyobb kiterjedésüket. A telepítések csupán 13%-a maradt fenn, mára Hortobágy az ország legkevesebb erdősült területe, az erdős területek 2% borítást mutatnak (13. függelék).

Nádas területekben Hortobágy és Nádudvar bővelkedik a leginkább. Az 1970-es évektől iparszerű nádgazdálkodás jön létre, melyben a megtermelt nád feldolgozását helyben a Hortobágyi – Halastói Nádfeldolgozó Üzemben végzik Kovács & Salamon (1976). Mára a nádgazdálkodást néhány kisebb vállalkozás tartja fenn. A nádas területek aránya a vizsgált évek alatt eredeti területük 8%-ára zsugorodtak összességében (14. függelék).

### Értékelés

A kapott eredményeket egy összefoglaló táblázatban mutatjuk be, ahol a változás irányát illetve annak arányait érzékeltetjük. A táblázat eredményei könnyen összevethetők a Millenniumi Ökoszisztéma Szolgáltatás jelentésében szereplő táblázattal, amely alapján az ökoszisztémák globális állapotát jellemzik MEA (2005).

Az élelmiszer előállításra rendelkezésre álló területek (szántó területek, kert, rét, legelő) eltérő módon változnak. A szántó területek növekednek (bár a 2000-es

**1.táblázat.** Élelmiszer ellátás változási tendenciái 1895-2000 között (Hortobágy, 2011)

Ellátó szolgáltatás	Változási tendencia	Tendencia értéke
<b>Növényi termékek</b>		
Szántó	+	lassú terület növekedés
Kert	-	lassú terület- és produkciócsökkenés
Rét, legelő	---	erőteljes terület- és produkcióvesztés
Nem művelhető	+/-	változó növekedési és csökkenési értékek
Összes terület	-	lassú területvesztés
<b>Állati termékek</b>		
Állatállomány alakulása		
Juh	--	jelentős produkciócsökkenés
Baromfi	+++	erőteljes produkciónövekedés
Szarvasmarha	+	lassú produkciónövekedés
Ló	---	erőteljes produkciócsökkenés
Sertés	++	jelentős produkciónövekedés
<b>Tógazdálkodás</b>		
Területi változás	-	lassú terület csökkenés
Lehalászott húsmennyiség	++	jelentős produkciónövekedés
Ponty	---	erőteljes produkciócsökkenés
Busa	--	jelentős produkciócsökkenés
Amur	++	jelentős produkciónövekedés
Ragadozó hal	++	jelentős produkciónövekedés
Vadhal	+++	erőteljes produkciónövekedés
<b>Halászat</b>		
Területi változás	-	lassú terület csökkenés
Lehalászott halállomány	--	jelentős produkciócsökkenés

adatok töredékei az 1962-es adatoknak) a kertes gazdálkodási területek valamint a rét- és legelőterületek jelentős területcsökkenést mutatnak. Így összességében ez a csoport lassú csökkenéssel jellemezhető. A globális folyamatok a növényi termékek esetén terület- és produkciónövekedést mutatnak MEA (2005), tehát az általunk vizsgált terület eltérést mutat a globális tendenciához képest. Az élelmiszerellátás egyéb kategóriái megegyezik a globális jelentés eredményeivel. Így az állati termékek tekintetében (juh, baromfi, szarvasmarha, ló, sertés) a vizsgált terület eredményei megegyeznek a globális jelentéssel, a folyamatos produkciónövekedést mutat. A természetes vízi halászati adatok csökkenő produkciót, a halgazdálkodási adatok jelentős produkciónövekedést mutatnak.

A fa és rostanyagok csoporton belül a globális jelentés regionális különbségeket állapít meg, egyik régióban csökkenő máshol növekvő produkciót állapít meg. A vizsgálat ilyen szempontból homogén területre vonatkozik. A vizsgálat során a fa illetve nád tekintetében is csökkenő produkciót állapítottunk meg (2. táblázat).

**2. táblázat.** Fa- és rostanyagellátás változási tendenciája 1895-2000 között (Hortobágy, 2011).

	Változási tendencia	Tendencia értéke
<b>Erdőterületek</b>		
Természetes területek	---	erőteljes produkciócsökkenés
Telepített területek	---	erőteljes produkciócsökkenés
<b>Rostanyagok</b>		
Nád	---	erőteljes produkciócsökkenés
Len	*	nem számottevő produkció
Kender	++/--	jelentős terület- és produkciónövekedés, majd vesztes

**3. táblázat.** Biológiai alapanyagok változása 1970-2010 között (Hortobágy, 2011).

	Változási tendencia	Tendencia értéke
Gyógyszeripari alapanyag	--	jelentős produkcióvesztés
Természetes növényi gyógyszerek	--	jelentős produkcióvesztés
Kozmetikai alapanyag	--	jelentős produkcióvesztés
Kézműves alapanyag	---	erőteljes produkcióvesztés
Agro-biodiverzitás	--	jelentős produkcióvesztés
Védett területek	++	jelentős területnövekedés

A biológiai alapanyagok (gyógyászati, és kozmetikai alapanyagok) csökkenő produkciót mutatnak. A mélyinterjú során eltűnően lévő fajokra is fény derült (3. táblázat). A globális jelentésben tényleges kihalásról, és az erőforrás túlzott mértékű használatáról olvashatunk.

A továbbiakban néhány következtetést vonunk le a szolgáltatások változásából. A következtetés alapfeltevése, hogy az egyik szolgáltatás csökkenése hozzájárul egy másik szolgáltatás erősödéséhez.

A növényi termékek területi csökkenése hozzájárul a biológiai alapanyagok területének növekedéséhez, gyógynövények területfoglalásán keresztül. Támogathat egy másik szolgáltatás típusát, ebben az esetben „átváltásról” van szó. A termelés alól kivett területek elsősorban elgazosodnak, a másodlagos vegetáció negatív hatású, viszont hozzájárul a szabályzó szolgáltatások közül a levegő minőség-, víz, erózió, kártevő szabályozási szolgáltatáshoz.

A nádas területek csökkenő területei az ellátási szolgáltatás a más területeit erősítheti: alapanyag ellátás, genetikai erőforrás, vadon élő állatvilág, illetve a tőlük származó haszonvételek. A nádas területek csökkenése közvetlenül hozzájárul a természetes vizek öntisztulási lehetőségéhez, illetve a többletvíz (belvíz, esetleges árvíz) befogadó képesség is romlik.

A vizsgálat eredményeként megállapíthatjuk, hogy az ökoszisztéma szolgáltatások változási tendenciái hasonlóan alakulnak a Millenniumi Ökoszisztéma Szolgáltatás jelentésében foglaltakkal. Míg a jelentés globális régiókról készítette a felmérést, addig mi egy lokális területet vizsgálunk, a szolgáltatások nem teljes skáláján. Ahhoz, hogy a jelentésben foglalt forgatókönyvek alapján a terület jövőképét felvázolhassuk további részletes vizsgálatot kell végezzünk a fennmaradó szolgáltatások esetében.

### Irodalomjegyzék

- Bíró, J. (1928): A Hortobágy pusztja jobb hasznosítása. – *Debreceni Szemle II. 8*: 462–490.
- Ecsedi, I. (1931): *A Hortobágyi Intézőbizottság története*. Deutsch Nyomda, Debrecen
- Ecsedi, I. (1935): Népies vadfogás és vadászat a debreceni határban és a Tiszántúlon. – *Déri Múzeum Közleményei 3*. Debrecen
- Kolozsváry, L. (1928): *Tiszavölgyi halászat és település*. Budapest 50 pp
- Kovács, G. & Salamon, F. (szerk.) (1976): *Hortobágy: A nomád pusztától a nemzeti parkig*. Natura kiadó, Budapest 351 pp.
- Marjainé Dr. Szerényi, Zs. (1999): Megfizethető-e a megfizethetetlen? – A természet pénzbeli értékeléséről az ökológiai közgazdaságtan és egy hazai felmérés tükrében. – *Kovács III. évf, 3*: 188–198.
- Marjainé Dr. Szerényi, Zs. (2005): *A természetvédelemben alkalmazható közgazdasági értékelési módszerek*. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest, 155 pp.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being*. Synthesis. World Resource Institute, Island Press, Washington, DC
- Oláh, J. (2002): Természetes folyógazdálkodás. Ártéri erőforrások és haszonvételek. – *Magyar Tudomány 9*: 1219–1226.
- Surányi, B. (1987): Hortobágy hasznosításának kérdése XIX-XX században. – *Déri Múzeum évkönyve 97*–127.
- Szeifert, I. (1969): *Hortobágyi Állami Gazdaság*. Hajdú-Bihar Megyei Lapkiadó Vállalat, Debrecen.
- Szilágyi, G. (1995): Elképzelések a Hortobágy hasznosításáról a kultúrmérnöki hivatal irattárának tükrében (1898-1944) – *Hajdú Bihar Megyei Irattár évkönyve XXII*, Debrecen 99–116.

- Török, K. (2009): A Föld ökológiai állapota és perspektívái (a Millenium Ecosystem Assessment alapján). – *Magyar Tudomány* **170**(1): 48–53.
- Újlaky, Zs. (1974): Hortobágy hasznosításának problémái a XIX század első felében. – *Műveltség és Hagyomány* **15–16**(1972–72): 341–365
- Veress, L., Aradi, Cs. & Dunka, B. (2000): A Hortobágy hasznosítása. – *Magyar Tudomány* **12**: 4–8.

### **Függelék:**

- Függelék 1: Szántóterületek változása (Hortobágy, 2011)
- Függelék 2: Kert területi változása (Hortobágy, 2011)
- Függelék 3: Rét- és legelőterületek változása (Hortobágy, 2011)
- Függelék 4: Juhlétszám alakulása (Hortobágy, 2011)
- Függelék 5: Baromfilétszám változása (Hortobágy, 2011)
- Függelék 6: Szarvasmarha létszámának változása (Hortobágy, 2011)
- Függelék 7: Lóállomány alakulása (Hortobágy, 2011)
- Függelék 8: Sertésállomány alakulása (Hortobágy, 2011)
- Függelék 9: Tógazdálkodás területi változása (Hortobágy, 2011)
- Függelék 10: Tógazdálkodásból lehalászott halállománya (Hortobágy, 2011)
- Függelék 11: Természetes vizek halfogása (Hortobágy, 2011)
- Függelék 12: A vizsgált terület gyógyhatású növényeinek listája (Hortobágy, 2011)
- Függelék 13: Erdőterületek alakulása (Hortobágy, 2011)
- Függelék 14: Nádas területek alakulása (Hortobágy, 2011)

## Estimation of care services on the Hortobágy Puszta

Erzsébet Csengeri<sup>1</sup> and Krisztina Nótári<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Szent István Egyetem, Gazdasági Agrár és Egészségtudományi Kar Környezettudományi Intézet 5540 Szarvas, Szabadság út 1-3  
e-mail: csengeri.erzsebet@vkk.szie.hu*

<sup>2</sup> *Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar,  
Növénytani és Természetvédelmi Intézet  
9400 Sopron Ady Endre u. 5*

The Hortobágy lick land on the face of it can't give momentous benefit for those people who lives there. On closer examination it can afford some special increments what other diverse land hasn't. The object of this measuring is guessing the provider services, whereby can demonstrate the decline and changing of ecosystem services. The examined land is located among administrative borderlines of 9 settlements (Balmazújváros, Egyek, Hortobágy, Nádudvar, Nagyhegyes, Nagyiván, Tiszacsege, Tiszafüred, Újszentmargita). This monitoring examined provisioning ecosystem services, the changing of crops, livestock, fishing, timbers and genetic resources. This basic research based on statistic items and sentiments of agricultural expert.

Keywords: estimates for ecosystem services, environmental benefit reception, food supply, human well-being.



## Rekultivált meddőhányó szekunder szukcessziójának vizsgálata a gyepszint alapján

Csicsek Gábor<sup>1</sup> és Ortmann-né Ajkai Adrienne<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Környezettudományi Intézet  
7622 Pécs Ifjúság útja 6.*

*Csicsek Gábor: 7622 Pécs Ifjúság útja 6.,  
e-mail: csicsek@gamma.ttk.pte.hu , Tel.: + 36 72/503-600/24861*

Összefoglaló: Hazánkban is egyre nagyobb szerepet kap a felhagyott ipari területek rekultivációja, az eredeti tájkép helyreállítása. Kutatásainkat a közel tíz éve rekultivált Zobák-aknai meddőhányón, Komló térségében végeztük, melynek során 7 különböző vegetációtípust különítettünk el és térképeztünk fel, ezekben összesen 250 db 1m x 1m-es kvadrátban mértük fel a gyepszintet. A hét különböző folttípusból összesen 101 faj került elő, ezek közül legnagyobb arányban a természetes zavarástűrők fordultak elő. A felmért vegetációtípusok közül a pázsitfű és a szeder dominanciájú, a vizes, és az egykori utak területén lévő vegetációtípusok természetesebbek, ahol a természetes zavarástűrők, a kompetítorok, és a generalisták dominálnak. A degradáltabb típusok a seprence és az akác dominanciájú, valamint a vadak által bolygatott területek, ahol tömegesek a ruderalis kompetítorok és az agresszív tájidegen inváziós fajok. Cönológiai csoportok szerint elemezve a vegetációtípusok fajkészletét, kimutattuk, hogy a legtöbb faj társulásközömbös, vagy zavart termőhelyekre jellemző lágyszárú társulások faja, de előfordulnak gyepi és lombos erdőkre jellemző fajok is. Összegezve elmondható, hogy a vizsgált területen változatos életközösség jött létre, ami sokkal jobb, mint a rekultivációt megelőző állapot, viszont a természetes állapottól még egyelőre messze van. A kutatásaink során szerzett ismeretek a bányászat által okozott természeti károk elhárításának területén széles körben felhasználhatók.

Kulcsszavak: meddőhányó, biológiai rekultiváció, gyepregeneráció, szekunder szukcesszió, Komló, szociális magatartás típusok, cönológiai csoportok.

### Bevezetés

A szocialista ipari struktúra felbomlása után, országszerte több helyen maradtak hátra rekultivációra szoruló felhagyott ipari területek. A Mecseki Szénbányákhoz tartozó Zobák-aknán a termelés 2000-ben végleg megszűnt, ezután kerülhetett sor a terület rendbetételére. Megfelelő tájrendezés után a környezetre veszélyt nem jelentő, tájba jól illeszkedő erdők, gyepek hozhatók létre a helyükön. A komlói bányatérségben négy egykori meddőhányó található, melyek

közül a Zobáki mind méretében (9 ha), mind a lerakott meddő mennyiségében (2 millió m<sup>3</sup>) a legnagyobb (Szirtes *et al.* 1993.)

Másodlagos vagy szekunder szukcesszióról akkor beszélhetünk, ha maga a talaj, a talajban lévő magbank és rügybank egy része átvészeli a katasztrófát, ezáltal emléknymok maradnak a korábbi növényzetről. Ide sorolhatjuk az antropogén eredetű zavarások (szántás, erdőirtás, ipari tevékenység) által kiváltott szukcessziót is (Pásztor & Oborny 2007).

Külföldön több kutatást végeztek rekultivált meddőhányók növényzetének vizsgálatára (Prach & Pysek 2001, Hendrychova 2008). Hazánkban a szénbányászati meddők kutatásával eddig kevesen foglalkoztak, így ebben a témában kevés szakirodalom jelent meg (Bartha 2010, Lehmann 2008, Szegi *et al.* 1988).

Az általunk vizsgált területen a rekultivációra a 2000-es évek elején több lépésben került sor. Első lépésben tereprendezést végeztek, melynek során elsimították a meddőt, a domboldalakon pedig teraszokat és vízelvezőt árkokat alakítottak ki, a terület 60 cm vastag földborítást kapott. A második szakaszban, a biológiai rekultiváció során végezték el a növényesítést. A biológiai rekultiváció célja a terület eróziótól való megvédése, a megfelelő termőtalaj kialakulásának elősegítése, ezáltal a növényzet tartós megtelepedésének biztosítása, a tájba illeszkedő új életterek kialakítása volt. Ez a szakasz két részből állt, 2001-ben a területre fűmagkeveréket vetettek. A fűmagkeverék a következő fajokat tartalmazta: csomós ebír (*Dactylis glomerata*), vörös csenkesz (*Festuca rubra*), réti csenkesz (*Festuca pratensis*), angolperje (*Lolium perenne*), réti komócsin (*Phleum pratense*), pántlikafű (*Phalaris arundinacea*). A következő évben elvégezték a fásítást (2002), a környező társulásokra jellemző fa és cserjefajok alkalmazásával: mezei juhar (*Acer campestre*), gyertyán (*Carpinus betulus*), húsos som (*Cornus mas*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), virágos kőris (*Fraxinus ornus*), kökény (*Prunus spinosa*), csertölgy (*Quercus cerris*), ezüst hárs (*Tilia tomentosa*).

Növényföldrajzi szempontból Komló és térsége a nyugat-balkáni flóratartományba (Illyricum) tartozik. A terület növényvilága elég változatos, a Mecsek déli és északi oldala közti különbség itt is megfigyelhető. A nyugat-balkáni flóraelemek itt érik el elterjedésük északi határát. Zobák-akna környékén a növényzet legnagyobb részét erdők alkotják, de előfordulnak rétek (irtásrétek), és a völgytalpakban vizes élőhelyek is. Jellemző erdőtársulások a bükkösök és a gyertyános-tölgyesek (Góbi & Litkei 1976). A meddőhányóra ültetett fafajok

kiválasztásánál jelentős szerepet játszott, hogy a környező erdőhöz hasonló társulás jöhessen létre.

Vizsgálataink során arra kerestük a választ, hogy a betelepítés után magára hagyott területen a spontán másodlagos szukcesszió során kialakuló vegetációtípusok milyen mértékben különülnek el? Mely fajok a jellemzőek, a vegetációtípusok fajkészlete mennyiben hasonlít egymásra? Milyen arányban jelennek meg az erdei fajok a területen?

### Módszerek

A terület a Mecsek északi előterében elhelyezkedő, Komló központú Baranya-hegyháti kistájhoz tartozik, amelynek átlagmagassága 250-300 m. Komló város keleti részén, a Köves-tető és a Pintér-tető nevű dombok között helyezkedik el, feltöltve a köztük húzódó völgyet. A területet közvetlenül erőtársulások (*Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*), a Zobák-aknai iparterület és lakóövezet határolja, ezek propagulumforrásként szolgálnak a terület számára.

A gyepszint vizsgálatához előzetes terepbejárás után, 7 különböző vegetációtípust különítettünk el domináns fajok és fiziognómia alapján. Ezek a következők voltak: pázsitfű dominanciájú (PÁZS), szeder dominanciájú (SZEDR), seprence dominanciájú (SEPR), egykori utak és teraszok helyén található (UTAK), akácós (AKÁC), vizes (VIZES), vad által nagymértékben bolygatott (VAD).

A felvételezést 1x1 m-es kvadrátokban végeztük, melyekből összesen 250 db-ot helyeztünk el a területen, az egyes vegetációtípusok területének megfelelő eloszlásban. A plató területére (3,6 ha) 100, a domboldal területére (5,4 ha) 150 db kvadrát került. A kvadrátokban felírtuk a fajokat és megbecsültük a borításokat a Braun-Blanquet skála segítségével.

A kvadrátos felmérés mellett elkészítettünk a terület foltterképét is. Ennek elkészítéséhez GPS készülék segítségével a jellemző vegetációtípusokat felmértük, majd a kapott koordinátákat térképen ábrázoltuk. A felmérés 2011. június-július hónapjában történt.

Az adatok elemzése során a csoporttömeg számításokhoz a Braun-Blanquet skála értékeit százalékos értékekké konvertáltuk. Minden vegetációtípus esetében megvizsgáltuk a szociális magatartás típusokat, a cönológiai csoportokat

(Borhidi 1993) és összehasonlítottuk a fajkészletüket. A PAST program segítségével statisztikai tesztet készítettünk (PAST 2.13., Hammer 2011).

## Eredmények

### *Szociális magatartástípusok vizsgálata*

A szociális magatartás típusok csoporttömeg szerint történő vizsgálta alapján elmondható, hogy a terület uralkodó növényfajai a természetes zavarástűrők (DT). A vizsgált vegetációtípusok két csoportra különíthetők el, és ez a különbség a Kruskal-Wallis teszt alapján szignifikáns ( $p < 0.05$ ). A természetesebb csoportba a pázsitfű dominanciájú, az egykori utak (teraszok) területén található, a szeder dominanciájú, és a vizes vegetációtípusok sorolhatók. Jellemző rájuk, hogy az agresszív tájidegen inváziós fajok (AC) és a ruderalis kompetitorok (RC) százalékos aránya alacsony, míg a természetes zavarástűrők (DT) nagy százalékban jelennek meg, emellett generalisták (G), kompetitorok (C) és egy specialista (S) faj is jelen van. A másik csoportot a vad által bolygatott területek, a seprence dominanciájú vegetációtípus, és az akácok alkotják. Ezen csoportra jellemző, hogy nagy arányban jelennek meg bennük az agresszív tájidegen inváziós fajok (AC) (pl. *Erigeron annuus*, *Ambrosia artemisiifolia*), és a ruderalis kompetitorok (RC) (pl. *Calamagrostis epigeios*).

### *Fajkészlet összehasonlítása*

Az összehasonlítás során a különböző vegetációtípusok fajkészleteit párosával hasonlítottuk össze. Ezáltal képet kaptunk arról, hogy melyek azok a vegetációtípus párok, amelyek a legjobban hasonlítanak egymásra, illetve melyek azok, amelyek a legjobban különböznek. A vizsgálatot elvégeztük a vegetációtípusok teljes fajkészletére, és a 10 legnagyobb borítással rendelkező fajra is (1. táblázat).

A teljes fajkészletet vizsgálva látható, hogy a legnagyobb egyezés a seprence (SEPR) és a pázsitfű (PÁZS) dominanciájú vegetációtípusok fajkészlete között van (70%). Emellett a seprence dominanciájú vegetációtípus (SEPR) fajkészlete nagymértékben megegyezik a szeder dominanciájúval (SZEDR) (69,23%), az utakkal (UTAK) (62,67%) és kisebb mértékben az akácossal (AKÁC) (61,67%) is. A pázsitfű dominanciájú vegetációtípus (PÁZS) fajkészlete nagymértékben

**1. táblázat.** A rekultivált meddőhányó fajkészletének összehasonlítása a különböző vegetációtípusokban, a közös fajok száma és százalékos aránya szerint. PÁZS: Pázsitfű dominanciájú vegetációtípus; SZEDR: Szeder dominanciájú vegetációtípus; SEPR: Seprence dominanciájú vegetációtípus; UTAK: Egykori utak és teraszok területén található vegetációtípus; AKÁC: Akácos vegetációtípus; VIZES: A meddőhányó oldalának alján található vizes vegetációtípus; VAD: Vad által rendszeresen bolygatott vegetációtípus

*A rekultivált meddőhányó fajkészletének összehasonlítása a különböző vegetációtípusokban, az összes előforduló növényfajt vizsgálva*

		Közös fajok aránya (%)						
		PÁZS	SZEDR	SEPR	UTAK	AKÁC	VIZES	VAD
Közös fajok száma (db)	PÁZS	—	64,29	70	58,02	56,76	35,06	49,33
	SZEDR	54	—	69,23	55	55,56	35,14	45,95
	SEPR	56	54	—	62,67	61,76	38,03	47,22
	UTAK	47	44	47	—	52,24	36,36	48,48
	AKÁC	42	40	42	35	—	44,44	45,76
	VIZES	27	26	27	24	24	—	42,31
	VAD	37	34	34	32	27	22	—

*A rekultivált meddőhányó fajkészletének összehasonlítása a különböző vegetációtípusokban, a 10 legnagyobb borítással rendelkező növényfajt vizsgálva*

		Közös fajok aránya (%)						
		PÁZS	SZEDR	SEPR	UTAK	AKÁC	VIZES	VAD
Közös fajok száma (db)	PÁZS	—	25	25	66,67	25	17,65	17,65
	SZEDR	4	—	25	33,33	17,65	11,11	11,11
	SEPR	4	4	—	42,86	17,65	11,11	25
	UTAK	8	5	6	—	25	17,65	17,65
	AKÁC	4	3	3	4	—	17,65	5,26
	VIZES	3	2	2	3	3	—	11,11
	VAD	3	2	4	3	1	2	—

hasonló a szedressel (SZEDR) (64,29%) és az utakkal (58,02%). Ez alapján elmondható, hogy a seprencés, a pázsitfűves, a szedres és az utak területén található közösségek fajkészlete nagymértékben hasonló. Ezeket egy csoportba lehet sorolni. Az akácos típus fajkészlete 55-60%-ban közös az előző csoportéval. A vad által bolygatott (VAD) és a vizes (VIZES) vegetációtípusok fajkészlete jelentősen eltér egymástól és a többi vegetációtípustól. Ez az eltérés legnagyobb mértékben a vizes vegetációtípus esetében tapasztalható, ami a nedves talaj és az időnkénti állóvíz hatásának tudható be.

A hét vegetációtípusban összesen 101 fajt találtunk (1. függelék az online függelékben). Ebből 20 faj minden vizsgált vegetációtípusban megtalálható (pl. *Trifolium pratense*, *Taraxacum officinale*, *Dactylis glomerata*, *Medicago falcata*). Van 24 olyan faj ami a vizsgált vegetációtípusok közül csak egyben. Ez a teljes fajkészlet 24 %-át teszi ki.

Vegetációtípusonként rangsorolva, kiválasztottuk valamennyi vegetációtípus 10 legnagyobb borítással rendelkező fáját. Ezek vizsgálata alapján látható, hogy az előbb említett hasonlóságok fennállnak ugyan, de nem olyan jelentős mértékben. Az ide sorolható fajok nagy része a terület alap fajkészletét alkotja. A vizes és a vadjárta területek fajkészlete itt is jelentősen különbözik egymástól és a többi helytől. Legnagyobb különbséget a vad által bolygatott és az akácós vegetációtípus között tapasztalunk. A hét vizsgált növényzeti típus domináns fajainak listája bizonyos mértékig átfed egymással: összesen 35 fajból áll az a lista, amit a vegetációtípusonként meghatározott 10 legnagyobb borítással rendelkező fajból állíthatunk össze. Egy olyan faj sincs, ami mind a hét vizsgált vegetációtípusban szerepelne az első 10 faj listájában. 21 olyan fajt találtunk, ami a vizsgált vegetációtípusokból csak az egyikben domináns szerepű (pl. *Centaurea jacea*, *Carex divulsa*). Ez a fajkészlet 60 %-át teszi ki.

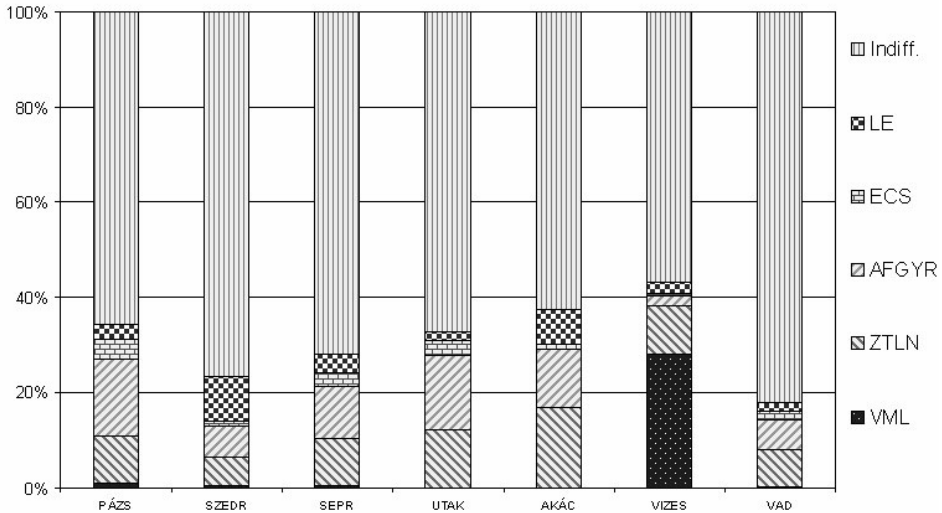
Érdemes megjegyezni, hogy a területre vetett fűmagkeverék csak egyszikűeket tartalmazott, ennek ellenére a pillangósvirágú jelentős borítással és fajszámmal jelentek meg (pl. *Coronilla varia*, *Dorycnium germanicum*, *Medicago falcata*, *Trifolium arvense*, *Trifolium pratense*).

### *Cönológiai csoportok szerinti elemzés*

A fajkészlet cönológiai csoportok alapján történő elemzése során Borhidi (1993) cönológiai felosztását követtük. Csak a divíziókat vettük figyelembe, ezek a következők voltak:

- Vízi, mocsári, lápi növényzet
- Zavart termőhelyek lágyszárú növénytársulásai
- Antropo-zoogén félcserjések, gyeppek és rétek
- Erdőközeli cserjések
- Lombos erdők

A cönológiai csoportok csoporttömeg alapján történő vizsgálatának eredményeképpen megállapítható (1. ábra), hogy a vizsgált terület legjellemzőbb fajai a társulásközömbös fajok (Indiff) (44 faj). Ezek aránya a vizes vegetációtípust



**1. ábra.** A cönológiai csoportok megoszlása a különböző vegetációtípusok szerint. VML: Vízi, mocsári, lápi növényzet; ZTLN: Zavart termőhelyek lágyszárú növénytársulásai; AFGYR: Antropo-zoogén félcseryések, gyepek és rétek; ECS: Erdőközeli cserjések; LE: Lombos erdők; Indiff.: Indifferens, Társulásközömbös fajok.

leszámítva általában meghaladja a 60%-ot, de a vad által bolygatott területeken a 80%-ot is.

A társulásközömbös fajokon kívül, találhatóunk a zavart termőhelyek lágyszárú társulásaiból származó fajokat (21 faj), antropogén-zoogén hatás alatt álló cserjések, gyepek és rétek fajait (10 faj), illetve erdőszéli társulások fajtái is jelen vannak (4 faj). Nagyon fontos hogy megjelennek a lombos erdőt alkotó fajok is (20 faj), mivel a rekultiváció célállapota egy erdős terület. A legnagyobb eltérést a többi vegetációtípustól a vizes élőhely mutatja, itt a vízi/mocsári növényzetre jellemző fajok aránya magas (28%).

### Értékelés

Az általunk vizsgált területen változatos növényzet jött létre. Rekultivatlan meddőhányókhoz képest (Lehmann 2008) meglehetősen fajgazdag (101 faj), de fajkészlete a zavart és leromlott állapotú területekre jellemző növényekből tevődik össze. Invazív fajok is megjelentek pl. parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*),

japánkeserűfű (*Fallopia japonica*). Terjedésük a későbbiekben negatívan befolyásolhatja a rekultiváció sikerét. A generalisták és a specialisták aránya alacsony. A területen található vegetációtípusok egy természetesebb és egy zavartabb csoportra különíthetők el.

A fajkészlet összehasonlítása során megállapítottuk, hogy a pázsitfű, a seprence, illetve a szeder dominanciájú vegetációtípusok fajkészlete nagyban hasonló. A vizes és a vad által bolygatott területek fajkészlete viszont mind egymástól, mind az előbb említett csoporttól jelentősen különbözik.

Az vegetációtípusok fajkészletének cönológiai csoportok szerinti vizsgálata során bebizonyosodott, hogy a környező erdőkből származó erdei fajok alacsony számban jelentek meg a meddőhányón (~24%). Ez véleményünk szerint, leginkább a széleken található sűrű akácós sáv akadályozó hatásának tudható be. A meddőhányó fajainak többsége társulásközömbös, ez is jól mutatja, hogy a terület növényzete a szukcesszió korai stádiumában van.

Az általunk vizsgált terület szukcessziója a sikeres rekultiváció hatásra előrehaladottabb állapotban van, mint a rekultiválatlan meddőhányók primer szukcessziós folyamatai. A vizsgált területre jellemző fás-cserjés struktúra, rekultiválatlan meddőhányók esetében csak a primer szukcesszió 15-25. évétől jelenik meg, tehát a telepítéssel indult rekultiváció 10 év előnyben van (Bartha 2010, Novak & Prach 2003).

Elmondható, hogy a rekultiváció törvényben előírt céljai teljesültek. A táj-seb begyógyult, a környező tájba látképileg jól illeszkedő növényzet alakult ki (2. Függelék az online függelékben), mely környezetvédelmi szempontból (porszennyezés, erózió megakadályozása) betölti célját. További ökoszisztéma-szolgáltatások is létrejöttek, pl. széndioxid-megkötés, rekreációs terület. A terület kiváló vadélőhely, a változatos szerkezetű növényzet feltehetően sok más állatcsoport (madarak, rovarok) számára is megfelelő, akár zöldfolyosó-szerepe is lehet. Botanikai-természetvédelmi szempontból azonban a rehabilitáció még messze van bármiféle természetes társulástól: a (zavart) gyepi fajok aránya 30%, a végső célállapotnak tekinthető erdő fajainak aránya csak 24% körüli, szemben a társulásközömbös fajok 40% feletti értékével. Tanulmányunk felhívja a figyelmet arra, hogy egy rekultiváció sikerének megítélése különböző szakmák szempontrendszerai szerint akár szélsőségesen eltérő is lehet.



## Irodalomjegyzék

- Bartha, S. (2010): Miért kell a MÉTA-túrának meddőhányókra menni? In: Molnár Cs., Molnár Zs., Varga A. (szerk.): „Hol az a táj szab az életnek teret, Mit az Isten csak jókedvében terem?” - MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 449–455.
- Borhidi, A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. - Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium és JPTE, Pécs, 93 pp.
- Góbi, J. & Litkei, J. (1976): Komló földrajza. I. fejezet Komló környékének természeti földrajza. - Komló Város Tanács, Komló, pp. 8–18.
- Hammer, O. (2011): PAST Reference manual. - Natural History Museum, University of Oslo, pp. 36–79.
- Hendrychova, M. (2008): Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. - *Journal of Landscape Studies* 1: 63–78.
- Lehmann, A. (2008): Bányászati felszínek növényzete, talajai és újrahasznosítási lehetőségei a Mecsek térségében. - MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 88 pp.
- Novak, J. & Prach, K. (2003): Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. - *Vegetation Science* 6: 111–116
- Pásztor, E. & Oborny, B. (2007): Ökológia. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, p.286.
- Prach, K. & Pysek, P. (2001): Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. - *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- Szegi J., Oláh J., Fekete G., Halász T., Várallyay Gy. & Bartha S. (1988): Recultivation of the Spoil Banks Created by Open-cut Mining Activities in Hungary. – *Ambio* 17: 137–143.
- Szirtes B., Kiss J., Lafferton Gy., Sütő I. & Tiszai L., 1993: A mecseki köszénbányászat. II. rész Művelődéstörténeti áttekintés. - Kútforrás Kiadó, Pécs, pp. 39–175.

### Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak:

Függelék 1: A hét általunk vizsgált vegetációtípus fajlistája. Összesen 101 faj.

Függelék 2: A terület jelenlegi látképe

## **Secondary succession of herbs on a recultivated coal-mine refuse dump near Komló (SW Hungary)**

Gábor Csicssek and Adrienne Ortmann-né Ajkai

*University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Environmental Sciences  
7622, Pécs Ifjúság way 6.*

Secondary succession on a refuse dump of a former coal mine, recultivated ten years ago, was examined near the town of Komló, SW Hungary. Seven herbaceous vegetation types were distinguished by physiognomy and dominant species. Species lists and cover data were documented in 250 quadrants of 1x1 m. A total of 101 species were found. According to social behaviour types, disturbance tolerant species, according to coenological categories coenologically indifferent species were most abundant. Based on proportions of generalist, competitor and specialist species, more and less natural types can be distinguished. Forest species, species of the target state of recultivation, represent 24%; this low value indicates that our study area is in the initial phase of succession. Recultivation followed by ten years of spontaneous development has led to a diverse semi-natural vegetation, which fits well into the surrounding landscape. Compared to literature data from non-recultivated dumps, recultivation accelerated the process of succession with about ten years. Legally prescribed aims of recultivation are fulfilled, but from the viewpoints of botany and nature conservation, the area is far from natural yet.

Keywords: spoil heaps, biological recultivation, secondary succession, social behaviour types, coenological types.

## Armadillidium-fajok (Isopoda: Oniscidea) élőhely adaptációjának morfológiai háttere

Csonka Diána<sup>1\*</sup>, Halasy Katalin<sup>2</sup>, Péter Szabó<sup>1</sup>,  
Mrak Polona<sup>3</sup>, Štrus Jasna<sup>3</sup> és Hornung Erzsébet<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai tanszék  
1400 Budapest Pf. 2, e-mail: csonka.diana@aotk.szie.hu

<sup>2</sup>Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Anatómiai és Szöveti tanszék  
1400 Budapest Pf. 2

<sup>3</sup>Department of Biology, Biotechnical faculty, University of Ljubljana  
SLO-1111 Ljubljana Večna pot 111

Összefoglaló: A szárazföldi ászkarák morfológiai, fiziológiai és viselkedései adaptációik révén sokféle élőhelyen előfordulhatnak: a nedvestől a szárazig, a természetestől a zavartig. Mint talaj felszínén mozgó, röpképtelen, kisméretű gerincteleneknek igen nagy a helyhűségük. Így megjelenésük, túlélésük az élőhely adottságaitól és a fajok tűrőképességétől függ. Ökológiai jellemzőik (tolerancia viszonyaik) alapján fajaikat minősíthetjük, ami az egyes élőhelyek természetességi megítélésében segítségül szolgál. Vizsgálatainkat az *Armadillidium* nem négy hazai faján (*Armadillidium zenckeri*, *A. nasatum*, *A. versicolor*, *A. vulgare*) végeztük, melyek a földrajzi elterjedésükben található átfedések ellenére élőhelyi skálán jelentősen eltérnek. Az ászkarák túlélésének szempontjából kulcsfontosságú a kiszáradás elleni védekezés. Vízháztartásuk szempontjából fontos tényező a kutikulájuk vastagsága, légzőszervük szerkezete. Kutatásunkban ezek különbségét vizsgáltuk a fajok élőhelyeinek változatossága szempontjából. Fénymikroszkópos vizsgálataink igazolták feltételezésünket: a négy faj karaktereik alapján egyértelműen elkülönül és sorrendbe állítható az élőhelygeneralista, szárazságtűrőbb *A. vulgare* fajtól a specialista, nagy nedvességtartalmat igénylő *A. zenckeri* fajig.

Kulcsszavak: ászkarák, pseudotrachea, kutikula, szárazságtűrés, légzőfelszín.

### Bevezetés

A szárazföldi ászkarák (Isopoda: Oniscidea) sikeresen kolonizálták a legtöbb szárazföldi élőhelyet (a tengerpartoktól kezdve a hegyeken át a sivatagokig) (Marikovskij 1969, Warburg 1968). Elterjedésüket morfológiai, fiziológiai és viselkedései adaptációk segítették (Schmalfuss 1984). A szárazföldi ászkarák fontos szerepet töltenek be az életközösségek lebontó alrendszerében (Nair *et al.*

2003), a talajlakó ízeltlábú makrofauna domináns szereplői a mérsékelt régióban (Paoletti & Hassall 1999). Részt vesznek a talajban található szerves törmelék (detritusz) felaprózásában, inokulálásában (Gere 1956, Szlávecz 1992).

Annak ellenére, hogy jól alkalmazkodtak a szárazföldi élethez, nagyon fontos számukra a nedves környezet és a magas páratartalom, valamint a kiszáradással szembeni tűrőképesség. Vízháztartásuk szabályozásában fontos tényező mind a kutikula, mind a légzőszerv („tüdő”= pszeudotrachea= fehérszerv) (Bursell 1955, Hornung 2011). Kutikulájuk két fő részre osztható: az epi- illetve a prokutikulára. Az utóbbit az exo- és endokutikula alkotja. Testfelszínüket sok függelék borítja: érzékszőrök, serték, receptorok, amelyek a nedvességviszonyok érzékelésében is fontosak (Holdich & Lincoln 1974, Price & Holdich, 1980). A légzőszerv felépítése, szerkezeti bonyolultsága összefüggésben van az élőhely nedvességviszonyaival: szárazabb körülmények között a fajok légzőszerve strukturáltabb felépítést mutat (Paoli *et al.* 2002). A fejlettebb, szárazföldi életmódhoz jobban alkalmazkodott fajok, mint pl. a *Porcellio* és *Armadillidium* nem tagjainak fejlett, és fedett fehérszervük van a potrohlábaik külső ágán (Wright & Ting 2006). Az *Armadillidium* nem esetén két pár pszeudotrachea található a potrohlabak külső ágain, amelyek levegőtartalmuk miatt szembetűnő fehér foltként jelennek meg.

Alacsony diszperziós képességük, helyhűségük, eltérő érzékenységük egyes környezeti kulcstényezőkre (pl. nedvességviszonyok, élőhelyszerkezet, zavarás) lehetővé tették a fajok felhasználását természetvédelmi szempontú élőhely-minősítés megalapozására (Hornung *et al.* 2009, Vilisics *et al.* 2007). Az élőhelyek minősítése az ott előforduló ászkarákfajok egyedi, ritkaság alapú indexeinek összesítését és a fajszámok és egyedszámaik figyelembevételével történő standardizálást jelenti (Hornung & Vilisics 2010, Hornung *et al.* 2011).

A Magyarországon eddig kimutatott hat, az *Armadillidium* nembe tartozó faj (Vilisics & Hornung 2010) közül négyet vizsgáltunk: *Armadillidium zenckeri* (Brandt 1833), *Armadillidium nasatum* (Budde-Lund 1885), *Armadillidium versicolor* (Stein 1859), *Armadillidium vulgare* (Latreille 1804), melyek földrajzi elterjedése és élőhely-preferenciája erősen eltér (Schmalfuss 2003, Hornung *et al.* 2008, 2009, Hornung & Vilisics 2010). Az *A. zenckeri* európai elterjedésű faj, de élőhely-specialista: láp típusú élőhelyekhez kötődik. Az *A. nasatum* túlélő populációinak jelenlétét Magyarországon eddig csak üvegházakból sikerült bizonyítani (D- és Ny-Európában őshonos), viszont a globális felmelegedés hatásai miatt elképzelhető, hogy néhány éven belül adaptálódik és meglepszik ter-

mészetes élőhelyeken is. Az *A. versicolor* szűkebb tűréshatárokkal rendelkezik, elterjedése korlátozott, de Közép-Európában általánosan előfordul. Hazánkban elsősorban vízpartok közelében találjuk (pl. a Duna-part mentén, a Balaton partján). A vizsgált fajok közül a legelterjedtebb a kozmopolita *A. vulgare*, amely nagyon változatos élőhelyeken fordul elő a vízpartoktól a száraz füves területekig.

Munkánkban feltételeztük, hogy a vizsgált fajoknak az élőhelyük nedves-ségviszonyaival szembeni igénye, avagy szárazság tűrése tükröződik azok kutikulájának vastagságában, illetve légzőszervük szerkezetének alakulásában. Célnk volt az élőhelyi szintű elterjedést magyarázó háttértényezők és morfológiai adaptációk közti összefüggések feltárása.

## Módszerek

### *A vizsgált egyedek*

A kutikula és a légzőszerv jellemzőinek összehasonlítására fajonként 2-2 felnőtt hím egyedet vizsgáltunk. Miután az adult állatok mérete az élőhelyi adottságoktól és a földrajzi régiótól függően változhatnak, a populációk nagyméretű egyedeit választottuk, így kizárva a vizsgálatból a fiatal példányokat. Az vizsgált adult egyedek tömegére vonatkozóan rendelkezünk adatokkal: az *A. zenckeri* példányai 20 és 15 mg-osak, az *A. nasatum* egyedek 35 és 24 mg-osak, az *A. versicolor* két példánya 44 és 38 mg-os, az *A. vulgare* egyedei pedig 161 és 110 mg-osak voltak.

### *Fénymikroszkópos vizsgálatok*

A mikroszkópi preparátumok előkészítését a már korábban kipróbált, leírt módszerrel végeztük (Csonka *et al.* 2011), aminek lényeges lépései: az állatokat 4%-os paraformaldehid oldatban fixáltuk négy napig. Ezután a mintákat méisztelenítettük 8%-os EDTA (etilén-diamin-tetraecetsav) felhasználásával, majd felmenő etilalkoholsorozatban víztelenítettük. A minták ezután xyloba, majd PARAPLAST 1-be kerültek. A szövetblokkok beágyazása PARAPLAST 2-ben történt. A mintákból Reichert 2040 mikrotómmal 7 µm-es sorozatmetszeteket készítettünk. A tárgylemezen lévő metszeteket először rehidratáltuk, majd Weighert-féle hematoxin-eozin-nal megfestettük. Dehidratálás és száradás után digitális fotókat készítettünk Canon axioskoppal.

### *Számítógépes sztereológiai módszerek*

A légzőszerv kvantitatív vizsgálata során a légzőhám felületének méretét hasonlítottuk össze. Ennek vizsgálatához két indexet vezettünk be: a teljes légzőfelszín ( $A_r$ ) és a légzőfelszín denzitását ( $D_r$ ). A méréseket mind a négy faj 2-2 egyedének 20 azonos nagyítású ( $\times 100$ ) az első pár légzőszervről készült keresztmetszeti képen végeztük a GIMP 2.6 program segítségével. A mérések során a metszeti képen a légzőszerv körbejelölése után a képet szürkeárnyalatossá változtattuk. A kijelölt területen a pixelek számát  $B_i$  - vel jelöltük. A küszöbszint beállítása során a légzőszervet alkotó hemolimfa fekete színű, a légzési tér pedig fehér színű lett. A Sobel-féle élkeresés alkalmazásával, annak eredményeként a hemolimfa és a légzési tér is fekete, míg a köztük húzódó légzőhám fehér színben látható. A fehér pixelek számát  $L_i$  -vel jelöltük. Az indexeket a következő formulákkal számítottuk ki:

$$A_r = l \sum_{i=1}^N \hat{L}_i \text{ és } D_r = \sum_{i=1}^N \hat{L}_i / \sum_{i=1}^N \hat{B}_i ,$$

ahol  $l$  a légzőszerv hosszát jelenti,  $N$  pedig a keresztmetszetek számát. Az  $A_r$  és  $D_r$  értékeit pixelben fejeztük ki.

A kutikula vastagságának összehasonlításához a 7. tergít szelvényen 100-100 mérést végeztünk mind a négy fajnál (2 egyed, 5 keresztmetszeti kép/egyed, 10 mérés/keresztmetszet). Az eredmények értékeléséhez az ImageJ, a MS Excel és az R 2.11.1 programokat használtuk.

A fajok összehasonlításához az alacsony egyedszám miatt az eredmények bemutatásánál leíró statisztikát alkalmaztunk. Így az egyes egyedekre számolt értékek ábrázolhatóak. A kutikula vastagság közti különbségek relevanciájának megítélése céljából egy-utas ANOVA vizsgálatot végeztünk Tukey-féle post-hoc teszttel kiegészítve.

### Eredmények

#### *A légzőszerv szerkezete*

A négy vizsgált faj légzőszervének morfológiája jelentős eltéréseket mutatott. A külső és belső struktúrák közötti átmenetet a „tüdők” bejárati nyílásai képviselik. A fehérszervet tartalmazó potrohlábakon jellegzetes bemeneti nyílá-

sok (spirákulum) figyelhetők meg. A nyílások környékén a kutikula szerkezete megváltozik, felszíne egyenetlenné válik, és nagyfokú strukturáltságot mutat. A kutikula megvastagodásokkal szegélyezett részeiből több ponton nyílnak a légzőjáratok. Az általunk vizsgált fajok légzőszervén több bemeneti nyílás található (ún. polispirakuláris típus).

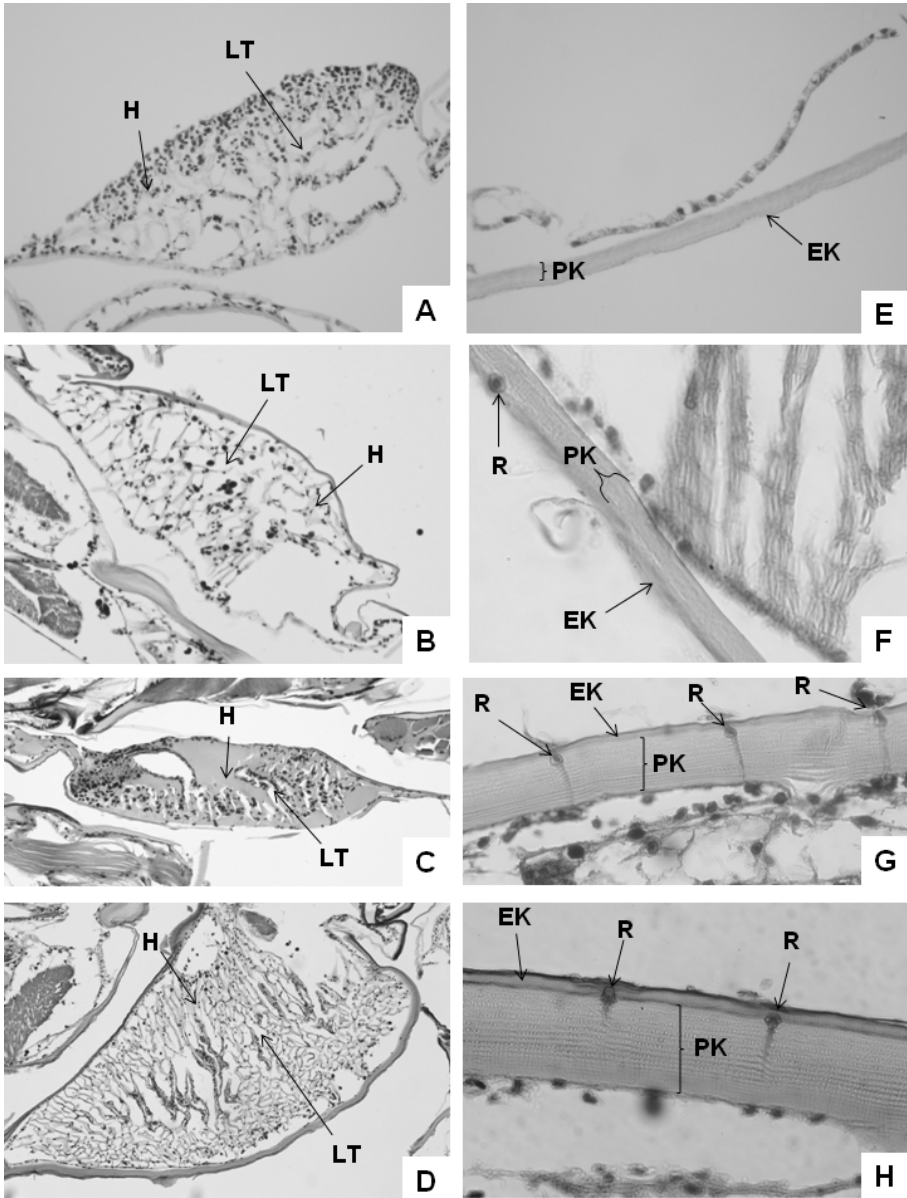
A félvékony metszeteken a pszeudotrachea belső szerkezete jól tanulmányozható. A légzőszervek kvantitatív összehasonlításánál a légzőhám felületének méretét/kiterjedtségét vizsgáltuk, amit eddig az általunk ismert irodalomban még nem használtak.

A metszeti képek alapján a legkevésbé strukturált belső szerkezettel az *A. zenckeri* fehérszerve rendelkezik (1. ábra A). Ennek ellenére itt a hemolimfa nagyon sok alakos elemet tartalmaz. Az *A. nasatum* légzőszerve is egyszerű szerkezetű, sok hasonlóságot mutat az előző fajéval. A tubuláris szerkezetű légjásokat igen vékony légzőhám választja el a hemolimfától (1. ábra B). Az *A. versicolor* fehérszerve jelentősen különbözik, nagy részét hemolimfa alkotja (1. ábra C). Az *A. vulgare* nagy átmérőjű és rendkívül tagolt belső szerkezetű fehérszervvel rendelkezik. Légutai a legbonyolultabbak a vizsgált fajok közül (1. ábra D).

A kvantitatív elemzés eredménye megerősíti a morfológiai vizsgálatok során talált különbségeket. Az *A. zenckeri*-nél a legkisebb a teljes légzőfelszín ( $A_r$ ) és itt a legalacsonyabb a légzőfelszín sűrűsége ( $D_r$ ), míg a legmagasabb értékekkel a kozmopolita *A. vulgare* rendelkezik (2. A, B ábra).

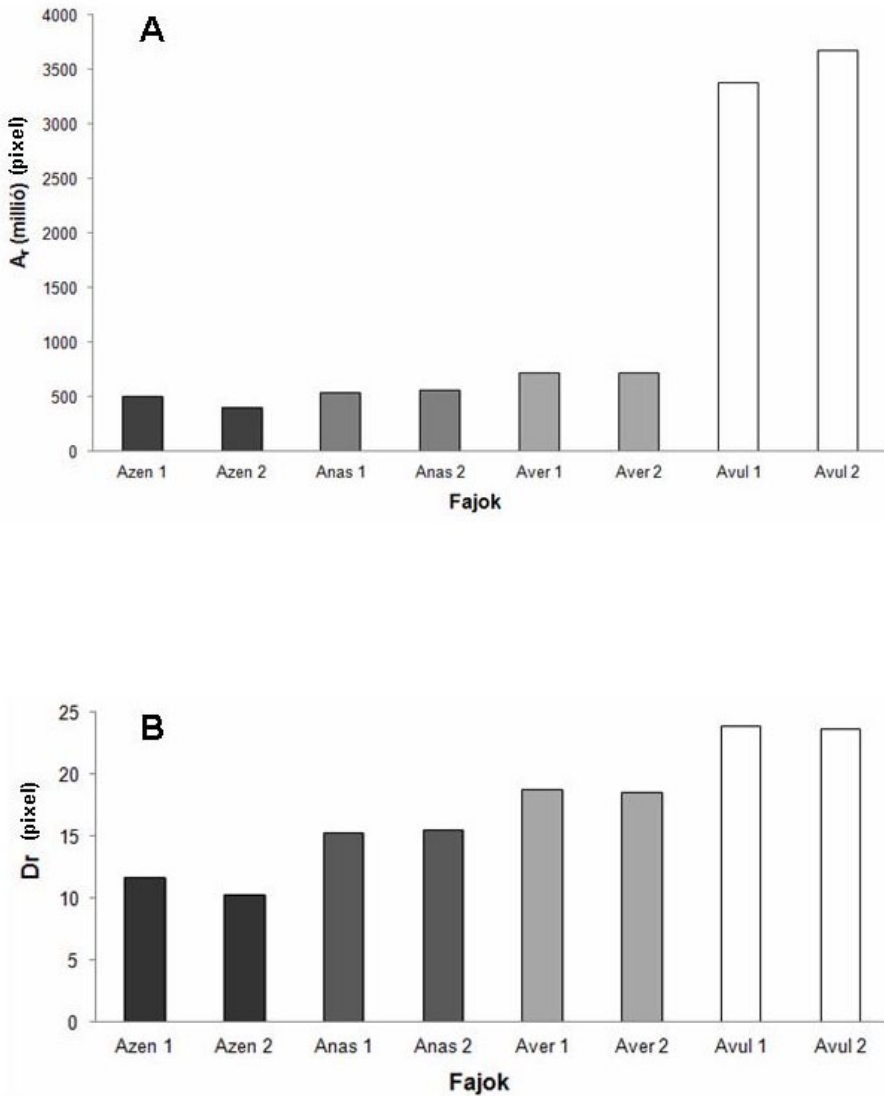
#### *A kutikula szerkezete*

Akutikula mindegyik faj esetében többrétegű, és a legfelső réteg (epikutikula) strukturáltságban eltér az alatta elhelyezkedő rétegektől (prokutikula) (1. ábra E-H). A fénymikroszkópos felvételeken jól látszanak az állatok testfelszínén található exteroceptorok (1. ábra E-H). Méréseink különbséget mutattak a fajok kutikulájának vastagságában. Az élőhelye páratartalmára legérzékenyebb *A. zenckeri* rendelkezik a legvékonyabb kutikulával, míg a legvastagabb kutikula a legtoleránsabb faj az *A. vulgare* testfelületét borítja. Az *A. nasatum* és az *A. versicolor* esetében a két szélső eset közötti átmenetnek megfelelően a kutikula vastagsága is a két előző között helyezkedik el (1. táblázat). Az ANOVA teszt is kimutatta, hogy a különböző fajú példányokhoz tartozó kutikula vastagság értékek szignifikánsan különböztek ( $p < 0.001$ ), míg az azonos fajhoz tartozó példányok értékei között nem volt szignifikáns különbség (2. táblázat).



**1. ábra.** A légzőszerv fénymikroszkópos képei (x100): A - *A. zenckeri*, B - *A. nasatum*, C - *A. versicolor*, D - *A. vulgare*. A kutikula fénymikroszkópos képei (x400): E - *A. zenckeri*, F - *A. nasatum*, G - *A. versicolor*, H - *A. vulgare*. LT - légzési tér, H - hemolimfa, EK - epikutikula, PK - prokutikula, R - receptor





**2.ábra.** A - A fajok teljes légzőfelszíne ( $A_r$  pixelben). B - a légzőfelszín denzitása ( $D_r$  pixelben). Fajnevek rövidítései: Azen - *Armadillidium zenckeri*; Anas - *A. nasatum*; Aver - *A. versicolor*; Avul - *A. vulgare*

**1. táblázat.** A vizsgált fajok egyedeinek kutikula vastagsága. (2 egyed/faj, 5 metszet/egyed, 10 mérés/metszet) Azen 1,2: *A. zenckeri*, Anas 1,2: *A. nasatum*, Aver 1,2: *A. versicolor*, Avul: *A. vulgare*. (A szórás az egyeden belüli értékekre vonatkozik.)

Fajok	Átlag ( $\mu\text{m}$ )	Szórás
Azen 1	21,42	$\pm 1,20$
Azen 2	20,37	$\pm 1,06$
Anas 1	24,38	$\pm 1,79$
Anas 2	25,09	$\pm 1,58$
Aver 1	66,01	$\pm 2,92$
Aver 2	66,35	$\pm 2,64$
Avul 1	88,01	$\pm 2,40$
Avul 2	87,96	$\pm 2,23$

### Értékelés

Vizsgálatunk során négy, hazánkban is előforduló, földrajzi elterjedés és élőhely-preferencia szempontjából eltérő rokon fajt vizsgáltunk az *Armadillidium* nemből (Isopoda: Oniscidea). Feltételezésünk szerint a vizsgált fajok tűrőképessége és kiszáradással szembeni toleranciája tükröződik a kutikula vastagságában, valamint a légzőszerv szerkezetében, ami élőhelytípusok szerinti megjelenésüket, illetve földrajzi elterjedésüket befolyásolja.

Az Eubelidae családon végzett vizsgálat (Paoli *et al.* 2002) kimutatta, hogy a kevésbé bonyolult légzőszervvel (*Atracheodillo*-típus) rendelkező fajok csak a nedves erdőkben képesek túlélni. Ezzel szemben a családba tartozó, struktúráltabb fehérszervvel rendelkező fajok (*Periscyphis*-típus) képesek megélni nagyon száraz körülmények között. Vizsgálatainkban a vártak megfelelően a légzőszervek közül a legbonyolultabbnak a legnagyobb tűrőképességű *A. vulgare* fehérszerve bizonyult. Valószínűleg ez a tény - azaz a légzőfelület jelentős terjedelme - is nagyban hozzájárulhat ahhoz, hogy ez a faj a szélsőségesebb környezeti tényezőket is jól tudja tolerálni, míg a kisebb légzőfelületű, kevésbé bonyolult légzőszervvel rendelkező faj, az *A. zenckeri* csak igen jól meghatározott, specifikus feltételek között képes létezni.

Már Cloudsley-Thompson (1977) bizonyította, hogy az epikutikula víz-

**2. táblázat.** Fajon belüli és fajok közötti kutikula vastagság különbségek vizsgálatának eredménye (egy-utas ANOVA vizsgálat Tukey-féle post-hoc teszttel kiegészítve). Azen 1,2: *A. zenckeri*, Anas 1,2: *A. nasatum*, Aver 1,2: *A. versicolor*, Avul: *A. vulgare*.

Fajok	t-érték	p-érték
<b>Anas2 - Anas1</b>	1,705	0,684
Aver1 - Anas1	100,237	<0,001
Aver2 - Anas1	98,650	<0,001
Avul1 - Anas1	153,203	<0,001
Avul2 - Anas1	153,094	<0,001
Azen1 - Anas1	-7,131	<0,001
Azen2 - Anas1	-8,801	<0,001
Aver1 - Anas2	98,532	<0,001
Aver2 - Anas2	96,945	<0,001
Avul1 - Anas2	151,498	<0,001
Avul2 - Anas2	151,389	<0,001
Azen1 - Anas2	-8,837	<0,001
Azen2 - Anas2	-10,506	<0,001
<b>Aver2 - Aver1</b>	-1,586	0,758
Avul1 - Aver1	52,966	<0,001
Avul2 - Aver1	52,857	<0,001
Azen1 - Aver1	-107,368	<0,001
Azen2 - Aver1	-109,038	<0,001
Avul1 - Aver2	54,553	<0,001
Avul2 - Aver2	54,444	<0,001
Azen1 - Aver2	-105,782	<0,001
Azen2 - Aver2	-107,451	<0,001
<b>Avul2 - Avul1</b>	-0,109	1,000
Azen1 - Avul1	-160,334	<0,001
Azen2 - Avul1	-162,004	<0,001
Azen1 - Avul2	-160,225	<0,001
Azen2 - Avul2	-161,895	<0,001
<b>Azen2 - Azen1</b>	-1,670	0,707

megtartó képességgel bír. Eredményeink is mutatják, hogy a kutikula vastagsága jól korrelál az adott faj élőhely igényével, ökológiai toleranciájával, azaz, nem véletlen, hogy a kutikula vastagságát a legszárazabb körülményeket is toleráló *A. vulgare* esetében találtuk a legnagyobb, míg a nedvesebb környezethez ragaszkodó fajok (*A. zenckeri*, *A. nasatum*, *A. versicolor*) esetében valószínűsíthető, hogy a testüket borító vékonyabb kutikula is hozzájárulhat ahhoz, hogy nem képesek szárazabb élőhelyen is elterjedni.

Összefoglalva: eredményeink alátámasztják azt a feltételezésünket, hogy az elterjedés, élőhelyválasztás, eltérő környezeti tényezőkhöz való alkalmazkodás mögött jelentős morfológiai különbségek tapasztalhatók a vizsgált fajok szerkezeti felépítésében.

### Irodalomjegyzék

- Bursell, E. (1955): The transpiration of terrestrial Isopods. – *Journal of Experimental Biology* **32**: 238–255.
- Cloudsley-Thompson, J. (1977): The water and temperature relations of woodlice. –Meadowfield Press Ltd., Shildon VI. 84 pp.
- Csonka, D., Halasy, K., Mrak, P., Strus, J. & Hornung, E. (2011): Eco-morphological comparison of three *Armadillidium* species (Crustacea: Oniscidea). – Proceedings of the 8<sup>th</sup> International Symposium of Terrestrial Isopod Biology (ISTIB) 2011, Bled, Slovenia, 45–46.
- Gere, G. (1956): The examination of the feeding biology and the humificative function of Diplopoda and Isopoda – *Acta Biologica Hungarica* **6**:257–271.
- Holdich, D. & Lincoln, R. (1974): An investigation of the surface of the cuticle and associated sensory structures of the terrestrial isopod, *Porcellio scaber*. – *Journal of Zoology* **172**: 469–482.
- Hornung, E. (2011): Evolutionary adaptation of oniscidean isopods to terrestrial life: Structure, physiology and behavior. – *Terrestrial Arthropod Reviews* **4**: 95–130.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Sóllymos, P. (2008): Low alpha and high beta diversity in terrestrial isopod assemblages in the Transdanubian region of Hungary. – In: Zimmer, M., Cheikrouha, C. & Taiti, S. (eds.): Proceedings of the International Symposium of Terrestrial Isopod Biology - ISTIB-7, Shaker Verlag: Aachen, Germany – pp. 1-13. ISBN 0945-0688; 978-3-8322-6418-5
- Hornung, E., Vilisics, F. & Sóllymos, P. (2009): Ászkarák együttesek (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) felhasználhatósága az élőhelyek természetességének minősítésében. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 381–395.
- Hornung, E. & Vilisics F. (2010): Availability of terrestrial isopods in habitat qualification. – IX. European Congress of Entomology, Budapest, 2010. 22-27. Aug. Book of abstracts, p. 53. – poszter <http://www.ece2010.org/Program.html>
- Hornung, E., Vilisics, F. & Sóllymos, P. (2011): Élőhelyek minősíthetősége ászkarák faunájuk (Isopoda, Oniscidea) összetétele alapján – in: Lengyel, S., Varga, K. & Kosztyi, B. (szerk.) VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia absztrakt kötete 2011, Debrecen, 117.
- Marikovskij, P. I. (1969): A contribution to the biology of *Hemilepistus rhinoceros*. – *Zoologicheskij Zhurnal* **48**: 677–685.
- Nair, G. A., Chalam, R. V., Mohamed, A. I. & Haeba, M. H. (2003): Cuticular transpiration in woodlice (Isopoda, Oniscidea) inhabiting Benghazi, Libya. – *African Journal of Ecology* **41**: 283–286.

- Paoletti, M. G. & Hassall, M. (1999): Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. – *Agriculture Ecosystems & Environment* **74**: 157–165.
- Paoli, P., Ferrara, F. & Taiti, S. (2002): Morphology and evolution of the respiratory apparatus in the family Eubelidae (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). – *Journal of Morphology* **253**: 272–289.
- Price, J. B. & Holdich, D. M. (1980): The Formation of the epicuticle and associated structures in *Oniscus asellus* (Crustacea, Isopoda). – *Zoomorphologie* **94**: 321–332.
- Schmalfuss, H. (1984): Eco-morphological strategies in terrestrial isopods. – *Symposia of the Zoological Society of London* **53**: 49–63.
- Schmalfuss, H. (2003): World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). – *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, Serie A, Nr. 654*, 341 pp.
- Szlávecz, K. (1992): The role of terrestrial isopods (Isopoda, Oniscidea) in the decomposition of aquatic macrophyte detritus of lake Balaton, Hungary. – *Opuscula Zoologica* **25**: 103–112.
- Vilisics, F., Sólymos, P. & Hornung, E. (2007): Habitat features and associated terrestrial isopod species: a sampling scheme and conservation implications. – In: Tajovsky, K., Schlaghamersky & Pizl, V. (eds.): *Contributions to Soil Zoology in Central Europe 2*. Tisk Josef Posekany, Ceske Budejovice ISBN 978 80 86525 08 2 pp: 195-199.
- Vilisics, F. & Hornung, E. (2010): Újabb adatok Magyarország szárazföldi ászkarák (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) faunájához. – *Állattani Közlemények* **95**: 87–120.
- Warburg, M. R. (1968): Behavioral adaptations of terrestrial isopods. – *Am. Zool.* **8**: 545–559.
- Wright, J. C. & Ting K. (2006): Respiratory physiology of the Oniscidea: Aerobic capacity and the significance of pleopodal lungs. – *Comparative Biochemistry and Physiology A* **145**: 235–244.

## The morphological background of the habitat adaptation of *Armadillidium* (Isopoda: Oniscidea) species

Diána Csonka<sup>1\*</sup>, Katalin Halasy<sup>2</sup>, Péter Szabó<sup>1</sup>,  
Polona Mrak<sup>3</sup>, Jasna Štrus<sup>3</sup> and Elisabeth Hornung<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Institute for Biology, Faculty of Veterinary Science, Szent István University, Rottenbiller str. 50, H-1077 Budapest, Hungary*

<sup>2</sup> *Department of Anatomy and Histology, Faculty of Veterinary Science, Szent István University, István str. 2, H-1078 Budapest, Hungary*

<sup>3</sup> *Department of Biology, Biotechnical Faculty, University of Ljubljana, Večna pot 111, SLO-1111 Ljubljana, Slovenia*

Terrestrial woodlice have adapted to land life by diverse morphological, physiological and behavioural changes. Woodlice species exhibit a large variety in this respect, their preferences ranging from moist to dry habitats and from rural to anthropogenic, which also determine their geographical distributions in turn. As they are small, ground-dwelling macroinvertebrates with low dispersal ability, their geographical distribution is highly dependent on appropriate ecological conditions. So their occurrence and survival depends on the capabilities of the habitats and the tolerance of the species. We can classify them by their ecological parameters (tolerance spectrum), which can help us to deem the naturalness of the habitats. We have studied four species belonging to the *Armadillidium* genus- (*A. zenckeri*, *A. nasatum*, *A. versicolor*, *A. vulgare*), which occur in different habitats in Hungary. Wet litter/soil conditions and high relative humidity are the key factors for their survival. We have investigated the structure of pleopodal lungs and thickness of cuticle, which are very important in determining protection from desiccation. Our light microscopy and stereology studies supported our hypothesis: the four species can be differentiated by their lungs' structure and cuticle thickness. The generalist *A. vulgare* has the most complex pleopodal lungs and thickest cuticle, and the *A. zenckeri*, which only occurs in wetlands in Hungary, has the simplest lungs and thinnest cuticle.

Keywords: woodlice, pleopodal lung, cuticle, drought tolerance, respiratory surface.

## Nyílt homokpusztagyep társulás magvetéses technikával történt kialakításának előzetes eredményei *ex situ* körülmények között

Czobel Szilárd<sup>1</sup>, Pap Krisztina<sup>1</sup>, Huszti Emese<sup>1</sup>, Szirmai Orsolya<sup>2</sup>, Pándi Ildikó<sup>2</sup>, Németh Zoltán<sup>1</sup>, Vikár Dóra<sup>1</sup> és Penksza Károly<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,  
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

H-2100 Gödöllő Páter Károly utca 1., Czobel.Szilard@mkk.szie.hu

<sup>2</sup> Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,  
Botanikus Kert

H-2100 Gödöllő Páter Károly utca 1.

Összefoglaló: Gödöllőn, a Szent István Egyetem Botanikus Kertjében 2009-2010-ben védett homoki gyep-társulás lett kialakítva bemutatást és oktatást szolgáló céllal. Ennek keretében 2009-ben nyílt homokpusztagyep társulás magvetéses kialakításával kísérleteztünk egy több mint 500 m<sup>2</sup>-es, 15 éve parlagon hagyott területen, előzetes tereprendezés után. 2009 nyarán a tervezett 10 faj közül az aszályos év miatt csak 7-nek a magjait tudtuk begyűjteni a Kiskunságban, melyek 2009. szeptemberi elvetése után 2010-ben térhálós módszerrel monitoroztuk a magvak csírázásának és a magoncok túlélésének sikerességét a kijelölt terület egészén. A társulás 2 domináns fajának magjait közel egyenletesen, míg a többi taxonét célzottan a terület középső részén kialakított homokbuckán, illetve annak déli lejtőjén szórtuk el. A 7 faj közül 5 sikeresen kicsírázott és túlélte, továbbá a 2010. őszi monitorozás alapján a homoki csenkesz több mint 6000, míg a deres fényperje több mint 1000 kicsírázott tövel volt jelen a területen. A magvetés összességében sikeresnek bizonyult, így hatékony módszer lehet a nyílt homokpusztagyep kialakítása, vagy rekonstrukciója esetén, akár jóval nagyobb térskála esetén is. Eredményeink felhasználhatóak a gyakorlati természetvédelemben, főleg hasonló struktúrájú és fajkészletű gyeppek esetében.

Kulcsszavak: nyílt homokpusztagyep, *ex situ*, magvetés, *Festuca vaginata*, *Koeleria glauca*.

### Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben a társadalom és a terepi kutatásokat végző szakemberek részéről felerősödött az igény az átalakított, megváltozott fajkészletű, gyakran degradált területek rekonstrukciójára. Az élőhely rekonstrukciós tevékenységek komoly kihívás elé állították az ökológusokat és a természetvédelem szakembereit, hiszen még a látszólag egyszerű szerkezetű, csekélyebb fajszámú életközösségekben is sokoldalú és bonyolult kölcsönhatások mutathatók ki. Az elmúlt évtizedekben, években jól érzékelhetően és egyben

pozitív változásként folyamatosan növekszik a tájrekonstrukcióval, az eredeti élőhelyek és növényzet helyreállításával érintett területek száma (pl. Török *et al.* 2010a, Török *et al.* 2011b), amint azt az alábbi hazai és nemzetközi példák is jelzik.

A homokpusztagyeppek spontán másodlagos szukcessziós folyamatainak megismerése lehetőséget adhat arra, hogy e területek restaurációja céljából különböző beavatkozásokkal a természetes folyamatokat irányítsuk (Szili-Kovács *et al.* 2000). A bolygatott szárazföldi ökoszisztémák restaurációját gyakran megnehezíti a talaj megnövekedett N-tartalma. A zavart élőhelyeken végbemenő szukcessziós folyamat sebességét a növények számára felvehető N-tartalom mennyisége nagymértékben befolyásolja (Tilman 1986, Zink & Allen 1998). Nagy mennyiségű, könnyen mobilizálódó N-tartalom a gyors növekedésű gyom- vagy invazív növényfajok számára kedvező, szemben a gyepterületek benszülött fajjaival (Huenneke *et al.* 1990, Mclendon & Redente 1992). Egy kaliforniai vizsgálatban a helyreállítandó gyepek funkcionális összetételét úgy határozták meg, hogy lehetőleg minél ellenállóbb legyen a potenciális invazív fajokkal szemben, ezért hasonló funkciójú, szaporodási-, kompetíciós-, és túlélési képességű taxonokat alkalmaztak (Young *et al.* 2009). Egy a korábbi szántók gyeprekonstrukcióinak európai esettanulmányait feldolgozó cikk alapján elmondható, hogy a fajgazdagság növelésére általában ültetést, legeltetést és kaszálást alkalmaznak (Török *et al.* 2011b).

Egy akácok letermelését követő homokpusztagyep restaurációs kísérlet során kimutatták, hogy a kora nyári egyévesek és az évelő egyszikűek az aszályal negatív, míg az évelő kétszikűek és a nyári egyévesek pozitív korrelációt mutattak. A homokpusztagyep állományalkotó, évelő egyszikű fűfajai érzékenyen reagálnak a csapadékhiányra, így az aszályos évek hátrányosan befolyásolják a restauráció sikerességét (Halassy & Török 2004, Török *et al.* 2010a). A Hortobágyon a LIFE-Nature program keretében megkezdett, 2, illetve 3 fajú magkeverék vetésén alapuló gyeprekonstrukció várakozáson felül sikeres volt (Török *et al.* 2010b, Valkó *et al.* 2010, Vida *et al.* 2010). A monitoring adatai szerint a rekonstruált gyepek fajkészlete a rekonstrukció célját jelentő élőhelyek (természetes szikes és löszpusztagyeppek) irányába haladt és a szikesek esetében mindössze három év alatt el is érte azt (Török *et al.* 2010b, Török *et al.* 2011a). A SZIE Botanikus Kertjében 1998-ban telepítettek vadvirágos zárt gyepek kísérletet 3féle magkeverékből, melyekben 17 kétszikű („vadvirág”), 2 takarmánypillangós, valamint 7 pázsitfűfaj, illetve -fajta volt. A tízéves gyepek borítási arányai mutatják,



hogy a gyomok csak a gyepfelület különböző sérülésein (pl. vakondtúrások) képesek megjelenni. A kutatás eredményei igazolták, hogy a gyepeket nyár végén célszerű telepíteni (Harcza & Szemán 2009).

Jelen publikáció a magvetés sikerességét mutatja be a Gödöllői-dombság területén egykor jellemző, a Kárpát-medencében endemikus nyílt homokpusztagyep társulásban. Főbb kérdéseink a következők voltak: i.) Mely fajok magjai keltek ki az elvetettek közül? ii.) Mennyire természetes, illetve degradált a vizsgált állományfoltok fajösszetétele rövidtávon? iii.) Mely fajok bizonyultak a legsikeresebbnek magvetés esetén?

## Módszerek

### *Előzetes tereprendezés, maggyűjtés és magvetés*

A *ex situ* magvetést Gödöllőn, a Szent István Egyetem helyi védettségű Botanikus Kertjében egy évek óta parlagon lévő területen végeztük, melyet évtizedekkel ezelőtt növénytermesztésre és szabadföldi kísérletekre használtak, majd 1995-ben fűkeverékkel felülvetettek. A nyílt homoki gyeptársulás kialakítására lehatárolt terület nyugati felén egybefüggő részt különítettünk el a magvetésre, összesen 542 m<sup>2</sup> területen, míg a keleti részébe szintén a Kiskunságból származó talaj-növény monolitokat telepítettünk. A magvetéses rész szabályos téglalap alaktól való eltérését a terület ÉNy-i részének összeszűkülése okozta, az ott korábban kialakított sövényrendszer miatt. A kijelölt nyílt homokpusztagyep terület középső részén egy nyugat-kelet irányban elnyúló, kb. 1,5 méter magas, 10 méter hosszúságú és 8 méter szélességű buckát alakítottunk ki, hogy a társulás buckákhoz köthető növényfajai is megtalálhassák életfeltételeiket. A kivitelezést végző cég a homokterítés előtt először motoros fűkaszával talajszintig levágta és eltávolította a föld feletti biomasszát (így nem kerülhetett jelentősebb szervesanyag a talajba), ezután felrotálta és fogasolta a területet, végül összehúzta a felső talajréteget, mely a bucka vázát biztosította. A kialakítandó társulás teljes területén egyenletesen 20 cm vastag, alacsony humusztartalmú (0,5-1 %) homok terítését valósítottuk meg. A homokot, a területileg illetékes természetvédelmi hatósággal egyeztetve egy felhagyott Fülöpháza környéki homokbányából 2009 júliusában szállítottuk a botanikus kertbe, majd bobcat segítségével egyenletes rétegben szét lett terítve a területen, beleértve a buckát is. A beszállított homokot szétterítés előtt előzetesen nem kezeltük, de a homokbánya folyamatos (illegális)

használata miatt lehetőségünk nyílt arra, hogy nagyobb növényzetmentes foltokról gyűjtsük be a vázталajt, ami feltehetően csak csekély számú propagulumkészletet tartalmazott az ismétlődő homokelhordás miatt.

A nyílt homokpusztagyep (*Festucetum vaginatae*) társulás *danubiale* típusából a társulás domináns fajainak, valamint színezőelemként további karakter fajainak, összesen 10 növényfajnak a maggyűjtését terveztük (1. táblázat). A vácrátóti MTA-Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet homoki gyeprekonstrukciós kísérletben már részt vett munkatársaival előzetesen egyeztetve meghatároztuk a fajoként elszórandó magtömeget négyzetméterre, valamint a magvetés terület egészére vetítve (1. táblázat). A maggyűjtésre 2009 júliusában került sor Fülöpháza környéki természetes állományokból, egy az átlagnál jóval szárazabb évben, ezért a különböző növényfajok egyedei kevesebb magot érleltek, illetve egy részük a jelentős szárazságstresszre válaszul nem érlelt termést. Emiatt a tervezett 10 faj közül csak 7-nek a terméseit sikerült begyűjteni, de sajnos jóval kisebb mennyiségben az előzetesen tervezettnél (1. táblázat). A maggyűjtést azért nem a Gödöllői-dombságban végeztük, mert a nyílt homokpusztagyep társulásnak itt csak kevés számú és degradált fragmentuma maradt meg (Czóbel & Szirmai 2011), míg a Kiskunságban kiterjedt állományai lelhetők fel.

A nyílt homokpusztagyep fajainak magjait előzetes tisztítás és analitikai mérlegben történt tömeg meghatározás után 2009. szeptember 22-én vetettük el – a kis mennyiségekre való tekintettel – kézi magvetéssel. A *Festucetum vaginatae* társulásban állományalkotó *Festuca vaginata* és *Koeleria glauca* nagyobb mennyiségben begyűjtött magjait közel egyenletesen, míg a többi 5 taxon terméseit Pándi Ildikó kiskunsági terepi tapasztalatára támaszkodva célzottan a bucketetön és annak déli lejtőjén szórtuk el. Magvetés után a területen hengerelés történt, a jelentősebb bolygatás elkerülése végett kézi erővel.

#### *Kicsírázott növények kvantitatív vizsgálata, térképezése*

A vizsgált területen jelzőkarók, spárgák, valamint mérőszalag segítségével nyugat-keleti irányú 3 méter széles sávokat határoltunk el, melyekben közel egy méteres egységekben számoltuk össze az adott faj sikeresen kicsírázott/kifejlődött egyedekének a számát. A térháló (1. & 2. ábra) a teljes megvetéses területet lefedte, továbbá ÉNy-i részén túl is nyúlt rajta. A csírázás sikerességét egy évvel a magvetés után, 2010. október 12-én felvételeztük a kicsírázott tövek – csomós növekedésű pázsitfűfajok esetén a rametek – megszámlálásával.

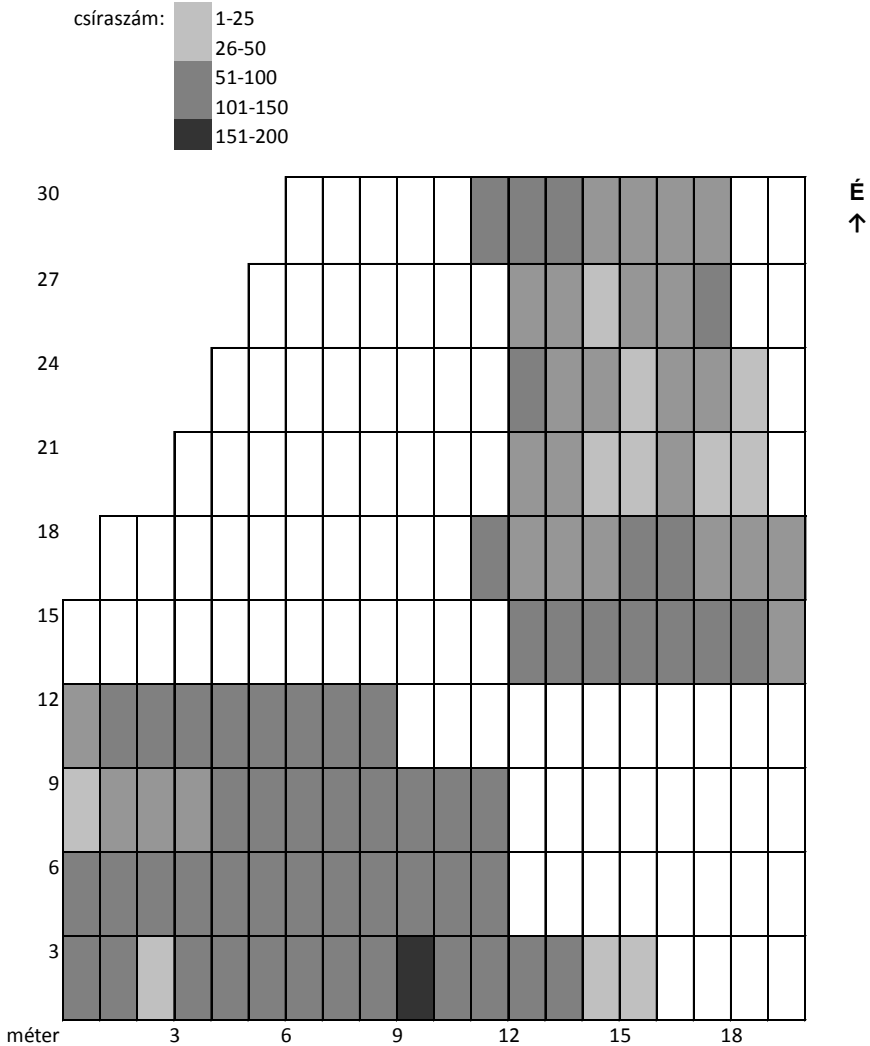
A magvetés eredményeként a nyílt homokpusztagyepben 2009-2010-ben sikeresen kicsírázott fajok adott területegységeken előforduló számát, a 2010. októberi felvételezés alapján AUTOCAD.11 program segítségével ábrázoltuk, amely biztosítja a hosszabb távú monitorozás lehetőségét.

### Eredmények

Az újonnan kialakított nyílt homokpusztagyep magvetéses területén a 7 faj közül 5 sikeresen kicsírázott, azonban a *Tragopogon floccosus* és a *Fumana procumbens* magjai nem csíráztak ki. A kiszórt magvak közel 90%-át a *Festuca vaginata* (50,8%) és a *Koeleria glauca* (37,1%) adta (1. táblázat), mely két faj egyben a legsikeresebb csírázással büszkélkedhet. A magyar csenkeszből

**1. táblázat.** A nyílt homokpusztagyep (*Festucetum vaginatae danubiale*) társulás magvetéses részébe tervezett növényfajok listája, előzetesen kalkulált és ténylegesen kiszórt magtömege, valamint a magvetéses fajok ezermagtömege /(a): Csontos 1998; (b): Csontos 2001; (c): Ševčíková & Holubec 2005/

Növényfaj neve	tervezett magvetés (g/m <sup>2</sup> )	tervezett magvetés összesen (g/1311 m <sup>2</sup> )	ténylegesen kiszórt magmennyiség (g/542 m <sup>2</sup> )	ezermagtömeg (g)
homoki ternye ( <i>Alyssum tortuosum</i> )	0,12	157,3	-	-
homoki imola ( <i>Centaurea arenaria</i> )	0,22	288,4	5,44	4 (b)
kései szegfű ( <i>Dianthus serotinus</i> )	0,005	6,6	-	
pusztai kutyatej ( <i>Euphorbia seguierana</i> )	0,1	131,1	16,65	1,4 (a)
homoki csenkesz ( <i>Festuca vaginata</i> )	1,5	1966,5	231,2	0,457 (c)
naprózsa ( <i>Fumana procumbens</i> )	0,0008	1,04	3,15	2,365 (a)
deres fénypereje ( <i>Koeleria glauca</i> )	1	1311	169,04	0,153 (a)
kisvirágú habszegfű ( <i>Silene borysthena</i> )	0,25	327,8	-	
homoki árvalányhaj ( <i>Stipa borysthena</i> )	0,054	70,8	28,5	15,28 (a)
homoki bakszakáll ( <i>Tragopogon floccosus</i> )	0,2	262,2	1,48	6 (b)

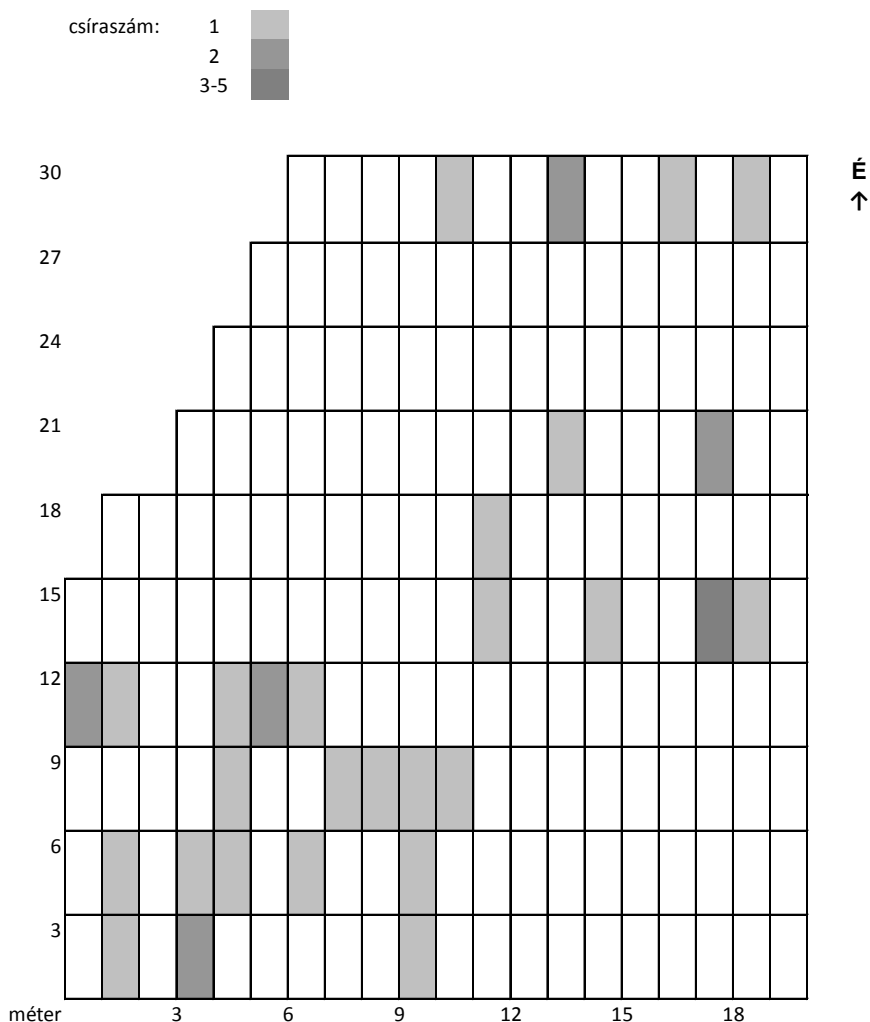


**1. ábra.** *Festuca vaginata* csírázási sikeressége a nyílt homoki gyep társulás magvetéssel kialakított területén (Gödöllő - SZIE Botanikus Kert, 2010)

összesen 6440 sikeresen kicsírázott tővet számoltunk össze, ami 85,6%-a a területen általunk vetett és kicsírázott egyedeknek, míg a deres fényperje esetén is több mint 1000 tővet (1018 tő; 13,5%) találtunk. Az *Euphorbia seguierana* (38 tő; 0,5%), a *Stipa borysthena* (18 tő; 0,2%) és a *Centaurea arenaria* (11 tő;

0,1%) esetén egyaránt jóval kisebb arányban voltak képviselve ezen növények kicsirázott egyedei, mint az a kiszórt összmagtömegben szereplő arányukból várható lett volna.

A legtömegesebben csírázó *F. vaginata* (1. ábra) a terület egy részén közel egyenletes elosztást mutatott, ami ezen faj esetében visszatükrözi az egyenletes magvetést, azonban a DK-i és az ÉNY-i részeken egyes foltokon nem csíráztak



**2. ábra.** *Euphorbia sequierana* csírázási sikeressége a nyílt homoki gyeptársulás magvetéssel kialakított területén (Gödöllő - SZIE Botanikus Kert, 2010)

ki az egyedek. A legsűrűbb állománya a legdélibb, 3 méteres sáv középső részén figyelhető meg, ahol 100-nál több kicsírázott tövet számoltunk össze a 3 m<sup>2</sup>-es egységekben. A kicsírázott egyedek számában a *Koeleria glauca* követte a *Festuca*-t, melynek a mintázata az előző fajhoz hasonló elosztást mutatott. A legsikeresebb foltokban 30-nál több egyede csírázott ki a 3 m<sup>2</sup>-es egységekben. Az *Euphorbia seguierana* (2. ábra) összesen 38 csírázott egyede a terület középső és déli részén oszlik el döntően, utóbbi helyre feltehetőleg a vízerózió révén jutottak el a magvai. A faj a homokbuckán és a terület DNy-i részén a legtömegesebb, utóbbi a csapadék felszíni elfolyásával és eróziójával magyarázható. A *Stipa borysthenica* 18 kicsírázott egyede a homokbucka déli részén, illetve a terület déli szegélyén található meg, mivel terméseit a homokbuckán és annak déli részén szórtuk el a vizsgált területen. A kicsírázott fajok közül a legkisebb csíraszám a *Centaurea arenaria* esetén figyelhető meg, melynek egyedei a magvetéses nyílt homokpusztagyep terület déli, valamint a buckatető délies lejtőjén találhatók, ami csak részben tükrözi vissza elszórási stratégiánkat (bucka, valamint annak déli oldala). Feltehetően a csapadékvíz alakította ki ezt az eltérő mintázatot, akárcsak az *Euphorbia seguierana* és a *Stipa borysthenica* esetében.

### Értékelés

A nemzetközi szinten is leggyakrabban alkalmazott eljárással (Török *et al.* 2011b), magvetéssel kialakított nyílt homoki gyepek már egy éven belül egy a természetes társuláshoz hasonló textúrájú és struktúrájú, természetközeli állománnyá alakult, amit a későbbiekben közlendő természetességi vizsgálatok is alátámasztanak.

A homokbuckán, a feltehetően rotálással feldarabolt tarackjaiból kihajtott közönséges tarackbúza erőteljes terjedése csökkentette a csírázás sikerességét mind az 5 faj esetén. A homokbucka vázának kialakítása a felső néhány centiméteres talajréteg összehúzásával gátolta a magvetés sikerességét, mivel a buckán a talajközeli rétegek N-tartalma a szél- és vízerózió miatt (2010. az átlagosnál jóval csapadékosabb volt) megnövekedett a környező sík területhez képest. A fentiek miatt a buckán koncentráltabban jelenlévő, gyomfajokban bővelkedő magbank eltérő fajkészlete, továbbá az élő tarackbúza tarackjai jelentős konkurenciát jelentett az újonnan kiszórt propagulumkészlet számára, mely megerősíti Huenneke *et al.* (1990) és Mclendon & Redente (1992) megfigyeléseit. Az általunk vizsgált fajok *ex situ* körülmények között tapasztalt

csírázási sikeressége alapján úgy tűnik, hogy a *Festuca vaginata* és a *Koeleria glauca* egyaránt kiválóan alkalmas gyeprekonstrukciós illetve rehabilitációs célra, természetes állományokban gyűjtött magvak révén is. A bőséges természetes csapadékkal társuló őszi vetés sikeressége igazolja Halassy & Török (2004), Harcsa & Szemán (2009) és Török *et al.* (2010a) ezirányú megállapításait. A domináns fajok jelentős csírázási rátája, valamint a csírázást követő egy évvel felvételezett tömegességük már az első évben gátolta a nyílt gyepekre jellemző gyomok tömeges előfordulását, amit a 2010 őszén készült – a természetességi viszonyokkal együtt később közlendő – cönológiai felvételek is alátámasztanak, megerősítve a hortobágyi zárt gyepeknél (Török *et al.* 2010b, Vida *et al.* 2010) tapasztalt figyelemreméltó kolonizációs potenciált. A fűvek relatív vetési sikere a kétszikűekhez képest abból is adódhat, hogy nagyobb mennyiségben lettek vetve, illetve tranziens magbankot képeznek, tehát zömmel az első évben kicsírázik a teljes magmennyiség, míg a kétszikűek esetében perzisztens magbankról, vagyis időben elnyúló csírázásról beszélhetünk (Csontos 2001).

Extrém száraz években is érdemes terméseket gyűjteni, mivel bár kevesebb a beérlelt magvak mennyisége, ugyanakkor ezek kellően vitálisak lehetnek. Minél több taxon, beleértve legalább két - három domináns faj magjainak az elszórása biztosíthatja a magvetés sikerességét. Ezen kívül egy társulásra jellemző, de kisebb borítással előforduló, jól megválasztott kísérő fajok sikeres csírázásuk esetén egyrészt gazdagítják a gyeperősséget (textúráját), másrészt korai jelenlétükkel a társulás struktúrája is hamarabb elérheti a természetes növényközösségre jellemző állapotot. A begyűjtött magvak vetés előtti előzetes próba csíráztatása célszerűnek tűnik, különösen domináns, állományalkotó fajok esetén, mely kísérletünkben a sűrű határidő miatt elmaradt.

Eredményeink jól felhasználhatóak a gyakorlati természetvédelem területén, illetve restaurációs ökológiai kutatások tervezésénél, különösen a hasonló struktúrájú és fajkészletű gyepek esetében.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Ezúton szeretnénk megköszönni Csepregi Antalnak és dr. Szerdahelyi Tibornak a magvak begyűjtésében, míg dr. Kröel-Dulay Györgynek a kiszállás során nyújtott segítségét, továbbá „A Szent István Egyetem Botanikus kertjében megtalálható élőhelyek és bemutató parcellák rekonstrukciója, valamint speciális homoki élőhelyek kialakítása” című projektnek (projektszám: KMOP-3.2.1/B-2008-0003) az anyagi támogatást.

## Irodalomjegyzék

- Csontos, P. (1998): The applicability of a seed ecological database (SEED) in botanical research. – *Seed Science Research* **8**: 47–52.
- Csontos, P. (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei*. – Scientia Kiadó, Budapest, 155 pp.
- Czóbel, Sz. & Szirmai, O. (2011): Gödöllői-dombság növényzete és flórája. – In: Szabó, L. (szerk.): *A Gödöllői-dombság természeti- és gazdaságföldrajzi viszonyai, kultúrtörténete*. SZIE Egyetemi Kiadó, Gödöllő, pp. 100–124.
- Harcsa, M. & Szemán, L. (2009): Fajgazdag díszgyepek gyomszabályozási lehetőségei. – *Növényvédelem* **45**: 605–609.
- Halassy, M. & Török, K. (2004): Combination of treatments restores black locust plantations to native sand grassland (Hungary). – *Ecological Restoration* **22**: 217–218.
- Huenneke, L. F., Hamburg, S. P., Koide, R., Mooney, H. A. & Vitousek, P. M. (1990): Effects of soil resources on plant invasion and community structure in California serpentine grassland. – *Ecology* **71**: 478–491.
- Mclendon, T. & Redente, E. F. (1992): Effect of nitrogen limitation on species replacement dynamics during early secondary succession on a semiarid sagebrush site. – *Oecologia* **91**: 312–317.
- Ševčíková, M. & Holubec, V. (2005): Rescue of threatened grass species in the Czech Republic. – *Bulletin of Botanical Gardens* **14**: 31–34.
- Szili-Kovács, T., Tóth, T., Halassy, M. & Török, K. (2000): Homokpusztagyepek természetvédelmi restaurációja a talaj-nitrogén immobilizációjával. 2. Szabadföldi kísérletek. – *Agrokémia és Talajtan* **49**: 505–521.
- Tilman, D. (1986): Nitrogen-limited growth in plants from different successional stages. – *Ecology* **67**: 555–563.
- Török, K., Lohász, C. & Szitár, K. (2010a): Időjárási fluktuációk hatása kiskunsági nyílt homokpusztagyepek ökológiai restaurációjának sikerességére. – *KLÍMA-21 FÜZETEK* **61**: 108–113.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2010b): Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. – *Biological Conservation* **143**: 806–812.
- Török, P., Miglécz, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011a): Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? – *Journal of Nature Conservation* in press. DOI: 10.1016/j.jnc.2011.07.006
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011b): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. – *Biodiversity Conservation* **20**: 2311–2332.
- Young, S. L., Barney, J. N., Kyser, G. B., Jones, T. S. & DiTomaso, J. M. (2009): Functionally Similar Species Confer Greater Resistance to Invasion: Implications for Grassland Restoration. – *Restoration Ecology* **17**: 884–892.



- Valkó, O., Vida, E., Kelemen, A., Török, P., Deák, B., Miglécz, T., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2010): Gyeprekonstrukció napraforgó- és gabonatóblák helyén alacsony diverzitású magkeverékek vetésével. – *Tájökológiai Lapok* **8**: 53–64.
- Vida, E., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Deák, B., Miglécz, T., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2010): Early vegetation development after grassland restoration by sowing low-diversity seed mixtures in former sunflower and cereal fields. – *Acta Biologica Hungarica* **61**(Suppl.): 226–235.
- Zink, T. A. & Allen, M. F. (1998): The effect of organic amendments on the restoration of a disturbed coastal sage scrub habitat. – *Restoration Ecology* **6**: 52–58.

## Preliminary results of *ex situ* restoration of open sandy grassland community based on seed-mix sowing

Szilárd Czóbel<sup>1\*</sup>, Krisztina Pap<sup>1</sup>, Emese Huszti<sup>1</sup>, Orsolya Szirmai<sup>2</sup>,  
Ildikó Pándi<sup>2</sup>, Zoltán Németh<sup>1</sup>, Dóra Vikár<sup>1</sup> and Károly Penksza<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Nature Conservation & Landscape Ecology, Institute of Environmental & Landscape Management, Szent István University  
H-2100 Gödöllő, Páter Károly street 1.

<sup>2</sup>Botanical Garden, Faculty of Agricultural & Environmental Sciences,  
Szent István University,  
H-2100 Gödöllő Páter Károly street 1.  
\*e-mail: Czobel.Szilard@mkk.szie.hu

In the Botanical Garden of Szent István University (Gödöllő, Hungary) protected sandy grassland community has been established in 2009 and 2010 for exhibition and education purposes. Within the frame of this work and after a site preparation an open sandy grassland association was created as an attempt in 2009 by seed-mix sowing in a selected 15 years old-field area of the Garden covering more than 500 m<sup>2</sup>. In summer 2009 the seeds of 7 species characteristic to sandy grasslands were collected in the Kiskunság out of the planned 10 taxa due to the drought. The seed-mix was sown in September 2009 and the success of seed germination and survival were monitored in the whole selected area of the Botanical Garden in 2010 by grid method. The seeds of the 2 dominant species were sown almost evenly, while the seeds of other taxa were dispersed directly on the sand mound or its southern slope, which was created in the centre of the area. Five species successfully germinated and survived out of the 7. Beside this, more than 6000 *Festuca vaginata* and 1000 *Koeleria cristata* bunches were counted in the plot in autumn 2010. In conclusion, seed dispersal was a successful method and could be an effective technique to establish or reconstruct open sandy grasslands, even at much larger spatial scales. Our results can be used in the nature conservation, especially in grasslands characterized by similar structure and species pool.

Keywords: open sandy grassland, *ex situ*, seed sowing, *Festuca vaginata*, *Koeleria glauca*.

# Gyeppek méretének, izoláltságának és legeltetési intenzitásának hatása növényzetlakó pókegyüttesekre nyírségi homoki legelőkön

Debnár Zsuzsanna

*Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék*

*4010 Debrecen, Pf. 71.*

*E-mail: dezsuzsu@gmail.com*

Összefoglaló: A Nyírségben nyolc különböző méretű, izoláltságú és különböző mértékben legeltetett homokpusztagyep pókegyütteseit vizsgáltam 2008-ban. A pókok gyűjtése fűhálózással történt élőhelyenként április közepétől október közepéig, kéthetenkénti gyakorisággal. A következő hipotéziseket teszteltem. A klasszikus szigetbiogeográfiai elmélet szerint a fajszám növekszik a terület méretével és csökken az izoláció mértékének növekedésével. A pókok fajgazdagsága csökken a legelés intenzitásának növekedésével. A legeltetés elsősorban a hálószővő fajok és a növényzeten élő nappali vadászok számára kedvezőtlen hatású. A vizsgálatsorozat ideje alatt 82 pókfaj 2369 egyede került elő a nyolc mintavételi területről. Eredményeim azt mutatták, hogy a foltok mérete és izoláltsága sem mutat szignifikáns kapcsolatot a fajszámmal. A teljes fajszám, valamint a növényzethez kötődő fajok száma és a vegetáció átlagmagassága között pozitív szignifikáns kapcsolatot tapasztaltam. A kvantitatív karakterfaj-elemzés (IndVal) eredményi azt mutatták, hogy alacsony átlagos növényzeti magasságú gyepfoltokban (<15 cm) a hálószővő fajok és a növényzeten élő nappali vadászok abundanciája jelentősen lecsökken, ezért a legeltetés elsősorban ezen fajokra hat negatívan. Vizsgálataim alapján megállapítható, hogy a pókok fajszámát a lágyszárúak átlagmagassága jelentősen befolyásolja, ezért a pókközösségek diverzitásának fenntartása szempontjából a legeltetés intenzitását olyan szinten kellene tartani, hogy az átlagos gyepmagasság ne csökkenjen 15 cm alá.

Kulcsszavak: fragmentáció, fajgazdagság, fűhálózás, hálószővő pókok, karakter fajok.

## Bevezetés

A növekvő emberi tevékenység következtében a természetes és fél-természetes élőhelyek feldarabolódtak és méretük is jelentősen lecsökkent. A mezőgazdasági termelés növekedése is jelentős mértékben felelős a biodiverzitás csökkenésért (Kleijn & Sutherland 2003, Tscharrnke *et al.* 2005). Az intenzív gazdálkodás leginkább a gyepet veszélyezteteti. Magyarországon a homoki gyeppek tekinthetők a legveszélyeztetettebb rendszereknek, mivel a megváltozott gazdálkodási formák miatt egy részük feldarabolódott, egy részük viszont tel-

jesen eltűnt. A homoki gyepek egy részét, amelyeket korábban legelőként vagy kaszálóként hasznosítottak, felszántották és jelenleg is szántóföldként hasznosítják, más részüket beerdősítették nem őshonos fafajokkal [(fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), nemesnyár fajták (*Populus spp.*) és fenyőfajok (*Pinus nigra* és *Pinus sylvestris*)], vagy beépítették azokat. Mivel a vizsgált gyepek nagy része nem áll védelem alatt, kiemelten fontos a védelmüket, illetve a természetvédelmi kezelésüket megalapozó hosszútávú vizsgálsorozat.

A klasszikus szigetbiogeográfia elmélete szerint a fajszám és a sziget vagy élőhely-folt mérete, izolációja valamint a szárazföldtől való távolsága között kapcsolat van (MacArthur & Wilson 1967). A kisebb, elszigetelt élőhely fragmentumok kevesebb fajt tudnak fenntartani, mint a nagyobb, kevésbé elszigetelt élőhelyek. A pókegyüttesek érzékenyen reagálnak a különböző kezelésekre, például a különféle kaszálási módokra (Pozzi *et al.* 1998), az égetésre (Haskins & Shaddy 1986) és a legeltetésre (Szalkovszki *et al.* 2007). Ezért a pókók vizsgálata, amelyek fontos elemei a mezőgazdasági ökoszisztémáknak, alapvető fontosságú ahhoz, hogy megértsük a tájhasználati folyamatok lényegét.

A cikkben nyolc kelet- magyarországi (nyírségi) homoki gyep fragmentum pókegyütteseit elemeztem és a következő hipotéziseket teszteltem: a fajszám növekszik a terület méretével és csökken az izoláció növekedésével. A pókók fajgazdagsága csökken a legelés intenzitásának növekedésével. A legeltetés elsősorban a hálószővő fajok és a növényzeten élő nappali vadászok számára kedvezőtlen hatású.

## Módszerek

### *A vizsgálati területek és a mintavételi módszer*

Nyolc homoki gyepfragmentumot vizsgáltam a Nyírség területén. Ezen területek tipikus növénytársulása a *Cydonti-Festucetum pseudovinae* (Török *et al.* 2008, 2009). A foltok eltérő mértékben voltak legeltetve szarvasmarhával, illetve juhokkal. Az összes vizsgált fragmentumot nem őshonos lombhullató faültetvények (fehér akác és nemesnyár-fajták), illetve kukoricatáblák és gabonátáblák vették körül. Így a mátrix élőhelyek az összes vizsgált folt esetében hasonlóak voltak.

Mindegyik homoki gyepben egy 200×200 méteres mintavételi helyet jelöltem ki, ahol 50 cm-es átmérőjű fűhálóval végeztem a mintavételezést 2008-ban áprilistól októberig kéthetenkénti gyakorisággal. A gyűjtéseket minden

fragmentumban 400 fűhálócsapással végeztem. A gyűjtött pókokat 70%-os etanolban tároltam.

A legeltetési intenzitást az átlagos növényzeti magassággal jellemeztem. A 200×200 m-es mintavételi területeken belül véletlenszerű kiválasztással 50×50 méteres foltot jelöltem ki és ezeken belül 10 véletlenszerűen kiválasztott helyen minden alkalommal megmértem a növényzet magasságát.

### *Adatfeldolgozás*

Valamennyi vizsgált fragmentum esetén térinformatikai program (ArcView) segítségével meghatároztam a gyepek méretét és izoláltságát (1. táblázat). A gyepek izoláltságát egy inverz izolációs indexszel jellemeztem (Magura *et al.* 2001). A legeltetés intenzitását a lágyszárúak átlagmagasságával becsültem.

Az adatok feldolgozása előtt, mivel a különböző élőhelyigényű és életmódú fajok eltérően reagálhatnak a folt méretére, izoláltságára, illetve a növényzet strukturáltságára, ezért az összefüggések tesztelésekor különböző fajcsoportokat vizsgáltam: 1. valamennyi előkerült pókfaj, 2. növényzeten élő fajok (hálószővők és aktív vadászok), 3. homokhoz kötődő fajok és 4. homokhoz kötődő növényzetlakó fajok (hálószővők és aktív vadászok). Ezeket a kategóriákat Buchar

**1. táblázat.** A vizsgált gyepek fontosabb jellemzői.

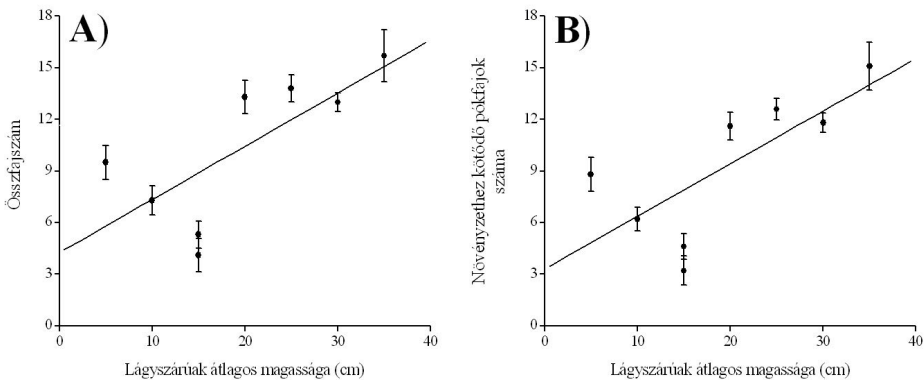
<b>Mintavételezett gyepek</b>	<b>GPS koordináták</b>	<b>Gyep területe (ha)</b>	<b>Gyep izoláltsága (inverz izolációs index; ha)</b>	<b>Lágyszárúak átlagmagassága (cm)</b>
Bagamér	EOV X: 869358 EOV Y: 239608	99,0	121,5	20
Bátorliget	EOV X: 889075 EOV Y: 274688	249,7	122,1	25
Hajdúbagos	EOV X: 848936 EOV Y: 233195	250,6	58,3	10
Martinka	EOV X: 854832 EOV Y: 252219	353,5	137,6	15
Nyíregyháza	EOV X: 848010 EOV Y: 289899	188,7	130,5	15
Nyírtura	EOV X: 856517 EOV Y: 301969	29,1	1,6	30
Rohod	EOV X: 879610 EOV Y: 301495	51,8	7,3	35
Újtanya	EOV X: 890205 EOV Y: 272503	2,3	137,3	5

& Ruzicka (2002) munkája, valamint a kutatások terepi tapasztalatai alapján állítottam fel.

Többszörös lineáris regresszióanalízist használtam annak eldöntésére, hogy az átlagos fajszám és a gyeptalajok mérete, izoláltsága, valamint a növényzet átlagos magassága között milyen összefüggés mutatható ki (Sokal & Rohlf 1995). A különböző növényzeti magasságú gyeptalajok jellemző fajait karakterfaj-analízissel (IndVal) határoztam meg (Dufrêne & Legendre 1997). Az analízishez a gyepterületeket a legeltetés intenzitása szerint csoportosítottam: intenzíven legeltetett gyepek (a növényzet magassága kisebb, mint 15 cm; 1. táblázat), és mérsékelttel legeltetett gyepek (a növényzet magassága nagyobb, mint 15 cm; 1. táblázat).

### Eredmények

A vizgálsorozat ideje alatt 82 pókfaj 2369 egyede került elő. A szigetbiogeográfia elméletével ellentétben sem a pókok teljes fajszáma, sem a növényzeten élő fajok száma, sem a homokhoz kötődő fajok száma, sem pedig a homokhoz kötődő növényzetlakó fajok száma nem mutatott szignifikáns kapcsolatot a gyeptalajok méretével és izoláltságával. A növényzet átlagos magasságával szignifikáns pozitív összefüggést mutatott a pókok teljes fajszáma (Több-



**1. ábra.** A különböző kategóriába sorolt pókok fajszáma és a lágyszárúak átlagmagassága közötti kapcsolat (összfajszám (A):  $r = 0.82$ ,  $p = 0.06$ ; növényzethez kötődő pókfajok száma (B):  $r = 0.84$ ,  $p = 0.049$ ).

**2. táblázat.** A gyűjtött fajok indikátor értékei a clusterezés alapján az egyes csoportokban (a táblázat csak az 5-nél nagyobb egyedszámban előkerült fajokat tartalmazza) (A mintaterületek oszlopaiban az első szám az előkerült példányszámot, a második pedig azt a mintaszámot jelenti, amennyiből az adott faj előkerült. Az IndVal oszlop az adott faj maximális indikátor értékét mutatja. ns: nem szignifikáns; \*  $p < 0,05$ ).

Fajok	IndVal		Gyep átlagos magasság < 15 cm	Gyep átlagos magasság > 15 cm
<b>15 cm átlagos növényzeti magasság alatti területek</b>				
<i>Meioneta rurestris</i>	22,00	*	16/11	4/4
<i>Aelurillus v-insignitus</i>	20,00	*	10/8	0/0
<b>Valamennyi terület</b>				
<i>Theridion impressum</i>	42,50	ns	39/18	48/16
<i>Hypsoyinga albivittata</i>	20,00	ns	10/8	66/8
<i>Misumena vatia</i>	18,75	ns	17/5	40/10
<i>Runcinia grammica</i>	12,50	ns	7/5	12/5
<b>15 cm átlagos növényzeti magasság feletti területek</b>				
<i>Mangora acalypha</i>	67,52	*	63/20	284/33
<i>Dictyna arundinacea</i>	62,57	*	45/18	379/28
<i>Agalenatea redii</i>	57,13	*	19/8	378/24
<i>Evarcha arcuata</i>	48,08	*	2/2	50/20
<i>Thomisus onustus</i>	43,88	*	22/13	112/21
<i>Neoscona adianta</i>	37,08	*	7/4	89/16
<i>Pisaura mirabilis</i>	31,67	*	1/1	38/13
<i>Heliophanus flavipes</i>	28,75	*	3/3	23/13
<i>Philaeus chrysops</i>	27,50	*	0/0	80/11
<i>Tibellus oblongus</i>	27,50	*	0/0	31/11
<i>Xysticus striatipes</i>	26,30	*	3/2	66/11
<i>Chryso nordica</i>	25,00	*	0/0	20/10
<i>Uloborus walckenaerus</i>	24,22	*	1/1	31/10
<i>Argiope bruennichi</i>	23,64	*	7/3	26/12
<i>Ebrechtella tricuspida</i>	21,67	*	21/4	78/11
<i>Oxyopes heterophthalmus</i>	20,00	*	0/0	24/8
<i>Hypsoyinga sanguinea</i>	15,56	*	1/1	8/7
<i>Singa hamata</i>	15,31	*	1/1	7/7
<i>Xysticus cristatus</i>	15,00	*	0/0	9/6
<i>Xysticus kochi</i>	14,00	*	1/1	14/6
<i>Araneus quadratus</i>	12,50	*	0/0	6/5
<i>Tibellus macellus</i>	12,50	*	0/0	7/5
<i>Tmarus piger</i>	11,36	*	2/2	20/5
<i>Xysticus sabulosus</i>	5,00	*	0/0	7/2

szörös lineáris regresszióanalízis modell:  $F_{2,5} = 5.18$ ,  $r = 0.82$ ,  $p = 0.06$ ) és a növényzethez kötődő pókok fajsza ma is (Többszörös lineáris regresszióanalízis modell:  $F_{2,5} = 5.87$ ,  $r = 0.84$ ,  $p = 0.049$ ) (1. A-B ábra).

A gyűjtött pókfajok, mint a növényzet magasságát jelző karakterfajok három csoportba sorolhatók (2. táblázat): (1) fajok, melyek jelentős egyedszámmal csak a 15 cm alatti átlagmagasságú, erősen legeltetett gyepekben fordulnak elő [*Meioneta rurestris* (C. L. Koch, 1836); *Aelurillus v-insignitus* (Clerck, 1757)]; (2) fajok, amelyek nem érzékenyek a legeltetés intenzitására és minden területen nagy számban fordulnak elő [*Theridion impressum* L. Koch, 1881; *Hypsosinga albovittata* (Westring, 1851); *Misumena vatia* (Clerck, 1757); *Runcinia grammica* (C. L. Koch, 1837)]; (3) olyan fajok, amelyek jelentős egyedszámmal csak a 15 cm feletti átlagmagasságú, mérsékelten legeltetett gyepekben fordulnak elő [pl. *Chrysso nordica* (Chamberlin & Ivie, 1947); *Agalenatea redii* (Scopoli, 1763); *Argiope bruennichi* (Scopoli, 1772); *Neoscona adianta* (Walckener, 1802); *Dictyna arundinacea* (Linnaeus, 1758); *Thomisus onustus* Walckenaer, 1805, stb.)].

### Értékelés

Számos korábbi kutatás esetében szignifikáns pozitív kapcsolatot mutattak ki a fajszám és gyepragmentum mérete között (Abensperg-Traun *et al.* 1996, Miyashita *et al.* 1998). Más vizsgálatokban a szigetbiogeográfia elméletével ellentétben arról számoltak be, hogy a fajszám és a terület mérete, illetve izolációja között szignifikáns negatív összefüggés áll fenn. (Hopkins & Webb 1984, Usher *et al.* 1993). Megint más publikációk viszont nem találtak összefüggést a fajszám és a terület mérete, illetve izolációja között (Magura *et al.* 2001, Horváth *et al.* 2009). Vizsgálataim során én sem tapasztaltam szignifikáns kapcsolatot a gyepragmentumok pókjainak fajszáma és a terület mérete, illetve izolációja között. A területméret-fajszám közötti kapcsolat hiányának oka lehet, hogy még a kisebb, néhány hektáros gyepraktokban is megtalálható a gyepekre jellemző fajok túlnyomó része. Az izoláció fajszámra gyakorolt hatásának hiánya azzal magyarázható, hogy valamennyi pókfaj megtalálja életfeltételeit a homoki legelőkön és az azokat körülvevő élőhelyeken (gabonaföldek, különböző ültetvények) egyaránt. Ezen kívül a pókok a szél segítségével nagy területekre szét tudnak terjedni. Ebből kifolyólag az élőhelyek izolációja nem számottevő tényező a gyepterületek fajszámának szabályozásában.

A növényzetlakó pókközösségek kialakításában fontos szerep jut a vegetáció szerkezetének (Dennis *et al.* 2001, Harris *et al.* 2003) és a növényzet magasságának. Minél strukturáltabb egy adott környezet, annál nagyobb valószínűséggel telepednek meg ott a pókok.



Szignifikáns pozitív összefüggést tapasztaltam a pókok fajszáma (kivétel a homokhoz kötődő és a homokhoz kötődő növényzetlakó fajok) és növényzet magassága között. Eredményeim igazolják azt a feltételezést, hogy a legeltetés jelentősen befolyásolja a pókok fajsámát. A gyepterületeken mind a legeltetés módja, mind pedig annak intenzitása befolyásolja az ott élő pókegyütteseket. Intenzív legeltetés esetén csökken a diverzitás, néhány, a bolygatást jól tűrő faj dominál a gyeppen (Gibson *et al.* 1992b, Bell *et al.* 2001). A mérsékelt intenzitású legeltetés magasabb vegetációt eredményez, amely általában sokkal jobban strukturált. Mindez magasabb fajsámot eredményez. Egy olyan szabályozott kezelés, mint a mérsékelt legeltetés, nagyobb fajgazdagságot eredményezhet a pókegyüttesek esetében, mert hatására megnövekedik az élőhelyek diverzitása. A megnövekedett élőhelyi diverzitás következtében növekszik a pókok fajszáma (Pozzi *et al.* 1998). A legeltetett gyepterületek esetében a pókok fajszáma a lágyszárú vegetáció magasságával összhangban növekszik, mert a fajok többsége érzékeny a vegetáció struktúrájára (Gibson *et al.* 1992a, 1992b). A vadászó és a hálószővő fajok a legérzékenyebbek az élőhelyek komplexitására. Gibson *et al.* (1992a), valamint Horváth *et al.* (2009) kimutatták, hogy főként a nagyméretű hálószővő fajok érzékenyek a legeltetésre. Harris *et al.* (2003) szerint a kis intenzitású legeltetés esetében a növényzet szerkezetének még nagyobb a hatása a pókegyüttesek kialakításában. Dennis *et al.* (2001) pedig arra a következtetésre jutottak, hogy a változó legeltetési forma (juhokkal vagy juhokkal és marhákkal vegyesen különböző arányban) még kedvezhet is a pókegyütteseknek.

Az IndVal módszerrel történő feldolgozás során két olyan faj sikerült kimutatni (*Meioneta rurestris*, *Aelurillus v-insignitus*), amelyek kimondottan az erősen legeltetett, alacsony vegetációmagasságú gyepek karakterfajai voltak. A *M. rurestris* faj kisméretű hálószővő pók, amely inkább a nyíltabb gyepeket kedveli, de szántóföldi területeken is elterjedt (Samu & Szinétár 2002). Az *A. v-insignitus* faj pedig elsősorban a talaj felszínén vadászó nappal aktív ugrópókfaj. Mivel az intenzíven legeltetett gyepek a legeltetés következtében sokkal nyíltabbak a mérsékelt legeltetett területeknél, ezeknek a fajoknak kedvezőbb életfeltételeket kínálnak. Négy olyan faj volt, amely nem reagált érzékenyen a növényzeti struktúra megváltozására. A fajok közül kettő (*Theridion impressum*, *Hypsosinga albovittata*) kis testű hálószővő pók, amelyek az alacsonyabb növényzetben is ki tudják feszíteni hálóikat, ezért őket nem befolyásolja kedvezőtlenül a lágyszárúak magasságának csökkenése. A két másik faj (*Misumena vatia*, *Runcinia grammica*) a növényzet alsó részén

is vadászik, így ezek sem reagálnak érzékenyen a növényzet magasságának csökkenésére. Azonban a pókfajok nagy része (hálószővők és nappali vadászok), csak a mérsékelten legeltetett gyepfoltokban maradt fenn tartósan, ahol a vegetáció átlagmagassága meghaladta a 15 cm-t. Számos hálószővő pók nagyméretű kerekhálót készít (*Agalenatea redii*, *Argiope bruennichi*, *Neoscona adianta*), míg más pókok nagyméretű térhálót használnak a vadászatukhoz (*Chryso nordica*, *Dictyna arundinacea*). Ezek a fajok nem tudnak tartósan megmaradni az alacsony átlagmagasságú, intenzíven legeltetett gyepfoltokban, mivel hálóik mérete nagyobb, mint a vegetáció magassága. A nappali vadászok többsége [pl. *Oxyopes heterophthalmus* (Latreille, 1804), *Philaeus chrysops* (Poda, 1761)] a növényzet felső részén vagy a virágokon vadászik. A legelésből eredően a növények ezen részei megsemmisülnek, ezért ezek a fajok eltűnnek a növényzet alsó részeiről, ahol nem tudnak megélni. Tehát ezek a fajok is érzékenyek a legelésből eredő növényzet magasságának csökkenésére, illetve az állatok mechanikai taposására is.

Összességében megállapíthatjuk, hogy a kisebb méretű és/vagy izoláltabb foltok is nagy fajszámmal rendelkező pókegyütteseket tartanak fenn, ezért minden fragmentumot meg kell őrizni jelenlegi formájában. Eredményeim szerint a nyírségi homoki gyepekben élő pókok fajszámát a színteztettség, azaz a lágyszárúak magassága határozza meg leginkább a vizsgált jellemzők közül, ezért a különböző gazdálkodási formák (legeltetés, kaszálás) intenzitását olyan szinten kellene tartani, ami az átlagos gyeppmagasságot nem csökkenti 15 cm alá.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – A vizsgálat a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium által létrehozott magyarországi Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer része volt. Köszönettel tartozom Horváth Rolandnak, Magura Tibornak és Kődöböz Viktornak a terepen mintavételezésben nyújtott segítségükért. Köszönet még Tóthmérész Bélának a statisztikai feldolgozás terén nyújtott segítségéért. A publikáció elkészítését a TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007 számú projekt támogatta.

### Irodalomjegyzék

Abensperg-Traun, M., Smith, G. T., Arnold, G. W. & Steven, D. E. (1996): The effects of habitat fragmentation and livestock-grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian wheatbelt. I. Arthropods. – *Journal of Applied Ecology* **33**: 1281–1301.

- Bell, J. R., Wheeler, C. P. & Cullen, W. R. (2001): The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. – *Journal of Zoology* **255**: 377–387.
- Buchar, J., Ruzicka, V. (szerk) (2002): *Catalogue of Spiders of the Czech Republic*. – Peres Publishers, Praha, 349 pp.
- Dennis, P., Young, M. R. & Bentley, C. (2001): The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **86**: 39–57.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs* **67**: 345–366.
- Gibson, C. W. D., Hambler, C. & Brown, V.K. (1992a): Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. – *Journal of Applied Ecology* **29**: 132–142.
- Gibson, C. W. D., Brown, V. K., Losito, L. & McGavin, G. C. (1992b): The response of invertebrate assemblies to grazing. – *Ecography*, **15**: 166–176.
- Harris, R., York, A. & Beattie, A.J. (2003): Impacts of grazing and burning on spider assemblages in dry eucalypt forests of north-eastern New South Wales, Australia. – *Austral Ecology* **28**: 526–538.
- Haskins, M. E., & Shaddy, J. H. (1986): The ecological effects of burning, mowing, and plowing on ground-inhabiting spiders (Araneae) in an old-field ecosystem. – *Journal of Arachnology* **14**: 1–13.
- Hopkins, P. J. & Webb, N.R. (1984): The composition of the beetle and spider faunas on fragmented heathlands. – *Journal of Applied Ecology* **21**: 935–946.
- Horváth, R., Magura, T., Szinétár, Cs. & Tóthmérész, B. (2009): Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands; a field study (East Hungary, Nyírség). – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **130**: 16–22.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? – *Journal of Applied Ecology* **40**: 947–969.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E.O. (szerk.) (1967): *The Theory of Island Biogeography*. – Princeton University Press, Princeton, N. J., 203 pp.
- Magura, T., Kődöböcz, V. & Tóthmérész, B. (2001): Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. – *Journal of Biogeography* **28**: 129–138.
- Miyashita, T., Shinkai, A. & Chida, T. (1998): The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. – *Biological Conservation* **86**: 357–364.
- Pozzi, S., Gonseth, Y. & Hänggi, A. (1998): Evaluation of dry grassland management on the Swiss occidental plateau using spider communities (Arachnida: Araneae). – *Revue suisse de zoologie* **105**: 465–485.
- Samu, F. & Szinétár, C. (2002): On the nature of agrobiont spiders. – *Journal of Arachnology* **30**: 389–402.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. (1995): *Biometry*. – Freeman, New York. 937 pp.
- Szalkovszki, O., Horváth, R., Szinétár, Cs. & Tóthmérész, B. (2007): Legeltetés hatása talajlakó pókokra a Hortobágyon. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 209–216.

- Török, P., Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2008): Secondary succession of overgrazed Pannonian sandy grasslands. – *Preslia* **80**: 73–85.
- Török P., Matus G., Papp M. & Tóthmérész B. (2009): Nyírségi homoki gyepék lúdlegelést követő regenerálódása és magkészlete. *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 134–146
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Krüess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity. – ecosystem service management. – *Ecology Letters* **8**: 857–874.
- Usher, M. B., Field, J. P. & Bedford, S. E. (1993): Biogeography and diversity of ground-dwelling arthropods in farm woodlands. – *Biodiversity Letters* **1**: 54–62.

## Effects of size, isolation and grazing intensity of sandy grasslands on vegetation-dwelling spider assemblages

Zsuzsanna Debnár

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

Vegetation-dwelling spider assemblages were investigated in eight sandy grassland fragments with different size, isolation and grazing intensity in 2008 (East Hungary, Nyírség). Spiders were sampled by sweep-netting in each habitat at a fixed sampling site from April to October fortnightly. The following hypotheses were tested: the rules of classical island biogeography are assessed for grassland fragments: the number of species increases with the size and decreases with the isolation of the fragment. Species richness of spiders decreases by the intensity of grazing. Grazing may have a negative influence on the large, web-builder spiders and on the diurnal hunters associated with the vegetation. During the study, altogether 2369 individuals belonging to 82 species were collected from the eight sandy grassland fragments. There was no significant relationship neither between the sizes nor the isolation of grassland fragments with the number of species. There was a positive correlation of the average height of vegetation with the total number of spider species, as well as with the number of vegetation-dwelling species. The results of indicator species analysis (IndVal) showed that the abundance of the large, web-builder spiders and also those diurnal hunters decreased significantly in the sites which had lower average height of the vegetation, therefore the grazing had a negative influence primarily on these species.

*Keywords:* Fragmentation, species richness, sweep-netting, web-building spiders, character species

## A kunsági bükköny (*Vicia biennis* L.) ex-situ védelme

Endrédi Anett<sup>1</sup>, Molnár Attila<sup>2</sup> és Nagy János<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Szent István Egyetem, Növényteni és Ökofiziológiai Intézet  
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1. e-mail: anett.endredi@gmail.com

<sup>2</sup> Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság  
4024 Debrecen, Sumen u. 2.

Összefoglaló: A kunsági bükköny Magyarország egyik legveszélyeztetettebb növényfaja. Kisméretű, izolált populációi sérülékenyek, élőhelyein pedig egyre erősödik az emberi zavarás. Emellett kevés az ismeret a faj életmenetéről és biológiájáról, ami megnehezíti védelmét. Hazánkban, a védelem ellenére erősen csökken az állomány, így ex-situ védelemre javasolták a fajt. Kutatásunk célja az ex-situ szaporítás kidolgozása, kivitelezése, a növény szaporodási sajátosságainak leírása, illetve a tiszaderzsi állomány gyarapítása, stabilizálása volt. A csíráztatási kísérletek fizikai dormanciát mutattak ki: a kontroll magok 1%-a, a szkarifikált, beáztatott magok 68–97%-a csírázott ki. Sikeresen létrehoztunk egy 100-tól álló ex-situ állományt, amelynek 88%-a megélte a virágzást, és összesen 5447 termést hozott több, mint 18000 ép maggal. A tiszaderzsi élőhelyen a magvetés kis hatáskörűnek bizonyult, de palánták kiültetésével ideiglenesen sikerült megnövelni a helyi állomány méretét. A természetes állományban nagy mértékű egyedszám-csökkenést tapasztaltunk 2009-ről 2010-re: az első évben megtalált 20–30 egyed helyett a második évben csak három tövet találtunk, illetve újabb hét példányt az előző évi kiültetések helyén. Ez mutatja, hogy a populáció továbbra sem stabil, további kiültetések és kutatások szükségesek a sikeres védelemhez.

Kulcsszavak: ex-situ fajvédelem, Fabaceae, fokozottan védett, szaporítás, Tisza-völgy, veszélyeztetett

### Bevezetés

Kutatásunk Magyarország egyik kevésbé ismert, fokozottan védett növényfajára, a kunsági bükkönyre (*Vicia biennis* L.) fókuszált. A faj pontusi-pannon elterjedésű, Kazahsztán keleti határától Magyarorszáig nyúlik az elterjedési területe (ILDIS), populációi azonban elszórtan, egymástól távol, izoláltan fordulnak elő a szteppövezet nagyobb folyóit kísérő fás-cserjés ligeterdők szegélyén, ártéri gyomtársulásokban (Molnár 2004, Simon 2000, Soó & Jávorka 1951). Ezen elterjedési mintázat, illetve a faj élőhelyein folyamatosan erősödő emberi zavarás miatt a fajt komoly veszély fenyegeti (Lesku & Molnár 2007).

A kunsági bükkönyt Magyarországon az elsők között, Degen Árpád már 1908-ban védelemre javasolta (Molnár 1999). Populációi azóta sem stabilak (Molnár 2003, 2004), a 90-es években előkerült állományok felfedezése előtt évtizedekig nem is találták, lokálisan kihaltak vélték. Állományainak többsége a Tisza mentén található (Molnár *et al.* 2000), de az utóbbi években megtalálták felhagyott bányában (Takács *et al.* 2012), és a Tiszától több tíz kilométerre egy árokban is (Gulyás 2012). Egyszerre azonban sohasem volt ismert hatnál több populációja az országban az utóbbi évtizedekben, azok megléte és egyedszáma is évről évre erősen ingadozott. A védelemét tovább nehezíti, hogy kevés ismeret áll rendelkezésre a faj természetrajzáról és a napjainkban megfigyelhető elterjedési mintázatot kialakító tényezőkről, így a jelenlegi populációdinamikai jelenségek mögött húzódó folyamatokat sem ismerjük. Ennek megfelelően Németh (1989) az aktuálisan veszélyeztetettek között, Király (2007) pedig a fokozottan védett hazai státusú [23/2005. (VIII. 31.) KvVM rendelet], veszélyeztetett IUCN kategóriájú fajok között említi a fajt. A fentiek figyelembevételével érthető, hogy a nemzetipark igazgatóságok ezt a fajt is az ex-situ szaporításra javasolt 50 növényfaj listájára tették (Házi & Lesku 2006).

Jelen kutatásunk során elsődleges célunk egy minél egyszerűbb, de hatékony ex-situ szaporítási módszer kidolgozása és a kunsági bükköny ex-situ kísérleti és magfogó állományának létrehozása volt. Ezen túl az ex-situ állomány adta lehetőségek kihasználásával célunk volt még eddig ismeretlen adatok gyűjtése a faj természetrajzáról, illetve a a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósággal együttműködve a Tiszaderzs melletti természetes populáció gyarapítása, stabilizálása visszatelepítések által.

## Módszerek

### *Szaporítás*

A szaporítás helyszíne a Szent István Egyetem Növényteni és Ökofiziológiai Intézetének (SZIE NÖFI) Botanikus kertje volt Gödöllőn. A szükséges magokat a tiszaderzsi állományról gyűjtötték 2007-ben. Ezekből egy 2008-as előkísérlet során kontrollálatlan körülmények között valamennyit elvetettek a botanikus kert homoktalajába, és az itt kikelt, gondozatlan állományról pedig ugyancsak összegyűjtötték a magokat.

A beállított kísérletek 2009 márciusában kezdődtek el. A 2008-as gyűjtésű magokból 20 db-ot Petri-csészében, nedvesen tartott itatóspapírokon csíráztattunk, 100 db-ot pedig semleges pH-jú, B típusú általános virágföldben, 5,5 cm mélységben. A 66 rekeszes ültető tálcák minden rekeszébe csak egy mag került, középre.

A kontroll magok mellett kezelt magok csírázását is vizsgáltuk. 300 magot dörzspapírral egyesével megsértettünk (szkarifikáció), majd 15 órára csapvízbe áztattunk. Ezek után szétválogattuk a megduzzadt és a meg nem duzzadt magokat, és belőlük 100–100 db-ot ugyancsak földbe vetettünk. A megduzzadt magok mindegyike a kontroll magokhoz hasonló módon lett vetve: ugyanolyan földbe, szintén 5,5 cm mélyre, külön rekeszekbe. A meg nem duzzadt magok egyik részét (38 db) a fentiekhez hasonló körülmények között vizsgáltuk, azonban 62 db-ot csak 2,5 cm mélységbe vetettünk (1. táblázat). A kísérlet üvegházban zajlott, a földet a hőmérséklettől függően napi egy, vagy két alkalommal öntöztük. A nappali hőmérséklet 21–26°C volt.

A kicsírázó és felnövekvő palántákból létrehoztunk egy 100 egyedből álló ex-situ állományt. A kiültetés május végén, egy homoktalajú parcellába történt, amely rendelkezett napos, árnyékos és félárnyékos tulajdonságú területekkel is. Az egyedeket véletlenszerűen választottuk ki úgy, hogy minden magkezelési csoportból ugyanannyi kerüljön az adott tulajdonságú területre. A növények egy másfél méteres bambuszrúdra lettek felfuttatva, egymástól 50 cm-es távolságban. Az állományt rendszeresen gyomláltuk és öntöztük, morfológiai és fenológiai adatokat gyűjtöttünk róla, és összegyűjtöttük az érett terméseket. A hüvelyterméseket felbontva kiválogattuk az ép és érett magokat, majd megszámláltuk őket.

**1. táblázat.** A 2008-ban gyűjtött magok csírázása a különböző kezelési csoportokban

Előkezelés	Válasz	Csíráztatás	Mélység (cm)	Csírázási siker	n
Nincs	Nincs	Petri-csészében Földben	5,5	5% 1%	20 100
Szkarifikált, áztatott	Megduzzadt	Földben	5,5	97%	100
	Nem duzzadt	Földben	5,5 2,5	68% 72%	38 62



### *Visszatelepítések*

A visszatelepítéseket Tiszaderzs mellett, a Hortobágyi Nemzeti Parkhoz tartozó, erősen zavart és gyomosodó nemesnyaras ültetvényben végeztük a helyi populáció szomszédságában. A cserjésedés megakadályozása végett a kiültetésre használt területen évente egyszer kézi eszközzel szálzúzást végeznek a nemzeti park munkatársai.

Ezen a területen 2009 márciusában 400 db kezeletlen magot vetettük el, majd júniusban 59 db, ex-situ nevelt palántát ültettünk ki néhány méterre a magvetés helyétől. A palántákat támasztékul is szolgáló faágakkal és tövükre kötött anyagdarabokkal is megjelöltük. Augusztusban, illetve októberben ellenőriztük az állomány állapotát, és felmértük az in-situ nevelkedett populáció egyedszámát és állapotát is.

2010-ben 550 db, szkarifikált és áztatott magot vetettük az előző évi vetés helyével szomszédos területen, miután a területet megtisztítottuk a növényzet túlnyomó részétől. Júniusban pedig újabb 13 palántát ültettünk ki. Augusztusban és októberben szintén felmértük az állomány állapotát.

### *Adatok elemzése*

Az adatok elemzését R statisztikai programmal végeztük (R Development Core Team 2010). A kezelések csírázásra kifejtett hatását logisztikus regressziós modellel vizsgáltuk, melyben a célváltozó a csírázás megléte vagy hiánya volt, a magyarázó változók pedig a kezelés megléte/hiánya, a duzzadás megléte/hiánya, a vetés megléte/hiánya illetve a vetésmélységet kódoló változó, amely szintén két értéket vehetett fel: 1, ha a mag mélyre (5,5 cm) lett vetve, 0, ha nem. A szignifikancia-értékek mellett feljegyeztük, hogy a modell szerint mennyivel nő a csírázás esélye adott kezelés hatására (esélyhányados-értékek), illetve kiszámoltuk az esélyhányadosokhoz tartozó konfidencia-intervallumokat is.

## Eredmények

### *Szaporítás*

A 20 db kezeletlen, Petri-csészében csírázott magból összesen egy csírázott ki. A földbe vetett, ugyancsak kezeletlen magok közül is csak egy csírázott ki. Ezzel szemben, a szkarifikált és áztatott magok csírázása jobbnak bizonyult: a 100 db megduzzadt magból 97, a meg nem duzzadt, 5,5 cm mélyre

vetett 38 magból 26, míg a 2,5 cm mélyre vetett 62 magból 45 csírázott ki. A tapasztalt csírázási százalékokat az 1. táblázat tartalmazza.

A logisztikus regressziós modell szerint a kezelés szignifikánsan megnöveli a magok csírázási esélyét: legalább 42,5-ször nagyobb eséllyel csíráznak ki a kezelt magok, mint a kezeletlenek ( $p < 0,000$ ; esélyhányados: 144, egyoldali 95%-os konfidencia-intervallum: 42,5). Szintén szignifikánsnak bizonyult a magok megduzzadásának hatása: legalább 4,7-szer nagyobb az esélye egy megduzzadt magnak a csírázásra, mint egy meg nem duzzadt mag ( $p < 0,000$ ; esélyhányados: 13,2, egyoldali 95%-os konfidencia-intervallum: 4,73). A csíráztatás típusa (vetés/ Petri-csészés csíráztatás) nem bizonyult szignifikánsnak ( $p = 0,33$ ; esélyhányados: 0,23; 95%-os konfidencia-intervallum: (0,01; 4,48)), mint ahogy a vetésmélység sem ( $p = 0,65$ ; esélyhányados: 0,82; 95%-os konfidencia-intervallum: (0,34; 1,98)).

A 100 egyedből álló ex-situ állomány 84%-a megélte a szaporodóképes kort. Ezekről az egyedekről összesen 5447 db érett termést és 18131 db ép magot gyűjtöttünk be.

### *Viszatelepítések*

A 2009-ben elvetett 400 db kezeletlen magból egy kikelt egyed sem találtunk, azonban a kiültetett 59 palántából augusztus végén 40 egyed még életben volt, és virágot hozott. Ebben az évben a helyi állomány körülbelül 20–30-tól állt.

A 2010-ben elvetett 550db kezelt magból augusztusban 45 kikelt tövet

**2. táblázat.** A 2009-es és 2010-es évi visszatelepítések eredményei és a helyi állomány állapota

Kezelés típusa	2009		2010	
	Kezelés	Eredmény	Kezelés	Eredmény
Magok vetése	400 kezeletlen mag	nincs kelés	550 szkarifikált, áztatott mag	45 egyed
Palánta ültetése	59 palánta	40 egyed	13 palánta	5 egyed
In-situ állomány		20-30 egyed		3 egyed + 7 egyed az előző kiültetések helyén

találtunk, a júniusban ültetett 13 palántából pedig októberben 5 egyed élt. Az in-situ populáció helyén azonban csak három példányt találtunk, illetve további hetet azon a területen, ahol az előző évben a palántákat kiültettük. (Ezek egyike sem előzőleg kiültetett tő volt.) (2. táblázat).

### Értékelés

Mivel a csíráztatási kísérleteink során nem csak statisztikailag szignifikáns, de biológiailag is releváns különbséget tapasztaltunk a kezeletlen és a kezelt (szkarifikált és áztatott) magok csírázása között, kijelenthetjük, hogy a kunsági bükköny magjai fizikai dormanciával rendelkeznek: a maghéj sérülése és víz bejutása szükséges a csírázás megindulásához. Ha azonban ez a feltétel teljesül, igen magas csírázási százalék érhető el, ami megkönnyíti a faj ex-situ védelmét. Mivel a kísérleteink során a 15 órás áztatás után csak a magok egyik fele vett fel elegendő vizet, minimum 24, de inkább 48 órás áztatást javasolunk, amivel valószínűleg már maximalizálni lehet a csírázási százalékot. Ugyan statisztikailag nem lehetett kimutatni a vetés illetve a vetésmélység hatását a csírázásra, az esélyhányadosok konfidencia-intervallumai tartalmaznak biológiailag releváns értékeket, vagyis a modell szerint például ugyanúgy lehetséges, hogy a valóságban a vetés a Petri-csészés csíráztatáshoz képest tizedére csökkenti a csírázási esélyt, mint az, hogy 4,5-szörösére növeli. Hasonlóan néz ki a vetésmélység esélyhányadosához tartozó konfidencia-intervallum is. A két végpont már biológiailag jelentős hatás lenne, így azt kell mondanunk, hogy az elemzés a vetést és a vetésmélységet illetően inkonklúzív. A lehetséges hatás feltérképezéséhez további adatokra lenne szükség.

A szabadföldi kísérlet eredményéből kiderül, hogy a faj ex-situ állománya könnyen fenntartható az élőhely tulajdonságaitól eltérő körülmények között is, ha rendszeresen öntözik. Emellett nagy mennyiségű termés és mag gyűjthető egy kis állományról is, melyek valószínűleg nagy százalékban csíráztathatók előzetes kezeléssel. Így kimondható, hogy a faj ex-situ védelme könnyen megoldható, és nem igényel komoly technikai felszerelést.

A visszatelepítések sikeresebbnek bizonyultak palánták kiültetése által, a vetett magok csak kis százaléka kelt ki az adott évben. A tiszaderzsi populációban azt tapasztaltuk, hogy egyik évről a másikra erősen lecsökkent az egyedszám. Az első évben élő egyedek a következő évre elpusztultak és

annak ellenére, hogy az ex-situ állományon magas egy egyedre jutó termés-, és magszámot tapasztaltunk, a természetes állományban nem jelent meg a vizsgált évben nagy mennyiségű új egyed. Az élőhelyen és az ex-situ állományon tett megfigyeléseink alapján az a hipotézisünk, hogy a faj – nevével („*biennis*”) és leírásával (Linné 1753) ellentétben – egyéves, magjainak pedig csak kis része csírázik az elkövetkező évben, nagy részük több évig is pihenhet a talajban a fizikai dormancia megszűnéséig. A megfigyelt állománycsökkenést így a populáció egyedszámának normális fluktuálása is okozhatta. Azonban, a visszatelepítések mellett fontosnak tartjuk az élőhely és a populációk hosszú távú megfigyelését, kísérletes vizsgálatát, hogy pontos képet kaphassunk a talajban nyugvó természetes magbankról és a faj szaporodási stratégiájáról. Ezek az adatok fontosak a hatékony védelmi stratégia kidolgozásához, tesztelésükre már folynak az újabb kísérletek.

\*

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

## Irodalomjegyzék

- 23/2005. (VIII. 31.) KvVM 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 szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet módosításáról.
- Gulyás, G. (2012): A kunsági bükköny (*Vicia biennis* L.) előfordulása Püspökladány mellett. – *Kitaibelia* 17(2) (in press).
- Házi, J. & Lesku, B. (szerk.) (2006). A nemzeti park igazgatóságok által ex-situ védelemre javasolt növényfajok listája. Elhangzott az Aktuális Flóra-és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében VII. konferencián, Debrecen, 2006.02.24-26. -[http://www.termeszetvedelem.hu/\\_user/downloads/Ex\\_situ/npi\\_ex\\_situ\\_vedelemre\\_javasolt.pdf](http://www.termeszetvedelem.hu/_user/downloads/Ex_situ/npi_ex_situ_vedelemre_javasolt.pdf) (Hozzáférés 2012. 01. 24.)
- ILDIS - International Legume Database and Information Service - <http://www.ildis.org> (Hozzáférés 2012. 01. 24.)
- Király, G. (szerk.) (2007): Vörös Lista. A magyarországi edényes flóra veszélyeztetett fajai. [Red list of the vascular flora of Hungary]. – Sajat kiadás, Sopron, 73 pp.
- Linné, C. von (1753): *Species plantarum: exhibentes plantas rite cognitās, ad genera relatas, cum differentiis specificis, nominibus trivialibus, synonymis selectis, locis natalibus, secundum*

- systema sexuale digesta*. – Impensis Laurentii Salvii. Stockholm, 1200 pp.
- Molnár V., A. (1999): A magyar növényvilág védelme. In: Farkas S. (szerk.): *Magyarország védett növényei*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp.: 14–25.
- Molnár V., A. (2003): *Rejtőzködő kincseink. Növényritkaságok a Kárpát-medencében*. – Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék – Winterfair Kft., Debrecen – Szeged, 232 pp.
- Molnár V. A. (2004): *Kétszikűek I.* - Budapest: Kossuth Kiadó. 112 pp.
- Molnár V., A., Molnár, A., Vidéki, R. & Pfeiffer, N. (2000): Néhány adat Magyarország flórájának ismeretéhez. – *Kitaibelia* 5(2): 297–303.
- Németh, F. (1989): Száras növények. [Vascular plants]. - In: Rakonczay Z. (szerk.): *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.
- R Development Core Team (2010): R: A Language and Environment for Statistical Computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/> (Hozzáférés 2012. 01. 24.)
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója. - Harasztok-virágos növények*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 pp.
- Soó, R. & Jávorka, S. (1951): *A magyar növényvilág kézikönyve I.* – Akadémia Kiadó, Budapest, 425 pp.

## Ex-situ conservation of *Vicia biennis*

Anett Endrédi<sup>1</sup>, Attila Molnár<sup>2</sup> and János Nagy<sup>1</sup>

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

<sup>2</sup>*Hortobágy National Park Directorate  
Hungary, H-4024 Debrecen, Sumen u. 2*

*Vicia biennis* is one of the most endangered plant species in Hungary. It has small and isolated populations and there is growing human-caused disturbance in its habitat. Furthermore, there is a lack of information about the species, which makes its protection more difficult. In spite of the populations being protected, they are drastically decreasing in Hungary, therefore it has become necessary to intervene. The aims of this study were: to develop an ex-situ conservation method and to stabilize a population near Tiszaderzs. In germination experiments we found physical dormancy: while only 1% of the control seeds germinated, germination capability of the scarified, drenched seeds was 68–97%. We have successfully established an ex-situ population in which 88% of the seedlings survived till the flowering season yielding 5447 pods with more than 18000 seeds. Reintroduction to the natural habitat by seeds was unsuccessful, however, by planting we could temporarily increase the number of individuals. In the in-situ population we found a sharp decrease in size from 2009 to 2010: in 2009 in-situ population consisted of 20–30 stems but in 2010 we found only 3 stems and other 7 ones grew where we planted in 2009. This shows that the population is still not stable and further research is required to develop a more effective conservation strategy.

Keywords: ex-situ conservation, Fabaceae, propagation, critically endangered, vulnerable.

## Békamentés és szemléletformálás a Tápió-Hajta vidékén

Flórián Norbert<sup>1</sup>, Kavecsánszki Alexandra<sup>2</sup> és Ladányi Márta<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Budapesti Corvinus Egyetem, KeTK, Matematika és Informatika Tanszék, 1118, Budapest,  
Villányi út 29-43., e-mail: norbert.florian@uni-corvinus.hu

<sup>2</sup> Szent István Egyetem MKK  
2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1.

Összefoglaló: Farnos község határában 2006-ban kezdődött a kétéltűmentés, amit jelenleg 3 szervezet koordinál. A vonulási utat a 311-es j. közút keresztezi. Az úton összesen 9 kétéltű faj átkelését észleltük, számuk öt év alatt átlagosan 45000 egyed, 95%-uk barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*). A kétéltűmentés mellett nagy hangsúlyt kap munkánk bemutatása a fiatalok számára. Az idelátogató gyerekcsoportok tevékenyen részt vesznek a munkában. Célunk volt, hogy egy kérdőív segítségével felmérjük, hogy a békamentésben részt vevő gyerekeknél történt-e szemléletváltozás, motiváltabbak lettek-e a későbbi részvételt illetően, megértették-e, hogy miért folyik a mentés, hasznosnak ítélik-e a munkánkat. Kíváncsiak voltunk, hogy a kétéltűekhez való hozzáállásuk mely faktoroktól függ, illetve hogy viszonyuk befolyásolja-e őket a békamentő munka hasznosságának megítélésében. Eredményeink szerint a fiatalok elfogadókészsége a kétéltűek irányában, illetve a mentésben való részvételi motivációjuk szignifikánsan nőtt a részvétel után. Általában tisztában vannak azzal, hogy melyek az aktuális veszélyeztető tényezők, bár, hogy egészében nézve miért fontosak a kétéltűek, s ezáltal védelmük, az nem egészen világos számukra. Többnyire a viszonyuktól függetlenül meg tudják ítélni munkánk hasznosságát, s a kor, a nem és a szülői szemléletmód sem befolyásolta a kétéltűekhez való hozzáállást.

Kulcsszavak: kétéltűek, békamentés, *Pelobates fuscus*, környezeti nevelés, Farnos.

### Bevezetés

Világszerte a kétéltű populációk csökkenését lehet megfigyelni (Stuart *et al.* 2004). A csökkenéseknek számos oka lehet, mely okok régióról régióra változnak, egyes populációk között is eltérhetnek (Blaustein *et al.* 2010). A legfontosabb tényezők a következők: élőhely csökkenés és fragmentáció (Beebe & Griffiths 2005), ultraibolya sugárzás és szennyezések (Blaustein *et al.* 2003), klímaváltozás és betegségek (Blaustein *et al.* 2010). Ugyanakkor az emberi tevékenységek is jelentős hatással vannak a kétéltű szervezetekre (Simon *et al.* 2010; 2011).

Magyarországon az 1980-as évek közepétől zajlik önkéntesek bevonásával végzett, szervezett békamentés, az első ilyen akcióra Honton került sor (Puky 1987), amit később egyre több helyszínen követett hasonló tevékenység (Kárpáti 1988, Blaskovits 2008).

Ezzel párhuzamosan számos műszaki megoldás is létesült hazai közutakon (Vogel & Puky 2004), ezek azonban országos szinten egyelőre nem tudják kiváltani a mentőakciók szerepét.

A Tápió–Hajta Vidéke Tájvédelmi Körzet jelentős részét képezi a farmosi Nagy-nádas, melyet minden tavasszal békák és gótek tömegei keresnek fel, a legjellemzőbb vonuló faj a barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*). A kétéltűek nehezen váltanak élőhelyet, illetve vonulási útjukhoz ragaszkodnak (Sinsch 1991), különösen igaz ez a barna ásóbékára (Fog 1997, Nyström *et al.* 2002). A gázolások jelentősen hozzájárulnak a kétéltű populációk csökkenéséhez (Seburn & Seburn 2000). Mint ahogy a legtöbb európai országban (Heussner 1967), Farnoson is igen hangsúlyos ez a veszély, mivel a hosszabb vándorlási útvonallal rendelkező fajok, köztük a barna ásóbéka (Arnold 2002), különösen ki vannak téve a gázolásnak (Seiler 2003).

A vonulásra 2006-ban figyeltek fel a helyben dolgozó természetvédelmi szakemberek. Kétéltűek tízezrei estek áldozatul a közúti forgalomnak. Heussner (1968) szerint egy populáció nem képes hosszútávon fennmaradni, ha az állományának 20-30%-át rendszeresen elgázolják. Farnoson az első észleléseknél valószínűleg nagyobb százalékról volt szó. A 2006 évi őrjáratszerű gyűjtést követően 2007-ben indult meg a szervezett mentés, mely jelenleg a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, a Jane Goodall Intézet és a Tápió Természetvédelmi Egyesület együttműködésével zajlik.

A kétéltűmentés mellett nagy szerepet kap a környezeti nevelés is ebben a tevékenységben, ami ráadásul az iskolai oktatásba is jól beilleszthető (Kéri 2002). Az utakhoz köthető környezeti nevelésben fontos, hogy a gyerekeket érdekes történetekkel, személyes tapasztalattal gazdagítva tegyük érdekeltté a munkában (Kéri 2002, Puky 2006). Az oktatás akkor a leghatékonyabb, ha a gyerekek is tevékenyen részt vesznek benne (Cramer 2008), ezért a farmosi békamentés diákcsoportok bevonásával zajlik, a diákok betekintést kaphatnak a mentés folyamatába, megismerkedhetnek a honos kétéltű fajokkal, az ezeket veszélyeztető tényezőkkel és nem utolsósorban a környék élővilágával. Óvodástól a középiskolásig minden korosztályból érkeznek a mentésben segédkező csoportok.



Munkánknak két fő célkitűzése van: egyrészt összefoglalni a farmosi békamentés eddig elért természetvédelmi eredményeit, felmérni és áttekintést adni a területen előforduló kételtűek fajszeréről és azok egyedszámainak évenkénti alakulásáról a vizsgált 5 év (2007-2011) adatai alapján. Másrészt célunk bemutatni, hogy hogyan lehetséges a természetvédelmi munkát hathatósan összekapcsolni a környezeti neveléssel, valamint felmérni, hogy a Farmoson végzett munkának a későbbiekben a fiatalokra milyen hatással lehet a kételtűek és a természetvédelmi munka irányában mutatott szemléletváltozás tekintetében.

### Módszerek

A békamentés a Pest megye dél-keleti részében található Farmos község határában zajlik. Kételtűek tízezrei vonulnak a község melletti homokpuszta gyepeken lévő élő- és teleshelyükről a 311-es út és a vasút túloldalán lévő mocsárba szaporodni. A közúton való tömeges pusztulás megakadályozására minden tavasszal hóolvadás után földiárból ideiglenes terelőkerítést feszítünk ki (Kárpáti 1988) a 311-es j. közút mentén, mintegy 1,3-1,5 km hosszán. A kerítés mentén vödörket ásunk le, melyekbe az éjszakai vonulás során belepottyannak az állatok. 2011-ben már 75 vödörtrapéz lett leásva. A vödörket reggelente, intenzívebb vonulás esetén napjában több alkalommal ellenőrizzük. A mentés során a kételtűeket összegyűjtjük, majd átszállítjuk az út és a vasút túloldalán található mocsárba. Minden egyes vödörtrapéznek külön száma van, így a mentés során feljegyzésre kerülnek, hogy milyen irányból, mely fajok milyen egyedszámokban érkeztek. A barna ásóbéka szaporodása sokszor egy hónapnál is tovább tart. Eggert & Guyétant (2003) szerint eltérő, hogy mely egyedek mikor hagyják el a mocsaras részeket, így nincs meg az a tavaszihoz hasonló markáns vonulás vissza, a teleshely felé, ezért a mentés csak tavasszal zajlik, amikor egyszerre rövid időn belül, nagy tömegben vonulnak az állatok. Ennek megfelelően a terelőkerítéseket csak az út egyik oldalán, attól délre feszítettük ki.

A mentésben segédkező csoportokat a már említett 3 szervezet munkatársai, önkéntesei vezetik, igyekezvén minél több ismeretet átadni a békamentés során. Reggel 8 órára érkeznek a békamentők a farmosi vasútállomáshoz, ahonnan egy közös tájékoztató után (miért kell menteni az állatokat, mire kell vigyázniuk a munka során) indul meg a mentés. Általában 10-15 fős csoportokat alkotunk, melyek mindegyikéhez legalább egy önkéntes vezető csatlakozik. A csoportok

az előre megbeszélte vödörkből gyűjtik be a békákat, majd a kerítés végénél minden csoportot beárva együtt viszik át azokat a mocsárhoz. Mindenkit igyekszünk bevonni a munkába. Bemutatjuk az egyes fajok elkülönítő bélyegeit, a vödörökben található egyéb élőlényeket, a környező élővilágot.

Egy kérdőív segítségével felmértük, hogy a békamentésben részt vevő gyerekeknél történt-e szemléletváltozás, hogyan vélekednek munkánkat illetően, a kétéltűekhez fűződő viszonyuk mely faktoroktól függ, illetve hogy ez a viszony befolyásolja-e őket a békamentő munka hasznosságának megítélésében. 178 általános iskolás (8-15 éves) gyereket kérdeztünk meg 12 egyszerű kérdésből álló, feleletválasztós teszt formájában, melyek főleg a gyerekek érzelmi viszonyát vizsgálták. Feljegyeztük a válaszadó gyerekek életkorát, nemét, szüleik valamint maguk a gyerekek kétéltűekhez való hozzáállását a mentés előtt, illetve után, motivációjukat a munka előtt, illetve a következő békamentési alkalomra vonatkozóan. Megkérdeztük, hogy hányszor voltak békamentésen, volt-e fizikai kontextusuk az állatokkal, tudják-e hogy mi az a közvetlen ok, amiért menteni kell a kétéltűeket Farmoson, illetve hogy miért is szükséges, hogy ennyi békát megmentsünk, ők maguk fontosnak ítélik-e munkánkat és részt vennének-e benne a továbbiakban is.

A békamentés előtti és utáni békákhoz fűződő viszony, illetve a mentésben való részvételi motiváció vizsgálatára páros t-próbát alkalmaztunk (PASW18-as programcsomag). A kétéltűekhez való viszonyt és a munkánk hasznosságának megítélését függetlenségvizsgálattal elemeztük (Khi<sup>2</sup> próba; Microsoft Office Excel 2003). Hasonlóan igazoltuk a gyerekek kétéltűekhez való kezdeti hozzáállásának némely faktortól való függetlenségét (kor, nem, szülő viszonya). Három nagyobb korcsoportba vontuk össze a gyerekeket (8-10; 11-12; 13-15 éves). Az első korcsoport a prepubertás kora, amikor az értékrendet főként a szülő értékrendje határozza meg, a második a korai pubertás korszaka, amikor megindul a szülőről való leválás folyamata az értékrend tekintetében, a harmadik korszakban pedig már igen fontossá válik a gyermek értékítéletében a kortársak véleménye (Mérei 1976, Ranschburg 1988). A szülők viszonyánál a szülő kétéltűekhez való pozitív illetve negatív hozzáállását különítettük el.

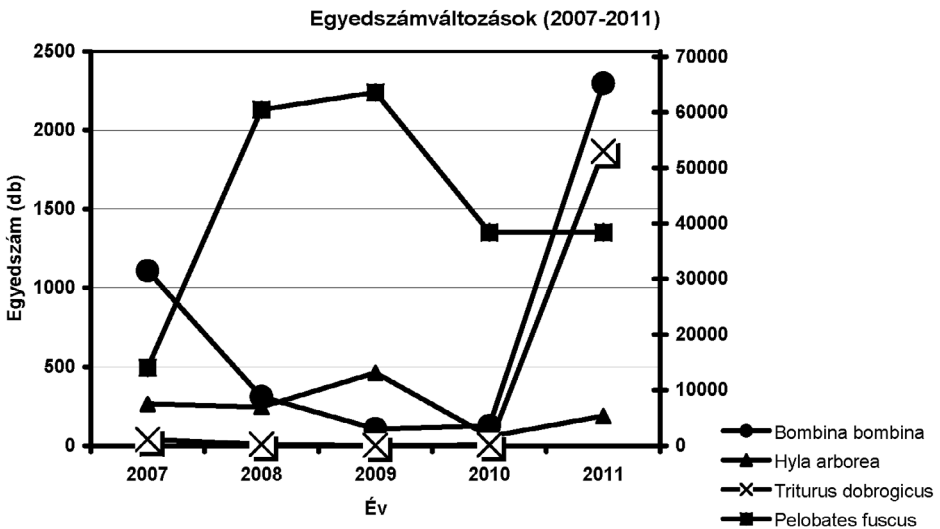
## Eredmények

Eddig a békamentés során 9 kétéltű faj került elő, az egyedszámok 95 %-át a barna ásóbéka tette ki. A mentett békák száma átlagosan évi kb. 45000 egyed

**1. táblázat.** A farmosi kétéltűmentés során előkerült kétéltű fajok évek közötti egyedszámának minimum és maximum értékei

Faj	Min.	Max.
<i>Pelobates fuscus</i>	14054	63608
<i>Bombina bombina</i>	106	2297
<i>Hyla arborea</i>	59	462
<i>Bufo bufo</i>	3	49
<i>Bufo viridis</i>	0	2
<i>Rana dalmatina</i>	0	5
<i>Pelophylox sp.</i>	0	78
<i>Triturus dobrogicus</i>	2	1866
<i>Lissotriton vulgaris</i>	0	67

volt. A területen előforduló fajokat és azok évek közti minimum és maximum értékeit az 1. táblázat mutatja be. A 2007-es mentést követő kezdeti nagyobb egyedszámokat követően az ásóbékák egyedszáma az utóbbi évek (2010, 2011) adatai alapján úgy látszik, egy stabil 40 ezres egyedszámra kezd beállni, emellett



**1. ábra.** A 4 leggyakoribb kétéltűfaj egyedszám változásai az 5 év során (2007-2011), *Pelobates fuscus* egyedszámok a jobb tengelyen jelölve

a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) és a dunai götte (*Triturus dobrogicus*) egyedek száma ugrásszerűen megnőtt az utolsó vizsgálati évben (1. ábra).

A felmérő tesztek esetében, a békákhoz való viszony esetén az eredmények azt mutatják, hogy a békamentés során a gyerekek kétéltűekhez való viszonya szignifikánsan javult (páros t-próba:  $N=178$ ,  $p < 0,001$ ).

A kezdeti motiváció vizsgálata során a teszt kimutatta, hogy a gyerekek motivációja is megváltozott. A kezdeti kényszerből jövő részvétel helyett már szívesen áldoznának erre önként is a szabadidejükből (Páros t-próba:  $N=178$ ,  $p < 0,05$ ).

Majdnem az összes gyerek tudta, hogy Farnoson a gázolás jelent nagy veszélyt, de hogy miért van szükség a kétéltűekre, csak az esetek kicsivel kevesebb, mint 50%-ában adtak helyes választ, vagyis, hogy az adott ökoszisztéma és táplálékhálózat fontos részét képezik.

A természetvédelmi munkát illetően a legtöbb megkérdezett gyerek hasznosnak tartotta a békamentési munkálatokat, s habár a legtöbben részt vennének benne a későbbiekben is, néhányan azt írták, hogy egy mentés elég volt. Érdekes, hogy egyesek még azok közül is részt vennének a további munkákban, akik tartanak a békáktól, vagy egyenesen undorodnak tőlük, remélvén, hogy legközelebb majd sikerül legyőzni a félelmeiket. Függetlenség vizsgálatával igazoltuk, hogy a békákhoz való hozzáállástól függetlenül hasznosnak tudják ítélni a mentési munkát ( $Khi^2=2,8$ ,  $p=0,42$ ).

Vizsgáltuk, hogy melyik faktoriall (kor, nem, szülő viszonya) és mennyire van összefüggésben az a tény, hogy valaki pozitívan vagy negatívan viszonyul a kétéltűekhez. A faktorok közül nem találtunk olyat, mely megmagyarázná az adott viszony kialakulásának okát. Az a tény, hogy valaki fél, illetve undorodik a békától, függetlenül bizonyult az illető nemétől ( $Khi^2=4,7$ ,  $p=0,23$ ), attól, hogy a szülő pozitívan vagy negatívan vélekedik a kétéltűekről ( $Khi^2=5,4$ ,  $p=0,14$ ), illetve hogy mely korcsoportba tartoznak ( $Khi^2=9,9$ ,  $p=0,13$ ).

## Értékelés

A Kárpát-medencében a kétéltűmentés elsősorban hegy- és dombvidékeken zajlik, ahol a barna varangy (*Bufo bufo*) és az erdei béka (*Rana dalmatina*) gázolása figyelhető meg a leggyakrabban (ld. pl. Hartel *et al.* 2009). Az alföldi területeken a közutakon keresztül zajló vonulásban a domináns faj viszont

gyakran jellegzetesen változik, a Fertőnél a *Pelophylax esculentus* fajcsoport (Kárpáti 1988), Szekszárd-Palánkon a *Triturus vulgaris* (Blaskovits 2008), Farnoson a *Pelobates fuscus* a leggyakoribb. A barna ásóbéka az Alföld egyes területein tömeges is lehet (Wubbenhorst *et al.* 2000), de közép-európai populációi többfelé csökkenő egyedszámot mutatnak (Jehle *et al.* 1995), a Naplás-tónál ez a közúti közlekedéssel is kapcsolatban áll (Puky *et al.* 2005). Farnoson a békamentés sikeresnek mondható, s bár a kezdeti nagyobb békaegyedszámok az utóbbi években kicsit csökkentek, még mindig nagyszámú kétéltűt sikerül átjuttatnunk a szaporodó helyükre. Ahogy barna varangyoknál megfigyelték (Reading 2007), az utóbbi években tapasztalt enyhe telek a farmosi populációknál is megnövekedett energiafelhasználást követelhettek meg, ami kevesebb lerakott petét és az egyedek megnövekedett mortalitását válthatta ki. De ennek a feltételezésnek a bizonyítására további vizsgálatokra van szükség.

Az 1. ábrán látható a vöröshasú unkáék és a dunai göték utóbbi évben bekövetkezett nagy populációs növekedése, mely szerintünk a 2010-es évi jelentős csapadékmennyiség következménye. Az egyedi élőhely preferencia és a szaporodó helytől való migrációs távolság egyes fajoknál az időjárási körülményektől is függ (Lamoureux & Madison 1999). A sok csapadéknak és a területet borító belvizes foltoknak köszönhetően talán az állatok messzebbre vándorolhattak a mocsaras részekről, távolabb is kedvező életfeltételekre találhattak.

A kétéltűmentés mellett a környezeti nevelés is sikeresnek mondható Farnoson. A program népszerűségét mutatja a résztvevők növekvő száma. 2009-ben 15 csoport 400, 2010-ben 36 csoport 600, míg 2011-ben 24 csoport 800 gyerekekkel érkezett. A csoportok mellett számos egyéni jelentkező, család, egyesület is részt vesz a mentésben. Sok a visszatérő önkéntes is. A farmosi békamentés nagy előnye, hogy vonattal is ki lehet jutni a helyszínre (közvetlenül a vasútállomástól indul a mentés), s mivel az ásóbéka viszonylag nyugodt állat, egyszerűen be lehet mutatni a gyerekeknek. Emellett fizikai adottságai révén, a zöld levelibéka (*Hyla arborea*) mellett talán ezt a fajt lehet a legkönnyebben megszeretni. A barna ásóbékát Farnoson a békamentés zászlóshajó fajának is lehetne nevezni. Az ilyen fajok szerepe a természetvédelemben kitüntetett jelentőségű (Walpole & Leader-Williams 2002), kedveltségük miatt nagy motiváló erejük van az önkéntes munkára.

A tesztek eredményeiből egyértelműen látszik, hogy a munka után nőtt a

gyerekek elfogadókészsége, érdeklődése a kétéltűekkel szemben. A mentés után, akik féltek a békáktól, többnyire érdeklődőbbé váltak, félni nem féltek tőlük, de azért maradt még tartózkodás bennük. Akik eleve érdeklődtek, azokkal legtöbbször sikerült meg is szerettetni a kétéltűeket.

Kezdetben nagyon sok gyerek csak azért jött le a mentésre, mert kötelezővé tették a tanárok, vagy azért tartották jónak, mert akkor elmaradtak a tanórák. Ebben a tekintetben is változott a gyerekek hozzáállása. Már kevesebben jönnének kényszerből és kevesebben azért, mert elmaradnak az órák, szívesen áldoznák rá a szabadidejüket is. Tudják az okokat, hogy miért kell menteni a békákat Farnoson, de arra kérdésre, hogy miért fontos, hogy ennyi békát megmentsünk, csak az esetek 50%-ában adtak helyes választ. Főleg érzelmi oldalról közelítik meg a kérdést, szerintük azért kell menteni a békákat, mert aranyos állatok, esetleg mert kevesen vannak, de abból a tényből, hogy a tápláléklánc fontos részei, szinte csak annyit fognak fel, hogy hasznosak, mert megeszik a szúnyogot. Azt tudják, hogy a gólya békát eszik, a béka pedig szúnyogot, de a kettőt nehezen kötik össze. Mivel már érzelmi viszonytal kötődnek a békákhoz, érzékenyen érinti őket, amikor elmondjuk nekik, hogy ezek az állatok jelentős szerepet töltenek be a táplálékláncban, nemcsak mint ragadozó, hanem prédaként is. Egy természetvédelmi munka közben a gyerekeknek fejlődik a problémamegoldó képessége, és változik megítélésük abban, hogy mennyit is ér egy működő ökoszisztéma (Stevens 1995, Jordan 2003). Az élőlények táplálékláncban betöltött szerepének indirekt kihangsúlyozására kiválóan alkalmasnak találtuk a vízi táplálékhalózat nevű játékot (Dukay 2000), a továbbiakban ezt szeretnénk használni arra, hogy játékosan tudjuk bemutatni a gyerekeknek, milyen fontos részé képzik a kétéltűek a vízi ökoszisztémáknak.

Nagyon pozitív eredménynek találjuk, hogy a gyerekek a békákhoz való viszonyuktól függetlenül is meg tudják ítélni a természetvédelmi munka fontosságát.

A kezdeti békaundor függetlennek bizonyult a gyerekek nemétől, korától illetve attól a tényről, hogy szüleik hogy viszonyulnak a kétéltűekhez. Az ok kiderítésére további kutatásokra lenne szükség. Sajnálatos észrevételünk volt, hogy a gyerekek nagy része nem tudja, hogy szüleik hogyan reagálnának a kétéltűekre, valószínűleg otthon családi körben ez vagy ehhez hasonló téma fel sem merült. Ezért is tartjuk nagyon fontosnak a hétvégi békamentő programokat, amikor olyan családok is érkeznek, melyek - bár nem sokat tudnak a kétéltűekről,

talán életükben először találkoznak velük testközelből - jó hétfégi programnak tartják ezt a fajta munkát. Ezek a családok általában érdeklődőek, aktívan részt is vesznek a munkában és kedvet kapnak további természetvédelmi akcióban való részvételre.

Összességében elmondható, hogy érdemes a fiatalokat is bevonni a természetvédelmi munkába, így javítva a természetvédők erőfeszítéseinek megítélését. Nem feltétlenül csak az érdeklődő diákoknak szükséges részt venniük, mivel tapasztalatunk szerint munka közben a félénkebbek, vonakodóbbak is kedvet kaphatnak, és értékes tagjaivá válhatnak a „zöld társadalomnak”. Bár a természetvédőknek sokszor többletmunkát jelent a motiváció felkeltése, szerintünk megéri a fáradságot s az igényt felismerve több szervezetnek is nyitni kéne a környezeti nevelési programok irányába.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönet illeti a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság szakembereit, a Jane Goodall Intézet és a Tápió Természetvédelmi Egyesület önkénteseit, akik segítik és ismeretekkel látják el a fiatalokat a békamentés során. Köszönjük azoknak a lelkes tanároknak és óvónőknek a segítségét, akik megszervezik, hogy a gyerekek eljussanak Farnosra. Hálával tartozunk azoknak a tanároknak is, akik a tesztek kitöltésében segédkeztek. És végül, de nem utolsó sorban azokat a gyerekeket és családokat illeti köszönet, akik tevékenyen részt vettek a munkánkban.

### Irodalomjegyzék

- Arnold, E. N. (2002): A field guide to the reptiles and amphibians of Britain and Europe. HarperCollins Publishers, London. pp. 288.
- Beebee, T. J. C. & Griffiths, R. A. (2005): The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? – *Biological Conservation* **125**: 271–285.
- Blaskovits, Z. (2008): Kétéltűek mentése a Kapszeg-tónál. In: Tamás, E. A. (ed.): Élet a Duna ártéren – 2007. BITE - DEF, Baja. pp. 113–121.
- Blaustein, A. R., Walls, S. C. Bancroft, B. A., Lawler, J. J., Searle, C. L. & Gervasi, S. S. (2010): Direct and Indirect Effects of Climate Change on Amphibian Populations. – *Diversity* **2**: 281–313.
- Cramer, J. R. (2008): Reviving the connection between children and nature through service-learning restoration partnership. – *Native Plants Journal* **9** (3): 278–286.
- Dukay, I. (szerk.) (2000): Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához. Göncöl Alapítvány és Szövetség, Vác, pp. 155–156.

- Eggert, C. & Guyétant, R. (2003): Reproductive behaviour of spadefoot toads (*Pelobates fuscus*): daily sex ratios and males' tactics, ages, and physical condition – *Canadian Journal of Zoology* **81**(1): 46–51.
- Fog, K. (1997): A survey of the results of pond projects for rare amphibians in Denmark. – *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* **73**(3-4): 91–100.
- Hartel, T., Moga, C. I., Öllerer, K. & Puky, M. (2009): Spatial and temporal distribution of amphibian road mortality with a *Rana dalmatina* and *Bufo bufo* predominance along the middle section of the Târnava Mare basin, Romania. – *North-Western Journal of Zoology* **5**(1): 130–141.
- Heussner, H. (1967) Gefährlicher als alle natürlichen Feinde zusammen: Der Straßentod. – *Natur und Landschaft* **42**: 129–130.
- Heussner, H. (1968): Wandertrieb und populationsspezifische Sollzeit der Laichwanderung bei der Erdkröte, *Bufo bufo* L. – *Revue Suisse de Zoologie, Genève* **75**: 1005–1022.
- Jehle, R., Hödl, W. & Thonke, A. (1995): Structure and dynamics of central European amphibian populations: a comparison between *Triturus dobrogicus* (Amphibia, Urodela) and *Pelobates fuscus* (Amphibia, Anura). – *Australian Journal of Ecology* **20**(3): 362–366.
- Jordan, W. R. III. (2003): The sunflower forest: ecological restoration and the new communion with nature. Berkeley: University of California Press. pp. 256.
- Kárpáti, L. (1988): Massensterben der Herpetofauna (Amphibien und Reptilien) Infolge des Kraftverkehrs, Möglichkeiten und Ergebnisse des Schutzes am Südufer des Neusiedlersees. – *BFB-Bericht* **68**: 71–79.
- Kéri, A. (2002): A természetvédelmi mentőakciók és szerepük a környezeti nevelésben. In: Schróth Á. (szerk.): Válogatás a középiskolai „Környezeti nevelés” területeiből - Tanulmányok Magyarország és az Európai Unió természetvédelméről. TEMPUS Institutional Building Joint European Project. Trefort Kiadó, Budapest. 151–174.
- Lamoureux, V. S. & Madison, D. M. (1999): Overwintering habitats of radio-implanted green frogs, *Rana clamitans*. – *Journal of Herpetology* **33**: 430–435.
- Mérei, F. (1976): Az önismereti érzékenység a serdülőkori kezdetén In: Lux Alfréd (szerk.): Az alakuló ember Gondolat, Bp., 127–168.
- Nyström, P., Birkedal, L., Dahlberg, C. & Brönmark, C. (2002): The declining spadefoot toad *Pelobates fuscus*: Calling site choice and conservation. – *Ecography* **25**(4): 488–498.
- Puky, M. (1987): Varangy akció. – *Természetvédelem* **17**: 22–23.
- Puky, M. (2006): Amphibian road kills: a global perspective. In: Irwin, C. L., Garrett, P. & McDermott, K. P. (eds): Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation. Raleigh, NC. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University. 325–338.
- Puky, M. & Vogel, Zs. (2004): Amphibian mitigation measures on Hungarian roads: design, efficiency, problems and possible improvement, need for a co-ordinated European environmental education strategy. Proceedings of the IENE Conference on Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. 13-15 November, 2003, Brussels. Infra Eco Network Europe, Brussels. CR-ROM. 1–13.



- Puky, M., Schád, P. & Szövényi, G. (2005): Magyarország herpetológiai atlasza/Herpetological atlas of Hungary. Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest. pp. 207.
- Ranschburg, J. (1988): Individualizáció és autonómia. – In: Jelenits István és Tomcsányi Teodóra (szerk.): Tanulmányok a vallás és lélektan határterületeiről Szeged-Csanádi Püspökség, 258–266.
- Reading, C. J. (2007): Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. – *Oecologia* **151**:125–31.
- Seburn, D. & Seburn, C. (2000): Conservation priorities for the amphibians and reptiles of Canada. WWF Canada and CARCON, Toronto Delta, pp. 98.
- Seiler, A. (2003): Effects of infrastructure on nature. In: Trocmé M, Cahill S, De Vries JG, Farall H, Folkesson L, Fry GL, Hicks C & Peymen J. (eds) COST 341 – Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: The European review Office for Official publications of the European Communities, Luxemburg 31–50.
- Simon E., Puky M., Braun M. & Tóthmérész B. (2011): Assessment of the effects of urbanization on trace elements of toe bones. – *Environmental Monitoring and Assessment*. DOI: 10.1007/s10661-011-2378-y.
- Simon E., Braun M. & Tóthmérész B. (2010): Non-destructive method of frog (*Rana esculenta* L.) skeleton elemental analysis used during environmental assessment. – *Water, Air, & Soil Pollution* **209**: 467-471. DOI 10.1007/s11270 -009-0214-6.
- Sinsch, U. (1991) Mini-review: The orientation behaviour of amphibians. – *Herpetological Journal* **1**: 541–544.
- Stevens, W. (1995): Miracle under the oaks: the revival of nature in America. New York: Pocket Books. pp. 356.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L.; Fischmann, D.L. & Waller, R.W. (2004): Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. – *Science* **306**: 1783–1786.
- Walpole, M. J. & Leader-Williams, N. (2002): Tourism and flagship species in conservation. – *Biodiversity and Conservation* **11**(3): 543–547.
- Wubbenhorst, D., Konies, H. & Leuschner, C. (2000): Habitatwahl von sechs Froschlurchtaxa (Anura) in Lebensräumen mit hohen Populationsdichten in Nordost-Ungarn. – *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* **39**: 149–166.

## Frog rescue project and a framing approach at the Tápió-Hajta area

Norbert Flórián<sup>1</sup>, Alexandra Kavecsánszki<sup>2</sup> and Márta Ladányi<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Corvinus University of Budapest, Faculty of Horticultural Science,  
29-43. Villányi út, H-1118 Budapest*

<sup>2</sup> *Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences  
1. Páter Károly u., H-2100 Gödöllő*

The frog saving project began near Farnos (Hungary) in 2006, which is being coordinated by three organizations at present. The most abundant amphibian species is the Common Spadefoot Toad (*Pelobates fuscus*) in the studied area. Road 311 crosses their migration routes towards the swamp. A temporary drift fence with the length of 1,3-1,5 km was built to prevent the amphibians from mass overrun at first in 2007. In 2011, 75 pitfall-traps were used to amphibian prevention. We observed 9 amphibian species in the studied area. The mean number of the saved amphibian specimens is 45000, but this result alters every year. Besides the nature conservation work we highly emphasize the importance of environmental education, too. The children who had contributed the frog saving project had an active part in our conservation work. The aim of our work was to measure the change in the children's attitude and motivation during and after the work with a simple test. We measured whether they understood the aim of our work, whether they found our work useful or not? We considered the factors that could influence their behaviour towards the amphibians (sex, age, parents behaviour), and if this relation had any influence on how they evaluate the conservation work. According to our results, after their involvement in the frog-saving project, their motivation and interest have significantly increased. They have become aware of what kind of actual dangers threaten the amphibians, though the question 'Why amphibians are important beings' only about half of them could answer correctly. Independently of their attitude towards frogs they could appreciate the usefulness of our work. In the investigated children groups any significant correlation between the sex, the age, the parents approach and the children's attitude towards amphibians was detected.

Key words: amphibians, frog rescue, *Pelobates fuscus*, environmental education, Farnos.

# A planáriák (Platyhelminthes: Tricladida) előfordulásának változásai a Bükk hegységi Garadna és Szinva patakok vízgyűjtőjén

Fülep Teofil

Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Állat- és Agrárkörnyezet-tudományi Doktori Iskola  
8360 Keszthely, Deák Ferenc utca 16.

Miskolci Egyetem, Műszaki Földtudományi Kar, Környezetgazdálkodási Intézet  
3515 Miskolc-Egyetemváros  
e-mail: f.teo73@freemail.hu

Összefoglaló: Dolgozatomban a planáriák előfordulásának változásait tárgyalom természetvédelmi szempontból. 2003–2011 években kutattam a Bükk hegységi Garadna és Szinva patakok vízgyűjtőjének víztereit, melyek egy részéről ezt megelőzően ~50 évvel már készültek a planáriák előfordulásáról beszámoló kutatások. A jelen munka során azon mintavételi helyek eredményeit listáztam és értékeltem, ahol a korábbi és az újabb planária előfordulási adatok eltérést mutatnak. Hét (7) előfordulási hely esetén bizonyosodott be, hogy a 2000 utáni adatok eltérnek a korábbi, az 1955-ig terjedő időszak adataitól. Négy (4) helyen a szarvasplanária (*Crenobia alpina*), két (2) helyen a sokszemű szarvasplanária (*Polycelis felina*) tűnt el, a fűles planária (*Dugesia gonocephala*) egy (1) helyen lejjebb fordul elő, egy (1) helyen felhúzódott a vízfolyásban. Az eltűnéseket forrásfoglalás, vízkivétel és vízszennyezés okozhatta. Az igen nehezen terjedő szarvasplanária előfordulási helyei feltehetően évezredek óta meglévő vízterek, a biológiai sokféleség hordozói, ezért a megőrzésük rendkívül fontos. A biodiverzitás és a vizes élőhelyek megőrzése érdekében körültekintőbb vízhasználat szükséges. Biztosítani kell a forrás és a meder természetes állapotának megőrzését, és el kell kerülni a kiszáradást illetve pangóvízes állapotot előidéző jelentős mértékű vízkitermelést.

Kulcsszavak: *Crenobia alpina*, *Polycelis felina*, *Dugesia gonocephala*, eltűnés, vízkitermelés, természetvédelem, biodiverzitás, természetes állapot.

## Bevezetés

A laposférgek törzsébe tartozó hármasselű örvényférgek, ismertebb nevükön planáriák (Platyhelminthes: „Turbellaria”: Tricladida) többnyire ragadozó és dögevő, rejtőzködő életmódot folytató vízi állatok, helyenként nagyszámú tagjai a vízi élővilágnak. A planáriák a hegységi források és vízfolyások gerinctelen makrofaunájának jellegzetes képviselői. Az európai középhegységek legfontosabb örvényféregfajai a szarvasplanária [*Crenobia alpina* (Dana, 1766)], a sokszemű szarvasplanária [*Polycelis felina* (Dalyell, 1814)] [= *P. cornuta*

Johnston, 1822], és a füles planária [*Dugesia gonocephala* (Dugès, 1830)]. A gyors folyású vizekben élő három faj elterjedése övezetességet mutat (pl. Hartwich 1977).

Faunisztikai kutatásaim folytatásaként a jelen dolgozatban természetvédelmi szempontból tárgyalom a Bükk hegységi Garadna és Szinva patakok vízgyűjtőjén a planáriák előfordulásának változásait. Olyan lelőhelyeket kerestem, ahol a korábbi (szakirodalmi) és az újabb (saját) faunisztikai adatok eltértek egymástól. A vizsgálatok eredményeiből igyekeztem következtetéseket levonni és ajánlásokat megfogalmazni a vízgazdálkodás és a természetvédelem számára.

### Módszerek

Az Északnyugati-Kárpátok belső vonulatához tartozó Bükk hegység központi része a triász mészkőből létrejött Bükk-fennsík, Magyarország legnagyobb kiterjedésű és legmagasabban fekvő fennsíkja. A Bükk-fennsíkot a beékelődő Garadna-völgy választja a Kis-fennsíkra (350–750 m tszf.) és a Nagy-fennsíkra (600–950 m tszf.). A fennsíkról mély völgyek futnak az alacsonyabb térszintek felé, amelyekben tipikus karsztos vízhálózat alakult ki. A Garadna–Szinva patakok rendszere a Bükk hegység többi vízfolyásától eltérően kelet felé folyik. A Szinva Lillafüreden a Hámori-tó alatt veszi fel a Bükk-fennsík legjelentősebb vízfolyását, a Garadnát. A Szinva Miskolc város keleti határában torkollik a délkelet felé kanyargó Sajó folyóba.

2003–2005, valamint 2009–2011 között kutatásokat végeztem a Garadna és Szinva patakok vízgyűjtőjének olyan víztereiben is, melyek egy részéről ~50 évvel ezelőtt már készültek a planáriák előfordulásáról beszámoló kutatások. A korábbi, az 1955-ig terjedő időszakból a szakirodalomban fellelt planária előfordulási adatokat összevettem az újabb, 2000 utáni, saját adataimmal. A jelen munka során azon mintavételi helyek eredményeit listáztam és értékeltem, ahol a korábbi és az újabb planária előfordulási adatok eltérést mutatnak.

A mintavételi helyeken 5 vagy 10 méteres szakaszokat jelöltem ki, ahol kőforgatásos módszerrel (egyelés, futózás) dolgoztam. Mödlinger (1943) útmutatását követve alaposan átkutattam a medret. A planáriákat elsősorban a lassan áramló részeken a kövek és a vízbe hullott növényi törmelék (levelek, ágak) alján kerestem. Átvizsgáltam azonban a mederfeneket, az aljzat tárgyainak oldalát és tetejét is, a partoktól a sodorvonalig. Az előkerült planáriák lehetőség szerint vizsgálatonként legalább 10–50 egyedet a legtöbb esetben a

helyszínen határoztam meg a korábban alkalmazott módszerrel (Fülep 2004). A meghatározás élő példányokon és faji szinten történt. Terepen az egyedeket átvilágítottam alulról lámpával, és 7x-es nagyítólencsével szemrevételeztem. A laboratóriumban sztereomikroszkópot használtam. Pauls (2004) és Reynoldson & Young (2000) határozóival dolgoztam. A mintavételi helyeken feljegyeztem a víztér nevét és típusát (ér = csörgedező kifolyó; csermely = kisebb hozamú csendes vízfolyás; patak = nagyobb hozamú örvénylő vízfolyás), földrajzi helyét és helyrajzi megjelölését, GPS tengerszint feletti magasságát és GPS koordinátáit (Garmin GPSmap 60CSx; EOY magyar vetület). A terepen a lehető legkisebb természetkárosítással dolgoztam.

### Eredmények

A korábbi, 1954-55-ös adatok szerint a *C. alpina* és a *P. felina* előfordultak a Garadna-forrásban és pár száz méterrel alatta Ómassa területén a Garadnában, a Margit-forrásban, és az Eszperantó-forrás vízfolyásában (Ábrahám *et al.* 1957). A 2000 utáni évekre a *C. alpina* populációja e helyekről eltűnt. Az Eszperantó-forrás vízfolyásában egyetlen példány került elő, és a *P. felina* mellett megjelent a *D. gonocephala* (Fülep 2004, 2005). A *P. felina* 1954-55-ben még élt a Felső-forrásban, ahol a 2000 utáni vizsgálatok már nem mutatták ki (Ábrahám *et al.* 1957, Fülep 2010). A Szinva-forrásban 1923-ban és 1954-55-ben még előfordult a *P. felina*, és ~200 méterrel lejjebb 1954-55-ben emellett a *D. gonocephala* is kimutatható volt. 2010-ben a Szinva-forrás térségében már nem található planária, és a *D. gonocephala* sem hatol fel eddig a magasságig (Ábrahám *et al.* 1957, Fülep 2011, Méhely 1925). A Garadna és Szinva patakok vízgyűjtőjének planáriafauna-változásaira vonatkozó eredményeket az 1. táblázat és az 1. függelék mutatja be.

### Értékelés

Hét előfordulási hely esetén bizonyosodott be, hogy a 2000 utáni adatok eltérnek a korábbi, az 1955-ig terjedő időszak adataitól. Ez az eltérés négy helyen a *C. alpina* eltűnése a *C. alpina* – *P. felina* élőhelyről (Garadna-forrás, Garadna patak: Ómassa; Margit-forrás; Eszperantó-forrás?), és két helyen a *P. felina* eltűnése a korábbi önálló előfordulású élőhelyéről (Szinva-forrás; Felső-forrás). A Szinva patak felső szakaszán a *D. gonocephala* a korábbi előfordulási

**1. táblázat.** A planáriák (Platyhelminthes: Tricladida) előfordulásának változásai a Bükk hegységi Garadna és Szinva patakok vízgyűjtőjén [TFM = Tengersizint feletti magasság (méter, GPS), EOVS = GPS koordináták EOVS magyar vetület].

Mintavételi helyek	TFM	EOVS	Korábbi adat		Újabb adat	
			Év	Fajok	Év	Fajok
<b>Garadna-(fő)forrás</b> (foglalt reokrén f.) – Garadna-v.: völgyfő: Ómassa	496	E760500 N308299	1954	<i>C. alpina</i>	2003	<i>P. felina</i>
			1955	<i>P. felina</i>	2010	
Garadna (patak) – Garadna-völgy: Ómassa buszvégállomás, ~30 m fel	497	E760610 N308444	1954	<i>C. alpina</i>	2010	<i>P. felina</i>
			1955	<i>P. felina</i>		
<b>Margit-forrás</b> (foglalt f.) – Garadna-v.: völgytalp D: Pisztrángtelep	350	E764064 N309179	1954	<i>C. alpina</i>	2005	<i>P. felina</i>
			1955	<i>P. felina</i>	2011	
<b>Eszperantó-f.</b> (Rovienka-f., Vizes dolka; foglalt f.) – Hámori-tó DNY	376	E766622 N308406	–	–	2003	<i>P. felina</i>
			–	–	2011	
Eszperantó-forrás vízfolyása (ér) – Hámori-tó DNY: mésztufadomb	337	E766698 N308439	–	–	2003	<i>P. felina</i>
			–	–	2011	<i>D. gonoc.</i>
Eszperantó-forrás vízfolyása (ér) – Hámori-tó DNY: mésztufadomb–tó között	324	E766707 N308450	1954	<i>C. alpina</i>	2003	<i>P. felina</i>
			1955	<i>P. felina</i>	2011	<i>D. gonoc.</i>
<b>Szinva-forrás</b> (foglalt f.) – Szinva-völgy: völgyfő: felső forrás	400	E766842 N305176	1923	<i>P. felina</i>	2010	nincs
			1954			
Szinva (patak) – Szinva-forrás után ~200–240 m	374	E766873 N305410	1954	<i>P. felina</i>	2010	<i>P. felina</i>
			1955	<i>D. gonoc.</i>		
<b>Felső-forrás</b> (vízmű foglalt f.: túlfolyó: cső) – Forrás-völgy: völgyfő	375	E766551 N309915	1954	<i>P. felina</i>	2003	nincs
			1955		2004	
					2009	

helyétől lejjebb fordul elő a vízfolyásban, az Eszperantó-forrás vízfolyásában pedig megjelent, illetve felhúzódott. Az Eszperantó-forrás vízfolyásának alsó szakaszán harmadik fajként előkerült egyetlen *C. alpina* példány jelenléte egyelőre nem magyarázható. A *C. alpina* – *P. felina* – *D. gonocephala* három planáriefaj egy víztérben való együttes előfordulásával mostanáig nem találkoztam, az Eszperantó-forrás vízfolyása további kutatást igényel.

A *C. alpina* hazánkban forráshoz kötődő előfordulást mutat, patakban igen ritkán található. Hosszabb patakszakaszon az Ablakos-kő-völgyben találtam (Fülep 2007). 1954-55-ben azonban a Garadnában és az Eszperantó-forrás vízfolyásában a forrástól 100 métert meghaladó távolságban még előkerült (Ábrahám *et al.* 1957). A *C. alpina* – *P. felina* – *D. gonocephala* három jellegzetes középhegységi faj közül a szűk-hőtűrésű hidegkedvelő *C. alpina* fordul elő a leghűvösebb vizekben és a legkisebb térbeli kiterjedésben, a zavaró hatásokra is a legérzékenyebb. Az eltűnésük véleményem szerint nem magyarázható meg önmagában a forrásfoglalással, mert ezek közül egyik sem járt kirívó természetátalakítással. A tapasztalatok szerint előfordulhatnak támfal/cső típusú foglalt forrásokban, amilyen például a Bolhási alsó-forrás és a Jávor-kút (Fülep 2005, 2008). Durance & Ormerod (2010) a *C. alpina* eltűnését klimatikus változásokkal magyarázta. Jelen esetben ezt nem tartom valószínűnek, mert az eltűnések a mély Garadna-völgyben történtek, igen hűvös és árnyékolt élőhelyeken. Az eltűnéseket forrásfoglalás, vízkivétel a velejáró karsztvízszint-csökkenéssel, és vízszennyezés okozhatta. Mivel nem ismert az eltűnések ideje és a környezeti változások sem voltak nyomon követhetőek, az okai utólagosan nehezen pontosíthatók. A *P. felina* az ivóvízellátás céljára foglalt Felső-forrásból való kipusztulása minden bizonnyal az 1975–80-ban csúcspontot elérő víztermelés következménye volt (Fülep 2010, MIVÍZ 2010). A *P. felina* szintén vízhozamcsökkenés és szárazság következtében tűnhetett el a Szinva-forrásból és környékéről, mely szakasz a mai napig időnként kiszárad (Fülep 2011).

Miskolc vízfelhasználása és ezzel párhuzamosan a vízfelvonás az 1940-es évektől kezdett erősen megnövekedni (MIVÍZ 2010). Eközben a természetjárók számos kisebb-nagyobb átalakítással járó forrásfoglalást végeztek, műutak épültek és autóforgalom indult, a Garadna-völgy oldalában robbantásokkal járó dolomitbányászat kezdődött. Feltételezhető, hogy a néhány planária előfordulási adattal rendelkező időszakban (1954-55-öt megelőzően) a *C. alpina* és a *P. felina* a mainál több helyen fordultak elő.

A forráslakó *C. alpina* Közép-Európa középhegységeiben jégkori maradványfaj, a késő Miocéntól eredeztethető elkülönült rokonsági ágak vagy rejtett fajok együttese. Az igen nehezen terjedő *C. alpina* populációi kis térbeli távolságokkal is hatékonyan elszigeteltek egymástól (Brändle *et al.* 2007, Thienemann 1950). Előfordulási helyei feltehetően évezredek óta meglévő vízterek, a biológiai sokféleség hordozói, ezért a megőrzésük rendkívül fontos. Eltűnésük tehát az élőhelyek és faunájuk visszafordíthatatlan leromlását jelentheti.

Javaslataim a vízgazdálkodás és a természetvédelem számára: A biodiverzitás és a vizes élőhelyek megőrzése érdekében véleményem szerint körültekintőbb vízhasználat szükséges. Útépítés, forrásfoglalás és vízkivétel esetén biztosítani kell a forrás és a meder természetes állapotának megőrzését, legalább részben, és el kell kerülni a kiszáradást illetve pangóvízes állapotot előidéző nagymértékű vízkitermelést.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – A tanulmány/kutatómunka a TÁMOP-4.2.1.B-10/2/KONV-2010-0001 jelű projekt részeként – az Új Magyarország Fejlesztési Terv keretében – az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

### Irodalomjegyzék

- Ábrahám, A., Biczók, F. & Megyeri, J. (1957): Hydrobiologische untersuchungen am östlichen Teile des Bükk-Gebirges. – *Acta Biologica Szegediensis Acta Universitatis Szegediensis* **3**(1–2): 55–79.
- Brändle, M., Heuser, R., Marten, A. & Brandl, R. (2007): Population structure of the freshwater flatworm *Crenobia alpina* (Dana): old lineages and low gene flow. – *Journal of Biogeography* **34**: 1183–1192.
- Durance, Isabelle & Ormerod, S. J. (2010): Evidence for the role of climate in the local extinction of a cool-water triclad. – *Journal of the North American Benthological Society* **29**(4): 1367–1378.
- Fülep, T. (2004): Az örvényférgék (Platyhelminthes: Turbellaria) elterjedésének vizsgálata a Bükk hegységi Garadna-patak vízgyűjtőjén. – *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* **28**: 83–87.
- Fülep, T. (2005): Az örvényférgék (Platyhelminthes: Turbellaria) elterjedésének vizsgálata a Bükk-fennsík térségének vizeiben. – *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* **13**: 95–107.
- Fülep, T. (2007): Az örvényférgék (Platyhelminthes: Turbellaria) előfordulásának vizsgálata a Bükk hegység Nagy-völgyi-patakjának vízrendszerében (Ablakos-kő-völgy, Leány-völgy, Nagy-völgy). – *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* **16**: 55–64.
- Fülep, T. (2008): Újabb adatok az örvényférgék (Platyhelminthes: Turbellaria) Bükk hegységi előfordulásához (Bükk-fennsík, Nagy-Szállás-völgy). – *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* **18**: 45–52.
- Fülep, T. (2010): A planáriák (Platyhelminthes: Tricladida) előfordulása a Bükk hegységi Forrás-völgy vízrendszerében. – *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* **21**: 83–90.



- Fülep, T. (2011): A Szinva planáriafaunisztikai (Platyhelminthes: Tricladida) vizsgálata. – *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* **26**: 89–98.
- Hartwich, H.-J. (1977): Laposférgek törzse – Plathelminthes. In: *Urania Állatvilág*. Alsóbbrendű állatok. – Gondolat Kiadó, Budapest, pp. 121–167.
- Lukács, D. & Vajon, I. (1955): Jegyzetek a Bükk vizeinek állatökológiai és állatföldrajzi viszonyaihoz. (Közlemény az Egri Pedagógiai Főiskola Állattani Tanszékétől.) – *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis* **1**: 445–460.
- Méhely, L. (1925): A magyar középhegység, jelesen a Bükk, a Bakony és a Mecsek planáriái. – *Matematikai és természettudományi értesítő* **41**: 178–184.
- MIVÍZ Miskolci Vízmű Kft. (2010): Adatok grafikonok. – <http://www.miviz.hu/ivoviz-szolgáltatás/adatok-grafikonok/> (hozzáférés időpontja: 2010.01.31.)
- Mödlinger, G. (1943): A hazai örvényférgek gyűjtése és konzerválási módja. – *Fragmenta faunistica hungarica* **6**(2): 67–72.
- Pauls, S. (2004): Ergänzungen zu Reynoldson & Young (2000): – In: Haase, P. & Sundermann, A.: Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthos-untersuchungen in Fließgewässern. Abschlussbericht. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Projekt: O 4.02., 2 pp.
- Reynoldson, T. B. & Young, J. O. (2000): *A key to the freshwater triclads of Britain and Ireland with notes on their ecology*. – Scientific Publications of Freshwater Biological Association (FBA) **58**, The Ferry House, Far Sawrey, Ambleside, Cumbria, 72 pp.
- Thienemann, A. (1950): *Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. Die Binnengewässer **18**, 809 pp.

### Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: A planáriák előfordulásának változásai a Bükk hegységi Garadna és Szinva patakok vízgyűjtőjén.

**Faunal changes of triclads (Platyhelminthes: Tricladida)  
in the watercourses of the Garadna and Szinva streams,  
Bükk mountains, NE Hungary**

Teofil Fülep

*University of Pannonia, Georgikon Faculty, Doctoral School in Animal and Agricultural  
Environment Sciences, Deák Ferenc utca 16., H-8360 Keszthely, Hungary*  
*University of Miskolc, Faculty of Earth Science and Engineering, Institute of Environmental  
Management, H-3515 Miskolc-Egyetemváros, Hungary*

Present work discusses the changes in occurrences of the triclads in conservation biological point of view. Researches had been carried out between 2003 and 2011 in the watercourse-system of Garadna and Szinva streams of Bükk mountains. A part of these waters had already been examined about 50 years ago and data of triclad occurrences were provided. Present paper lists and evaluates results of the sampling sites where differences are shown between the former and the new data. Seven (7) sites of occurrences proofed differences between data after 2000 and before 1955. *Crenobia alpina* had disappeared from four (4), while *Polycelis felina* had disappeared from two (2) sites. *Dugesia gonocephala* occurs in lower part of water flow in one (1) site, and in upper part also in one (1) site. Disappearances were probably caused by spring engagement, water extraction, and water pollution. Occurrence sites of *Crenobia alpina* – which species has a low dispersal propensity – are supposedly thousands-years-old water bodies, carriers of biodiversity, that is why their conservation (preservation) is extremely important. Warier water use is needed to preserve biodiversity and aquatic habitats. The natural condition of spring and bed has to be ensured and water extraction never must cause drying up or development of stagnant water.

Keywords: *Crenobia alpina*, *Polycelis felina*, *Dugesia gonocephala*, disappearance, water extraction, nature conservation, biodiversity, natural condition.

## Élőhely-szimulációs modell a szigetközi hullámtér tájrehabilitációs megoldásaira

Gubányi András<sup>1</sup>, Wohlfart Richárd<sup>2</sup>, Ficsor Johanna<sup>3</sup>,  
Gergely Attila<sup>4</sup>, Hahn István<sup>5</sup>, Krámer Tamás<sup>6</sup>,  
Ronkay László<sup>1</sup>, Mohácsiné Simon Gabriella<sup>3</sup>  
és Scharek Péter<sup>7</sup>

<sup>1</sup> Magyar Természettudományi Múzeum, Gyűjteményi és Kutatási Tudásközpont,  
Budapest, 1088. Baross u. 13., email: gubanyi@nhmus.hu

<sup>2</sup> Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem,  
Műszaki Mechanikai Tanszék,

<sup>3</sup> Észak-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság,

<sup>4</sup> Budapesti Corvinus Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék,

<sup>5</sup> Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani,  
Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék

<sup>6</sup> Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem,  
Vízépítési és Vizgázdálkodási Tanszék

<sup>7</sup> Magyar Állami Földtani Intézet

Összefoglaló: A Duna vízének 1992-es elterelése a szigetközi hullámtérben víz- és talajvízszint csökkenést eredményezett. A közös magyar-szlovák stratégiai környezeti vizsgálat keretében, a hullámtéri vízpótlórendszer-változatok hosszú távú tájleptéki hatásának vizsgálatára alkalmas szimulációs modellt dolgoztunk ki. Az egyes élőhelyek átalakulását 1. rendű 2. fokú differenciálegyenletekkel írtuk le. A modell figyelembe vette az élőhelyek jelenlegi állapotát, az élőhelyek optimális vízellátottsági jellemzőit, a talajvízszint változásokat, az élőhelytípusok (egymásba) átalakulását és annak jellemzőit, a hullámtér terep- és hidromorfológiai modelljeit és a kavicsréteg határfelszínét. A peremfeltételek a következők voltak: a szimulált időszak tetszőlegesen változtatható, az erdészeti tevékenység hosszútávon nem tervezhető, a kaszálók hasznosítása folyamatos, a talajvízszint változása a legfontosabb faktor a szukcessziós folyamatban, létrejöhetnek új élőhelytípusok, a cellák közötti interakció részlegesen megengedett és a szimuláció felbontása 25x25 m-es cellanagyság. Az élőhely-szimulációs modell a történeti térképek elemzésén alapuló vegetáció vizsgálatlaltal és a biogeográfiai alapokon nyugvó koherens zoológiai osztályozással együtt alkalmas a tájleptéki változások komplex értékelésére.

Kulcsszavak: élőhely-rehabilitáció, szukcesszió, modellezés, differenciálegyenlet, Duna, Szigetköz.

### Bevezetés

A Duna 1992-ben történt elterelése következtében a Szigetközt érintő szakaszon (1850-1811 folyamkilométer) a főmederben a vízhozam 80-90%-kal, a

vízszint mintegy 3 méterrel csökkent. A kedvezőtlen jelenség hatásának csökkentésére 1995-től részleges megoldásként fenékküszöbvel duzzasztott víztérből kormányoznak vizet a hullámtérbe, részben természetes medrekben, részben mesterségesen kialakított csatornákban. Az elmúlt két évtized során több rehabilitációs változat is született, amelyek célja a hullámtér, illetve a mentett oldal vízháztartási problémáinak további mérséklése volt. Közös magyar-szlovák stratégiai környezeti vizsgálat keretében az egyes változatok megvalósíthatóságának elemzése kiterjedt a természeti rendszer értékelésére, a terület folyószabályozásának és földhasználatának történetére, a visszafordíthatatlan változások, kényszerek, terhelések és hatások elemzésére, a jelenlegi helyzet hiányosságainak értékelésére, a figyelembe veendő jogi kötelezettségekre, az érintett érdekek és a környezeti célkitűzések ismertetésére, a lehetséges rehabilitációs intézkedések vizsgálatára és előzetes értékelésére. A felszíni vizek hidrodinamikai és talajvíz modellezési módszerek és szimulációs futtatások, illetve a vízi élővilágra gyakorolt hatások mellett a projekt egyik részfeladata a rehabilitációs változatoknak a hullámtér szárazföldi vegetációjára és a faunájára gyakorolt hosszú távú hatásának a prognosztizálása volt.

A kutatási projekt keretén belül az öt rehabilitációs elképzelés (SZITE, szűkítés, optimális feltöltés, mederszélesítés, meanderező (1. függelék az Online Függelékben)) kapcsán a főmederben, illetve a hullámtérben történő vízügyi beavatkozások hatásának vizsgálatára dolgoztunk ki egy a tájleptékű változások nyomon követését biztosító, a folyamat lényegét megfogó stratégia típusú modellt. Ezt az elképzelést erősítette a talajvízháztartás központi szerepének ismerete a hullámtéri vegetáció fejlődésében, illetve a meglévő, mérhető és/vagy szimulálható további háttérváltozók ismerete. Ezért az alábbi háttérfeltételek teljesülését tűztük ki elérhető célként: az élőhelytípusok lehatárolását és jelenlegi állapotának értékelését; az élőhelyek ökológiai állapotát leginkább jellemző felszíni vizek és talajvízszintek változásainak nyomon követését; az élőhelyek optimális vízellátásának meghatározását, a vegetáció vízigényét kielégítő, megfelelő talajvízszint megjelölésével; annak a szukcessziós sémának a meghatározását, amely az egyes élőhelytípusok átalakulását mutatja a vízellátás változásainak függvényében; a talaj és a kavicsréteg határfelszínének meghatározását; a hullámtér digitális felszíni modelljének (DSM) számítógépes kidolgozását; az összegyűjtött adatok analízisét egy wrapper program felhasználásával, amely képes létrehozni az élőhelyek időbeni változását szimuláló program bemeneti mátrixát (2. függelék az Online Függelékben).

Jelen tanulmányban a fenti vizsgálathoz használt élőhelyváltozásokat szimuláló modellt ismertetjük. A bemutatásra kerülő modell eredményei Ijjas *et al.* (2010) szerkesztésében készült megvalósíthatósági tanulmányban található.

### Anyag és Módszer

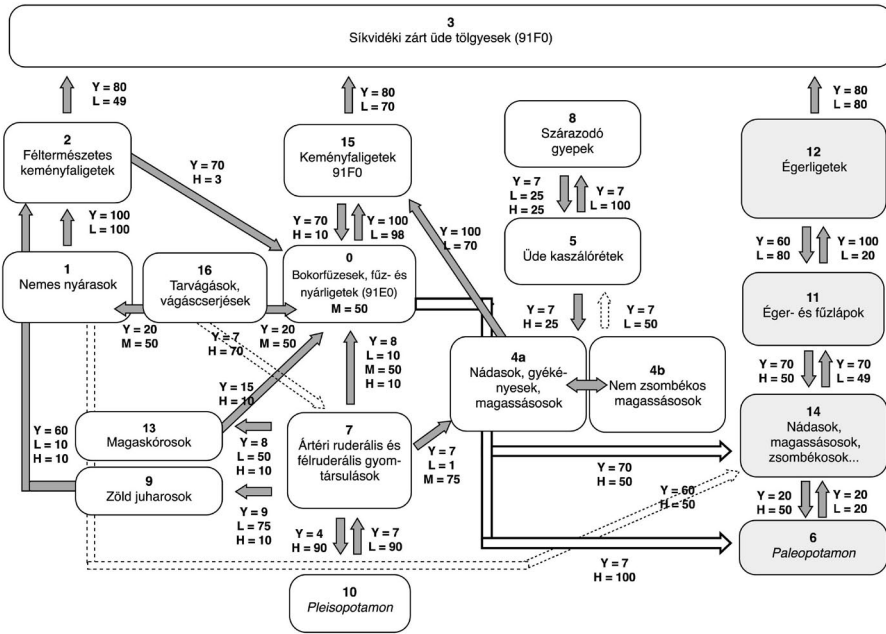
#### *Élőhelyek jelenlegi állapotának értékelése, az élőhelytípusok lehatárolása, szukcessziós séma*

Az élőhelyek térbeli eloszlásának kezdeti viszonyait a Vituki-Argos által 2008-ban készített nagy felbontású, infravörös légifelvételek, korábbi növényterképezési és kiegészítő terepi bejárások adatainak a felhasználásával határoztuk meg (Gergely *et al.* 2001, Hahn *et al.* 2011, Kevey 2004a, Kevey 2004b, Kevey 2004c, Simon *et al.* 1993, Zólyomi 1937). Az élőhelyek feltérképezése során alkalmazott módszer alapját az Á-NÉR (Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer) képezte (3. függelék az Online Függelékben). Az Á-NÉR kategóriákat a szimulációs modell által használt szukcessziós séma számára 17 aggregált élőhelytípus kategóriába vontuk össze. Az egyes élőhelyek (egymásba) átalakulását bemutató séma (1. ábra) kialakításakor a következő általános szempontokat vettük figyelembe: A változások lehetnek (1) természetes (spontán), vagy (2) antropogén (kezelésfüggő) eredetűek, amelyek (3) a szárazodás vagy a (4) vizesedés hatására jönnek létre. A változások sebességére (időtartamára) jellemző, hogy (5) a vízhatású élőhelyek szukcessziója általában gyorsabb, mint a szárazaké, és hogy (6) a regeneráció általában hosszabb időt vesz igénybe, mint a degradáció.

#### *Felszíni vizek és talajvízszint-változások modellezése*

Minden egyes rehabilitációs változat műszaki paraméterei beépítésre kerültek a modellekbe és a diszkrét vízhozam értékekkel kerültek futtatásra. A kisvízi vízjárások esetén a vízhozam explicit módon megosztásra került a főmeder és a magyarországi hullámtéren lévő mellékágak között (200 + 40, 350 + 80, 550 + 120, 750 + 120 m<sup>3</sup>/s).

A Szigetköz hullámtérének felszíni vizeire készült hidrodinamikai modellek közül a kétdimenziós közelítés (MIKE 21 FM) eredményeit (Józsa *et al.* 2009) használtuk fel a bemeneti mátrix alapadataihoz. Ez a modell a hullámtéri elárasz-



**1. ábra.** A szukcessziós átmenetek sémája és az összevont élőhelytípusok átmeneti mátrixának adatai (fehér szaggatott nyíl: kezelésfüggő változások, fekete keretes nyíl: modellezett aerob-anaerob átmenet, sötétszürke nyíl: a modellezett átalakulások iránya, Y: A változások időskálája; átalakulási idő években, L: A vegetációs időszak hány százalékában kell a talajvízszintnek az adott élőhely esetében az optimális érték alatt maradnia, hogy az átalakulás az adott élőhelyből egy másikba elinduljon, M: A vegetációs időszak hány százalékában kell a talajvízszintnek az adott élőhely esetében az optimális értéken belül maradnia, hogy az adott élőhely ne alakuljon át, H: A vegetációs időszak hány százalékában kell a talajvízszintnek az adott élőhely esetében az optimális értéken felett maradnia, hogy az átalakulás az adott élőhelyből egy másikba elinduljon).

tások számítását szolgálta, amivel aztán elemezhető volt az időszakos és állandó víztetek kialakulása és kapcsolódása.

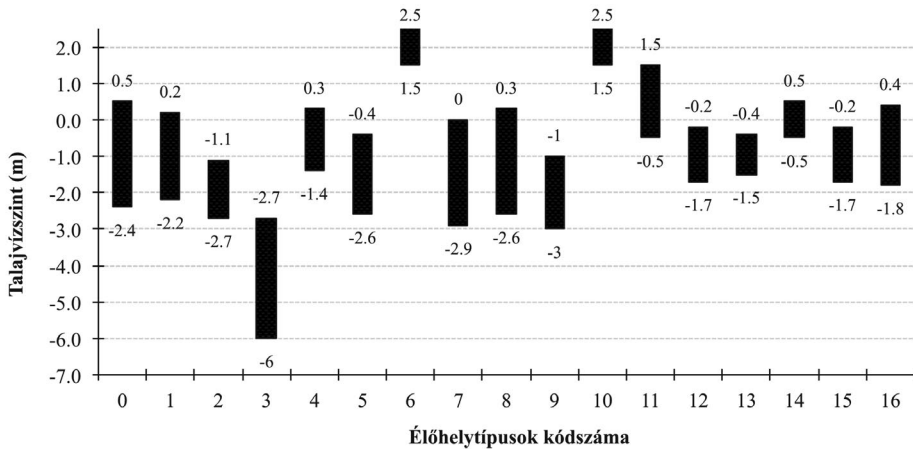
A felszínalatti vizek különböző változatoknál várható reagálásához a Visual Modflow 4.2 verzióját alkalmaztuk (Janák *et al.* 2009). Ebben a 3D talajvízmodellben a külső peremfeltételként az 1D hidrodinamikai folyómodellel (MIKE 11) kapott felszínörbékét használtuk. Azokban a cellákban, ahol magasabb vízhozam esetén a talajvíz szimulált szintje elérte a felszínt, a 2D hidrodinamikai modell adatait használtuk.

### Hullámter digitális felszínmodell

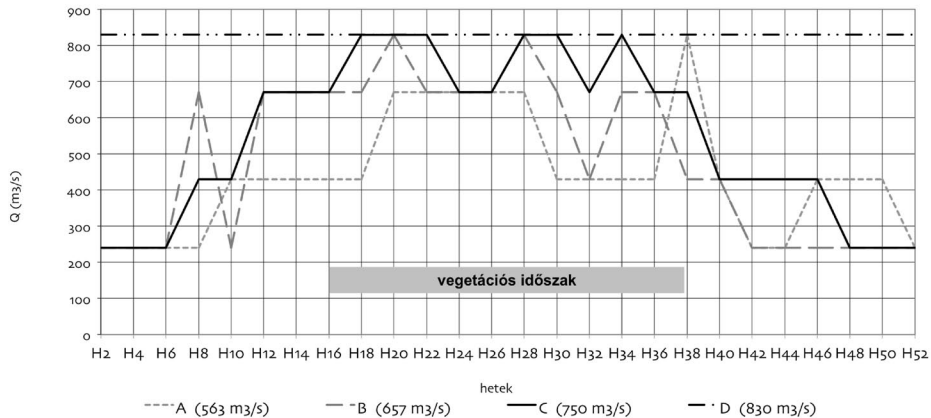
A Szigetköz hullámterének digitális domborzati modellje geodéziai adatok (keresztmetszvények, hullámterei mérések, főmeder szondázás) valamint az egész területről készített légifelvételek feldolgozásán alapult (Józsa *et al.* 2009).

### Éves vízhozam-profilok

A további számításokhoz négy különböző éves vízhozam-profilot hoztunk létre és teszteltünk. A négy eltérő éves vízhozam profilok lefutásának kialakításánál figyelembe vettük az elmúlt 10 év hidrológiai adatsorát, valamint a szárazföldi élőhelyek ökológiai vízigényét (2. ábra). Az „A” és „B” típusú profilok a 2007-es és a 2005-ös évet térképezték le, ahol az összes vízhozam minimális, illetve maximális értékeket mutat. A „C” típus számításánál a szárazföldi élőhelyek vízigényének elméleti dinamikáját vettük figyelembe. A negyedik esetben („D” típus) a felszínalatti vizek modellezésénél használt legmagasabb vízhozamot alkalmaztuk (3. ábra). Vegetációs időszaknak az április 15. és október 15.



**2. ábra.** A talajvízszintek optimális tartománya a hullámterei szárazföldi élőhelytípusonként (0: bokorfüzesek, fűz- és nyárligetek 91E0; 1: nemes nyárasok; 2: féltermészetes keményfaligetek; 3: síkvidéki zárt üde tölgyesek 91F0; 4: nádasok, gyékényesek, magassásosok; 5: üde kaszálóréttek; 6: paleopotamon; 7: ártéri ruderális és félruderális gyomtársulások; 8: szárazodó gyepek; 9: zöld juharosok; 10: pleisopotamon; 11: éger- és fűzlápok; 12: égerligetek; 13: magaskórósok; 14: nádasok, magassásosok, zombékosok / láposodó; 15: keményfaligetek 91F0; 16: tarvágások, vágáscserjések).



**3. ábra.** Az analízisek során alkalmazott éves vízhozam-profilok (a szürke színű terület a vegetációs időszakot jelöli).

közötti periódust tekintettük. A vízhozam-változások dinamikája kéthetes bontásban került kialakításra.

#### *Optimális vízellátás élőhelytípusonként*

Az egyes aggregált élőhelytípusok talajvízszintjének eloszlási gyakoriságát az élőhely-térképezéséből származó adatok és felszínalatti vizek modellezéséből származó adatok alapján határoztuk meg a főmeder és a magyar mellékágak között megoszló 870 m<sup>3</sup>/s vízhozamra vonatkoztatva. Egy adott élőhelytípusra vonatkozó optimális tartomány meghatározásához az eloszlási görbe 70-75%-os tartományát vettük figyelembe (2. ábra, 4. függelék az Online Függelékben). Az optimális tartomány alsó és felső határértékeit használtuk fel az ezt követő élőhely-változásokat szimuláló program bemeneti mátrixának létrehozásakor. Az előre jelzett, potenciális élőhelytípusokra vonatkozó értékeket pedig az aggregált élőhelytípusok talajvízszintjeinek eloszlási mintázatából extrapoláltuk.

#### *Talaj - kavicsréteg határfelzár*

A Magyar Állami Földtani Intézet (MÁFI) terepi adatai és légifotó kiértékelése alapján először elkészítettük a kavicsfedő vastagsági térképét 0,50 m-es felbontásban, manuálisan. A kéziratot MicroStation95 program segítségével digitalizáltuk, majd az Intergraph Co. MGE szoftver család segítségével feldolgoz-



tuk. A fedőréteg és a kavics határvonalát meghatározó felületmodell felbontása a fúrásadatok egyenetlen eloszlása miatt - amint az várható is volt - nem érte el a digitális felszínmodell felbontási határértékét, de az ellenőrző számításokhoz kellő pontosságot adott. A felület valós ábrázolásához hozzájárult az 1995. óta 9 ponton végzett aktuálgeológiai monitoring adatsora is. Jelen munkához az adatok ESRI shape formátumba konvertálását ArcGIS 9.2 szoftverrel végeztük, és ugyanezzel állítottuk elő a hullámtér területére a 25 m-es felbontású grid modellt. Referenciaként felhasználtuk a MÁFI és a pozsonyi Földtani Intézet (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra - ŠGÚDŠ) által a DANREG projekt keretében 1997-ben készült, 2000-ben digitálisan is publikált, a Duna mindkét oldalán 25-25 km-es sávot bemutató földtani térképet és annak alapadatait. A kapott vastagsági grid modellt végül - többszöri kalibrálás után - az ArcGIS 9.2 szoftver alkalmazásával összevetettük a digitális felszín modellel, és így kaptuk meg a fedőréteg talp (vagyis a kavicsbetető) felszín modelljét.

### Élőhelyek időbeni változásának modellje

Az egyes élőhelytípusok eltérő inváziós stratégiái differenciálegyenletekkel kerültek leírásra, amelyek 1. rendű 2. fokúak voltak.

$$H'_{k,j}(t) = c_{i,j} * H_{k,j}(t) - \frac{c_{i,j} * r_{i,j}}{H_{k,i}(t) + H_{k,j}(t)} * H_{k,j}^2(t)$$

ahol:

$H_{k,i}$  = a k-adik cella i-dik típusú élőhelyének százalékos aránya a k-adik cellában,

$c_{ij}$  = az i-dik típusú élőhelyből a j-dik típusú élőhelybe történő átalakulás sebességére jellemző állandó

$r_{ij}$  = i-dik típusú élőhely ellenállása v., pufferkapacitása a j-dik típusú élőhely inváziójával szemben.

A „ $c_{ij} * H_{k,j}(t)$ ” tag fejezi ki az adott idő alatt a j-dik típusú élőhelybe történő átalakulás százalékos mennyiségét abban az esetben, ha az i-dik típusú élőhely semmilyen ellenállást nem fejt ki. Ez természetesen nem fordul elő, ezért le kell vonni azt a részt, amit az eredeti élőhely (i) fejt ki az átalakulással szemben. Ennek nagysága két összetevőtől függ: (1) a két élőhelytípus egymáshoz vi-

szonyított arányától az adott cellában, amely idővel változik, de a kettő összege 100 %, amely nem változik; (2) az eredeti élőhely „ellenállásán”, amely az átalakulás folyamán idővel változik és azzal arányosan csökken. Levezethető, hogy  $c_{ij}$  nagyobb, mint ez az ellenállás, ezért ez az ellenállás felírható a  $c_{ij}$  és egy  $r_{ij}$  konstans szorzataként.

Az összevont élőhelytípusok átmeneti mátrixának adatai (átalakulási idő, a talajvízszint százalékos optimuma a vegetációs időszakban) korábbi tanulmányok (lásd IID Gazdasági Tanácsadó Kft 2001) és tereptapasztalatok alapján kerültek meghatározásra (1. ábra). Az egyes átalakulásokat leíró differenciálegyenletek együtthatóinak kiszámítása az átalakulási időértékek felhasználásával két alapvető szukcessziós stratégiát (gyors és lassú, 5. függelék az Online Függelékben) figyelembe véve, a görbeillesztés módszerével az OCTAVE 3.2.3. numerikus elemző szoftvercsomag (Eaton *et al.* 2007) felhasználásával történt (6. függelék az Online Függelékben).

A fent említett differenciálegyenletet a háttérváltozók feltételrendszerével bővítettük (2. függelék az Online Függelékben) és numerikus megoldására MS Visual Basic 6.0 környezetben fejlesztettünk egy alkalmazást, amelynek bemeneti mátrixa (2. függelék az Online Függelékben), minden rehabilitációs változat és éves vízhozam-profil esetén egy célprogram segítségével került előállításra (Clarion 6.0 fejlesztői környezet) a háttérmodellek alapadatainak közvetlen felhasználásával. Rehabilitációs változatonként és éves vízprofilonként szabadon választható szimulációs időtartam szerint, cella egységenként történt a változások számítása. A kapott adatok általános pontraszteres fájl formátumban kerültek elmentésre.

A számítógépes modell elkészítésekor a rendelkezésre álló adatok és elvárások figyelembe vételével a következő feltételek is beépítésre kerültek a programba: a modellezési időtartam 50 év, a gyepek tartós használatban vannak (vagyis kaszálják őket), a talajvízszint-ingadozás a szukcessziós folyamat kifejlődésének legjelentősebb tényezője, új élőhelytípusok kifejlődése is lehetséges, a szomszédos cellák kölcsönhatása csak a ruderális és félruderális folyami közösségek esetében megengedett, a szimuláció raszterfelbontása  $25 \text{ m} \times 25 \text{ m}$ . A szimulációs modell vízigényen, elárasztás tőrésen alapuló potenciális élőhelyeket jelez előre, nem képes kezelni az ezektől jórészt független hatásokat, így a természetestől eltérő fafajösszetételű erdők (nemesített fűz, nyár, feketedió, akác, erdeifenyő ültetvényeket) telepítését, a szigetközi hullámtérben az inváziós fafajok (zöld juhar, közönséges dió, bálványfa) terjedését, továbbá a területhasználatban bekö-

vetkező olyan változásokat, melyek lényegesen megváltoztatnák a gyepterület-erdőterület arányát (pl. gazdasági és természetvédelmi szempontok, rekreáció, vadászat).

### A modell eredmények értékelésének szempontjai

A modell által számolt adatok értékelésénél teljesen új megközelítések alkalmazhatók, amelyek komplexitásában igyekeznek értékelni a változásokat. Az élőhelyek változásánál így referenciaértéknek a 19. század vége előtti - a folyamszabályozást megelőző - állapotok tekinthetők. A múltbeli élőhelytípusok területi arányára vonatkozó adatok - történeti térképek elemzése alapján - rendelkezésre állnak (Schwarz 2009). Ezt figyelembe véve a hullámtér eredeti állapotának megőrzéséhez olyan rehabilitációs változatok értékelhetők pozitívan, amely a vízigényes élőhelyek számára teremtenek kedvező feltételeket. Kedvezőnek, vagy elfogadhatónak minősíthető a folyóparti alacsony ártéri szukcesszióra jellemző természetes és féltermészetes élőhelyek arányának növekedése és/vagy fennmaradása (pl. bokorfüzesek, fűz- és nyárligetek, nádasok, gyékényesek, magassásosok, ártéri ruderális és félruderális gyomtársulások, éger- és fűzlápok, égerligetek). A szárazodás ugyan növelné az előforduló élőhelyek sokféleségét – elsősorban az alacsonyabb talajvízszinthez alkalmazkodó vegetáció megjelenésével, illetve térnyerésével -, de természetvédelmi szempontból ez önmagában nem lehet az egyetlen cél, sokkal inkább a hullámtéri jelleg megőrzése. Ezért a modell eredményeinek értékelésénél – nyilvánvaló természetvédelmi értékei ellenére – a keményfaligetek arányának növekedése kedvezőtlennek értékelhető. A nemesnyárasok olyan mesterséges erdők, amelyek nagyrészt korábbi puhafás erdők élőhelyein találhatóak, így az ezek által elfoglalt területek - nyilvánvaló természetvédelmi hátrányaik ellenére is – mint potenciális fűz- vagy nyárligetet élőhelyek – kedvezően értékelendők.

Állattani szempontból a hullámtéri élőhelyek értékelésénél a táplálékhálózatokban betöltött szerepük, illetve a magas faj- és egyedszámuk alapján a gerinctelen fauna változásának kimutatása különösen fontos. A szigetközi hullámtérben vizsgált repülő rovarcsoportok közül - a rendelkezésre álló háttéradatakat is figyelembe véve - leginkább a lepkefajok elterjedésével, eloszlásával és a táj – lepkefauna kölcsönhatását, összefüggéseit magába foglaló osztályozással értékelhetők a változások. A lepkékre vonatkozó biogeográfiai alapokon nyugvó koherens zoológiai (Varga *et al.* 2005) értékelés és osztályozás jobban

megalapozott, mint a bionomikai információkat összefoglaló kategóriák. A szárazföldi élőhelyek változásait leíró modellhez hasonló, a szigetközi vizes élőhelyek és azok karakterfajainak változását szimuláló modell kidolgozása még várat magára. Jelen tanulmány célja a kifejlesztett élőhelyszimulációs modell részletes ismertetése volt. Az egyes rehabilitációs változatoknál kapott eredmények bemutatása és azok részletes értékelése a felvázolt szempontrendszer alapján megtalálható a közös magyar-szlovák stratégiai környezeti vizsgálat weboldalán (<http://www.bosnagymaros.hu/pdf/FesaibilityStudySzigetkoz.pdf>).

\*

*Köszönetnyilvánítás* – A kutatás a volt Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (KVVM) anyagi támogatásával a magyar-szlovák stratégiai környezeti vizsgálat keretében valósult meg.

### Irodalomjegyzék

- Eaton, J. V., Bateman, D. & Hauberg, S. (2007): GNU Octave Manual Version 3 – Network Theory Limited, 568 pp.
- Gergely, A., Hahn, I., Mészáros-Draskovits, R., Simon, T., Szabó, M. & Barabás, S. (2001): Vegetation succession in a newly exposed Danube Riverbed. – *Applied Vegetation Science* 4: 35–40.
- Hahn, I., Gergely, A. & Barabás, S. (2011): Changes In The Active Floodplain Vegetation Of The Szigetköz. – *Annali di Botanica (Roma)* 1: 1–8.
- IID Gazdasági Tanácsadó Kft (2001): A szigetközi vízpótlás és az ökológiai rehabilitáció optimalizálása – zárójelentés, Budapest, 105 pp.
- Ijjas, I., Kern, K. & Kovács, Gy. (szerk.) (2010): Feasibility Study: The Rehabilitation of the Szigetköz Reach of the Danube. – Report, Ministry of Environment and Water, Budapest, pp. 209-225.
- Janák, E., Mohácsiné-Simon, G., Ficsor, J. & Molnár, Z. (2009): 1D surface water modelling and groundwater modelling. – Research report, Budapest University of Technology and Economics, Department of Hydraulic and Water Resources Engineering, 81 pp.
- Józsa, J. Krámer, T. & Rákóczi L. (2009): 2D hydrodynamic modelling of the impact on surface waters – Research report, Budapest University of Technology and Economics, Department of Hydraulic and Water Resources Engineering, 147 pp.
- Kevey B. (2004a): A Duna szlovákiai elterelésének hatása az Alsó-Szigetköz csigolya bokorfűzeseire (*Rumici crispi-Salicetum purpureae* Kevey in Borhidi–Kevey 1996). Wirkung der slowakischen Donau-Umleitung auf die Purpurweiden-Gebüsche (*Rumici crispi-Salicetum*

- purpureae*) in Alsó-Szigetköz (in der Unteren-Schüttinsel), Süd-West-Ungarn. – *Botanikai Közlemények* **90**(2003): 1–18.
- Kevey, B. (2004b): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz fehér fűzligeteire (*Leucojo aestivi-Salicetum albae* Kevey in Borhidi–Kevey 1996). Wirkung der slowakischen Donau-Umleitung auf die Weißweiden-Auen (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*) in Felső-Szigetköz (in der Oberen-Schüttinsel), Süd-West-Ungarn. – *Kitaibelia* **9** (1): 173–186.
- Kevey, B. (2004c): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz fehér nyárligeteire (*Senecioni sarracenic-Populetum albae* Kevey in Borhidi–Kevey 1996). Wirkung der slowakischen Donau-Umleitung auf die Weißpappel-Auen (*Senecioni sarracenic-Populetum albae*) in Felső-Szigetköz (in der Oberen-Schüttinsel), Süd-West-Ungarn. – *Kanitzia* **12**: 177–195.
- Schwarz, U. (2009) Historical landscape element analysis for the Szigetköz floodplain in Hungary, Unpublished report – FLUVIUS, Vienna, 31 pp.
- Simon, T., Szabó, M., Draskovits, R., Hahn, I. & Gergely, A. (1993): Ecological and phytosociological changes in the willow woods of Szigetköz, NW Hungary, in the past 60 years. – *Abstracta Botanica* **17**: 179–186.
- Varga, Z., Ronkay, L., Bálint, Zs., László, Gy.M. & Peregovits, L. (2005): Checklist of the Fauna of Hungary. Volume 3. Macrolepidoptera. – Hungarian Natural History Museum, Budapest, 114 pp.
- Zólyomi, B. (1937): A Szigetköz növénytani kutatásának eredményei. – *Botanikai Közlemények* **34**: 169–192.
- Wood, J. (2009): The LandSerf Manual. Version 1.0 for LandSerf 2.3.1 – <http://www.landserf.org/>, 3rd December 2009, 213 pp.

## Habitat simulation model for rehabilitation measures in the floodplain of Szigetköz, Hungary

András Gubányi<sup>1</sup>, Richárd Wohlfart<sup>2</sup>, Johanna Ficsor<sup>3</sup>, Attila Gergely<sup>4</sup>, István Hahn<sup>5</sup>,  
Tamás Krámer<sup>6</sup>, László Ronkay<sup>1</sup>, Gabriella Mohacsi-Simon<sup>3</sup> and Péter Scharek<sup>7</sup>

<sup>1</sup> *Division of Collections and Research, Hungarian Natural History Museum,  
H-1088 Budapest, Baross u.13., e-mail: gubanyi@nhmus.hu*

<sup>2</sup> *Department of Applied Mechanics, Budapest University of Technology and Economics,*

<sup>3</sup> *The North-Transdanubian Environmental Protection and Water Management Directorate,*

<sup>4</sup> *Department of Landscape Protection and Reclamation,*

*Faculty of Landscape Architecture, Corvinus University of Budapest,*

<sup>5</sup> *Department of Plant Systematics, Ecology and Theoretical Biology, Eötvös Loránd University,*

<sup>6</sup> *Department of Hydraulic and Water Resources Engineering,*

*Budapest University of Technology and Economics,*

<sup>7</sup> *Geological Institute of Hungary*

As a result of the diversion of the river Danube in 1992 both surface water and groundwater levels have dropped in the floodplain of Szigetköz, Hungary. Within the framework of a mutual strategic environmental assessment applied by Slovakia and Hungary a simulation model was developed in order to be able to characterise the long-term effects of rehabilitation measures planned to improve water supply of the impacted area. Interconversion of the particular habitats was given by time-independent, 1<sup>st</sup> order, 2<sup>nd</sup> degree differential equations. The model takes into account the present condition of habitats, their optimal water supply characteristics, changes in groundwater level, the characteristics and interconversion of certain habitat types, surface- and hydro-morphological models of the floodplain and position of upper gravel surface layer. The following boundary conditions were defined: duration of the simulation can be optionally specified, forestry activity cannot be programmed in the long-term, the treatment of meadows is continuous, groundwater level changes is the most important factor in development of the succession, the formation of new habitat types as well as partial interaction of neighbouring cells are permitted and in the model a resolution of a 25 m × 25 m grid size was applied. The habitat simulation model, together with the analysis of historical maps establishing the original vegetation and with coherent zoological classification using a biogeographical approach is appropriate for the complex assessment of landscape scale changes.

Keywords: rehabilitation, landscape, simulation, modelling, floodplain, Danube, Szigetköz.

## A természetesvízi halászat szerepe vizeink biodiverzitásának alakulásában

Halasi-Kovács Béla és Váradi László

*Halászati és Öntözési Kutatóintézet  
5540 Szarvas, Anna liget 8.  
e-mail: halasi1@t-online.hu*

Összefoglaló: A természetesvízi halászat és horgászat, valamint a vízi és vizes élőhelyek kapcsolatrendszerének jobb megértését a természetvédelmi, gazdasági és társadalmi igények teszik mára sürgetővé. Ehhez járulnak a fenntartható működtetés peremfeltételeit biztosító szabályozók megalkotásának szükségletei. A témakör feldolgozásához az ökológia diszciplínája megfelelő tudományos háttérrel biztosít. Erre alapozva tettünk javaslatot a természetesvízi halászat fogalomkörének és definícióinak tisztázására, összhangot teremtve a nemzetközi szakirodalommal is. Egy új, ökológiai szemléletű természetesvízi halászat tudományos megalapozásának első lépéseként elemeztük a hazai víztípusok fogási és telepítési statisztikai adatait. Emellett összegyűjtöttük és értékeltük az elmúlt 15 év témával kapcsolatos publikációit. Ezek alapján megállapítható, hogy vizeink természetes halközösségeinek átalakulása és degradációja az elmúlt évtizedben sem állt meg. A vizsgált időszakban egyes populációk relatív túlhasználata jellemző. A recens hazai irodalomban a témával foglalkozó természettudományos publikáció kevés. Ugyanakkor a jellemző problémák meglehetősen széles köre felvetődik, így alkalmas alapot biztosítanak a további tudományos vizsgálatok irányvonalainak meghatározásához.

Kulcsszavak: közösségi ökológia, természetesvízi halászat, természetesvíz, biodiverzitás, halegyüttes, szabályozás.

### Bevezetés

A természetesvízi halászat és horgászat, valamint a vízi és vizes élőhelyek kapcsolatrendszerének jobb megértését az egyre élesebben jelentkező, gyakran egymással szemben álló természetvédelmi, gazdasági és társadalmi igények teszik mára sürgetővé. Ehhez járulnak a fenntartható működtetés peremfeltételeit biztosító szabályozók megalkotásának szükségletei. Természeti rendszereink közül a kontinentális vízi ökoszisztémák az emberi tevékenység következményeként mára a leginkább befolyásolt és átalakított rendszerek, ennek megfelelően kiemelten sérülékenyek (Dynesius & Nilsson 1994, Malmqvist & Rundle

2002, Nilsson *et al.* 2005, Poff *et al.* 1997). Hasonló kép rajzolódik ki hazai felszíni vizeink elemzése során is. A halegyüttesek alapján végzett ökológiai vízminősítés szerint a vízfolyások 80%-nak állapota mérsékelt, vagy annál rosszabb, míg az állóvizek esetében az arány ennél is kedvezőtlenebb (Halasi-Kovács *et al.* 2008). Ugyanakor a kontinentális vizek élőlénycsoportjai közül a halak nemcsak ökológiai, hanem szocio-ökonómiai szempontból is kiemelkedő szereppel bírnak (Beard *et al.* 2011, Cowx & Gerdeaux 2004). Habár a hazai természetesvízi halgazdálkodás is kiterjed minden vízfolyás és állóvíz típusra (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2010), annak vitathatatlan hatásai ellenére a halegyüttesek állapotának értékelése jórészt kívül esik a hagyományos természetvédelem látókörén. A cikk megírását a fenti tényeken túl a következőkben összefoglalt igények teszik aktuálissá: (1) a halgazdálkodást a mai kor követelményeinek megfelelően szabályozni képes új halászati törvény megalkotása; (2) a 2015-től új halászati haszonbérleti jog gyakorlás feltételrendszerének tudományos megalapozása; (3) a 2014-2020 közötti EU-s költségvetési időszakban hatályos Közös Halászati Politika és Nemzeti Halászati Stratégia megalapozása; (4) a halgazdálkodást érintő jogszabályoknak (pl. Tvt., VKI) való megfelelés.

#### A természetesvízi halgazdálkodás ökológiai vonatkozásai

A halgazdálkodási tevékenységet mesterséges eredetű hatóképes környezeti tényezőként (milió spektrum) értelmezve, egy konkrét hatásra (pl. adott faj adott méretű egyedeinek eltávolítása) az önszabályozásra képes élőlények szupraindividuális szinteken szerveződő csoportjai az ökológia alapelveinek (limitációs elv, komplementációs elv) megfelelően (Dévai *et al.* 1992, Jakucs *et al.* 1984) a környezeti és a tűrőképességi faktorok direkt összekapcsolódásán alapuló hatásmechanizmusokon keresztül komplex, ugyanakkor egyedi reakciót adnak. Az utóbbi években főként az antropogén hatásokat elemző ökológiai kutatások rámutattak arra a tényre, hogy a gyakorlati kérdésekre a közösségi ökológia szintjén végzett kutatások eredményei jobban értelmezhető válaszokat biztosítanak (Hugueny *et al.* 2010, Lawton 1999). A halgazdálkodás ökológiai szempontú megközelítése is ezt a tényt látszik erősíteni. Ugyanis a halászat által befolyásolni képes ökológiai rendszerben a folyamatok valós szereplői a közösségek, így a halgazdálkodás hatásai is alapvetően a közösség szintjén értelmezhetők.



Az ökológiai rendszerek equilibrium vagy non-equilibrium állapotra való törekvéséről a tudomány véleménye ma is megoszlik (Chesson & Case 1986), de a gyakorlati munkák azt bizonyítják, hogy nincs egységes rendezőelv e területen, sokkal inkább beszélhetünk egyensúlyi és nem egyensúlyi közösségek létezéséről (Gallé 1998). Az eltérő víztípusok halközösségeinek vizsgálatai azt látszanak bizonyítani, hogy még adott taxonon belül is lehetnek eltérések az egyensúly szempontjából. A vízfolyásokban nagyobb diverzitási értékek jellemzőek, amelyet feltételezhetően az időszakos – természetes – zavarások biztosítanak (köztes diszturbancia elve) (Connell 1978). Ezzel hozható összefüggésbe az a tény is, hogy a fluviális halközösségek diverzitását nagyobb skálán elsősorban az abiotikus környezeti tényezők (pl. vízgyűjtő méret, vízhozam) határozzák meg (Oberdorff *et al.* 1995, Poff & Allan 1995). A természetes fluktuáció és a nem jósolható időszakos zavarások eredőjeként oszcilláló non-equilibrium közösség tételezhető fel. Tulajdonképpen pontosan ezen hatások fenntartása miatt kifejezetten fontos a vízfolyások zavartalan longitudinális és transzverzális kapcsolt-rendszerének biztosítása. Ezzel szemben az állóvíz típusú élőhelyeken a szukcessziós folyamatok előrehaladásával természetes módon kis számú, specialista stagnofil fajközösség (záró társulás) alakul ki a „kompetitív kizárás” (Armstrong & McGehee 1980, Hardin 1960) elmélete szerint. Ezeket az élőhelyeket a kis fajszám mellett jellemzően alacsony halbiomassza jellemzi. A halközösség-szerkezet kialakításában a biotikus tényezők – a populációs kölcsönhatások – hangsúlyosabb szerepet játszanak. Érdekes kérdés a humán zavarás alatt álló állóvizek (pl. mocsári élőhelyeken) ettől eltérő képe, amelyekre ugyan szintén alacsony fajszám, azonban egyrészt jelentősen nagyobb biomassa, másrészt faji szinten az invazív fajok magasabb gyakorisága jellemző. Ennek magyarázatát, figyelembe véve az „átmeneti nyugalom (intermediate quiescence)” (Chorus & Schlag 1993) elméletét is abban látjuk, hogy az ilyen vizek nem a természetes folyamatok eredményeként kialakult zárótársulással, hanem a zavarás miatt folyamatosan megújuló pionír közösséggel jellemezhetők és emiatt juthatnak nagyobb szerephez ezen vizekben az invazív halfajok. Az invazív fajok elterjedésére vonatkozó környezeti (biotikus) ellenállás hipotézise (Chapman 1931), hasonlóan – bár eltérő szempontok alapján – a Simberloff & Von Holl (1999) „inváziós olvasztás” modelljéhez az akvatikus élőhelyek integritása fenntartásának kiemelt fontosságára hívja fel a figyelmet.

### A természetesvízi halászat fogalmának élőlényközpontú meghatározása

A halgazdálkodási tevékenységek gazdasági szemléletű fogalomrendszere a nemzetközi szakirodalomban ma már általánosan elfogadott (FAO 1997b). Azonban, a hazai fogalomrendszer nincs szinkronban a nemzetközi fogalmakkal, illetve azok definícióival. Az ebből eredő inkongruencia sokszor zavart okoz a szabályozásban is.

A FAO definíciói céljuk szerint alapvetően statisztikai szemléletűek (FAO 1997b), ugyanakkor a halgazdálkodás ökológiai szemléletű vizsgálatához, azok természetes rendszerekre gyakorolt hatásainak megértéséhez csak egy élőlényközpontú és a működés alapján meghatározott fogalomrendszer, illetve definícióik vezethetnek közelebb. A nemzetközi terminológiára támaszkodva így a következő fogalmak és definícióik bevezetését javasoljuk. *Természetesvíz*: azon vízfolyások és állóvizek, függetlenül kialakításuk vagy kialakulásuk módjától, amelyek működése szempontjából meghatározóak a természetes (anyagforgalmi) folyamatok az abiotikus – kiemelten a vízforgalom – és a biotikus – kiemelten a tápanyag forgalom – környezeti tényezők hatásainak eredőjeként.

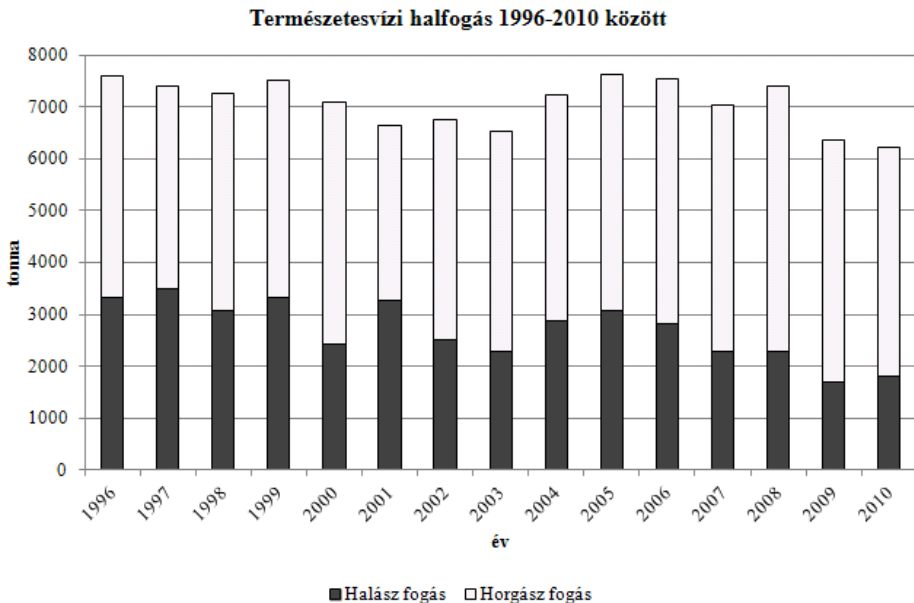
A halászat fogalma hazánkban a legtágabb értelemben használatos, magába foglalja a belvízi halászatot és akvakultúrát is. A fogalmak tisztázása érdekében ezért javasoljuk a természetesvízi halászat fogalmának használatát, amely alatt a belvízi kereskedelmi halászatot értjük. Ezek szerint a *természetesvízi halászat*: a természetesvizek olyan hasznosítása, ahol a halászati tevékenység a természetes táplálékbázison felnövekvő halak halászatilag hasznosítható részének megfogására korlátozódik, a haltelepítések és a fogások meghatározni nem, csak befolyásolni képesek a halállomány struktúráját. A szabadidős halászat fogalmát nemzetközi definíciójából adódóan (FAO 1997a) hazánkban – csakúgy mint a legtöbb országban – arányait tekintve a horgászattal lehet azonosítani. A horgászatot eredeti szempontrendszerünk szempontjából is célszerű különválasztani, mivel hatásait tekintve az a halásztól eltérő lehet (Arlinghaus & Cooke 2005, Cooke & Cowx 2006).

### A természetesvízi halászat statisztikai adatainak értékelése

A halgazdálkodással hasznosított természetesvizek kiterjedése 2010-ben 140 402 ha volt. Az elmúlt 15 évben a halászati vízterületek kiterjedése kis mértékben növekedett ( $t_5 = 2,882$ ;  $p = 0,013$ ) (Hammer *et al.* 2001, Halászati adattár

1996-2010). A fogások mennyisége 1996-2010 között kisebb fluktuáció mellett statisztikai szempontból állandónak tekinthető ( $t_s = -1,714$ ,  $p = 0,112$ ). Ebben az időszakban az összes halfogásból a természetesvízi halászat részesedése szignifikánsan csökkent ( $t_s = -4,836$ ,  $p < 0,001$ ), mennyisége mára a II. világháború előtti értéket sem éri el (Antalfi & Tölg 1971). Ugyanakkor a horgászfogás jelentős növekedést mutat ( $t_s = 2,564$ ,  $p = 0,024$ ), aránya 50%-ról 70%-ra emelkedett (1. ábra). Ez azt jelenti, hogy vizeink hasznosításában a horgászat meghatározóvá vált, ezzel együtt a horgászatiilag hasznosított fajokra és méretekre nagyobb szelekciós nyomás nehezedik. A hasznosítás mértéke nem homogén, az egyes vízfolyás- és állóvíztípusokban mind a telepítés, mind a fogás mennyisége eltéréseket mutat (1. táblázat). Jelentős eltérés található a telepített és a természetes halközösség szerkezetében is (2. ábra).

Az elmúlt 15 évben a statisztikai adatok között szereplő 12 faj ill. fajcsoport közül szignifikáns csökkenést mutat a „keszeg” ( $t_s = -10,961$ ,  $p < 0,001$ ); a süllő (*Sander lucioperca*) ( $t_s = -2,6821$ ,  $p = 0,020$ ), a márna (*Barbus barbus*) ( $t_s = -2,989$ ,  $p = 0,011$ ) és a kecsge (*Acipenser ruthenus*) ( $t_s = -3,801$ ,  $p = 0,002$ )

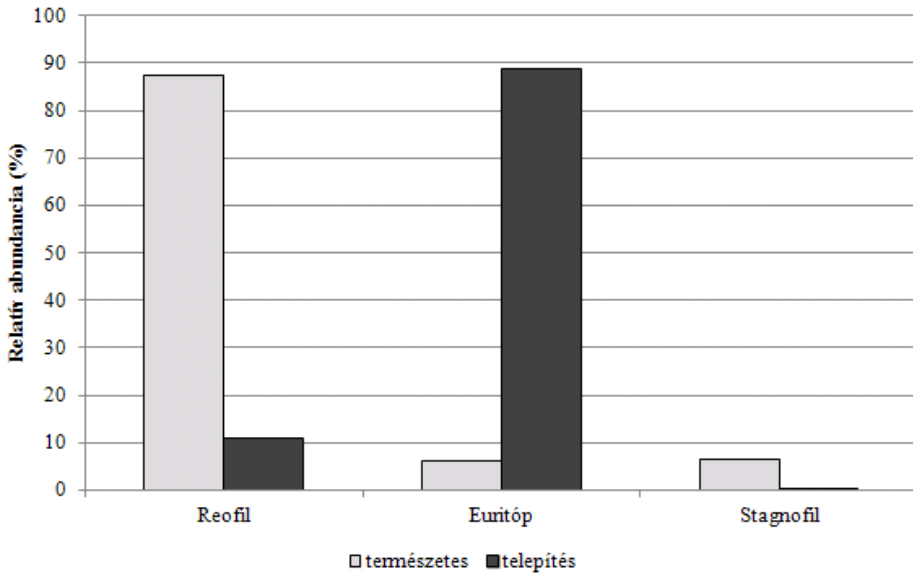


**1. ábra.** A természetesvizek halfogásának alakulása 1996-2010 között.

**1. táblázat.** A telepítések és fogások értékei az egyes vízfolyás és állóvíz típusokban.

Víz típus	Telepítés (kg év <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> )	Fogás (kg év <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> )	Egyenleg (kg év <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> )
1. típus; Középhegységi kisvízfolyások	43	33	10
2. típus; Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók	27	13	14
3. típus; Közepes, és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza	4	10	-6
4. típus; Közepes, és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza	7	19	-11
5. típus; Alföldi kisvízfolyások	35	54	-19
6. típus; Alföldi kis és közepes folyók, csatornák	61	83	-22
7. típus; Nagy folyók alföldi szakasza	13	44	-31
8. típus; Duna	2	11	-9
Bányató, mesterséges tó	212	184	28
Víztározók	111	145	-35
Természetes tó	58	76	-18
Balaton	62	147	-85
Holtágak	78	108	-31

fogása. Ezzel szemben nőtt a ponty (*Cyprinus carpio*) ( $t_s = 3,102, p = 0,009$ ), valamint az adventív, ennek megfelelően a természetvédelmi törvény értelmében telepítési tilalom alatt álló amur (*Ctenopharyngodon idella*) ( $t_s = 2,734, p = 0,018$ ) fogása. Jelenleg az összes természetesvíz-típust figyelembe véve a ponty fogása mutatja abszolút értelemben a legmagasabb értéket (3 247 tonna), ami az összes fogás 52 %-t teszi ki. A fent bemutatott jelenségek mindegyike arra hívja fel a figyelmet, hogy vizeink természetes halközösségeinek átalakulása és degradációja az elmúlt évtizedben sem állt meg. Az elmúlt évtizedek fenyegetettségei helyett új típusú problémák merülnek fel: a teljes állománylétszám stabilitása mellett a halegyüttesek szerkezetének átalakulása, egyes populációk méretének csökkenése figyelhető meg egyfajta „relatív túlhasználat”-ként.



**2. ábra.** A természetes halközösség és a telepített állományok jellemző relatív abundancia értékei az áramlás foka funkcionális guild alapján (1996-2010) a középhegységi kisvízfolyások példáján

A természetesvízi halászat, valamint horgászat hatása és szerepe a halegyüttesek biodiverzitásának alakulásában a hazai szakirodalom alapján

Jelen cikk megírásához áttekintettük négy, a hazai halászati és halökológiai témakör szempontjából releváns periodikák – Halászat, Halászat fejlesztés, Hidrológiai Közlöny, Pisces Hungarici – recensnek tekinthető, 1995-2010 között megjelent számait. A témában összesen 100 publikációt tanulmányoztunk át, ideértve a tudományos közleményeket és publicisztikákat is. 28 publikáció csak távolabbról kapcsolódott a témakörhöz (statisztikák, jogi-társadalmi kérdések). A vizsgált publikációk között 35 a környezeti tényezők halközösségekre, halgazdálkodásra gyakorolt hatásaival foglalkozott. Ezen írások között több a tudományos közlemény, bár többnyire ezekből is hiányoznak a tudományosan alátámasztott válaszok a klasszikus „milyen mértékben” és „miért” szünbiológiai kérdésekre. A halgazdálkodás természetes halegyüttesekre gyakorolt hatásaira vonatkozóan 37 írás született a vizsgált időszakban. Ezek között természettudományos publikáció alig található. Erre a tényre ugyanakkor több írás is felhívja

a figyelmet. Az írások zöme véleményt kifejtő publicisztikaként értékelhető, ennek megfelelően csak általános megállapításokat tesz, sokszor a halász-, illetve horgász részrehajlás is megfigyelhető. A szakirodalomban foglalt megállapítások ugyanakkor a jellemző problémák meglehetősen széles körét vetik fel, így alkalmas alapot biztosítanak a további tudományos vizsgálatok irányvonalainak meghatározásához (1. függelék az online függelékben).

### Következtetések és javaslatok

A természetesvízi halgazdálkodás struktúrájában az elmúlt másfél évtized alatt mélyreható változás zajlott le: a halászat jelentősége nagy mértékben csökkent, míg a horgászat meghatározóvá vált a vízi haszonvételek között. A természetesvízi halászat és horgászat gazdasági, társadalmi jelentősége tovább nőtt. Ugyanakkor a természetesvízi halászat, természetes vizeink biodiverzitásának fenntartása szempontjából ma negatív megítélés alá esik. A helyzetet rontja, hogy a természetesvízi halászat és horgászat szereplőit évtizedek óta antagonisztikusnak vélt szembenállás jellemzi. Ezzel együtt a természetesvízi halgazdálkodás tudományos megalapozottsága elmarad a döntéshozáshoz szükséges minimális mértéktől. Ugyanakkor ma az is látható, hogy a jelenlegi természetesvízi halászati és horgászati gyakorlat, ami a halastavakban megtermelt fajokra alapozottan próbálja meg pótolni a környezeti változások, valamint a fogások okozta állományvesztéseket, nem fenntartható.

A tudományos megközelítés metodikai alapját az ökológia tudományterülete biztosíthatja, amely diszciplínán belül a természetesvízi halászati célú kutatásokban kiemelt szerepet kell kapnia a közösségi ökológia módszereinek. Ezt erősítik a jelen publikációban bemutatott elméletek gyakorlati tapasztalattal való összevetéséből adható megállapítások is: (1) a fluviális halközösségek kitettebbek az abiotikus környezeti tényezők hatásainak; (2) a telepített halállományok képesek átstrukturálni a víztér természetes anyagforgalmi rendszerét, ezzel a természetes halközösség szerkezetét is; (3) az antropogén zavarások hozzájárulhatnak az invazív halfajok abundanciájának növekedéséhez; (4) az invazív fajok megtelepedése a halközösség integritását csökkenti. Megállapítható az is, hogy a hazai halászati adatok jelenlegi formájukban is használható adatbázis háttérrel nyújtanak a robusztusabb statisztikai elemzésekhez. Ez alapján bizonyítható: (1) a természetesvízi halgazdálkodás struktúrájának horgászati hasznosítás irányba történt elmozdulása; (2) az egyes víztípusok eltérő halászati terhelése; (3) a hal-

telepítések és a természetes halközösségek között fennálló szerkezeti anomália; (4) az összes fogás állandósága mellett a „relatív túlhasználat”. A jelenlegi adatbázist azonban nem csak fenntartani, hanem lehetőség szerint fejleszteni volna szükséges, amely a pontosabb adatszolgáltatáson túl elsősorban a vízgazdálkodási adatbázisokkal történő integrációt jelenti.

A hazai és nemzetközi szinten egyaránt jelentkező ismeretanyag hiány (Beard *et al.* 2011) az egyre fokozódó igény és szükséglet okán sürgetővé teszi egy új szemléletű természetesvízi halászat tudományos megalapozását. Az alap kutatási feladatok között kiemelendő: (1) a vízterekben jórészt antropogén hatásra bekövetkező hidrológiai, vízminőségi változások halközösségre gyakorolt hatásainak feltárása, valamint az ezek következményeként a biotikus kapcsolatrendszerben bekövetkező módosulások elemzése; (2) a különböző irányú halgazdálkodási tevékenységek okozta abiotikus és biotikus elváltozások hatásainak modellezése; (3) új kutatási módszerek kidolgozása a biomassza faji szintű meghatározásához. Az alkalmazott kutatás legfontosabb feladatai a (1) halgazdálkodási célú monitorozási módszer kidolgozása és monitorozás végzése; (2) a természetesvízi halászat és horgászat irányainak vízgyűjtő alapokon nyugvó, ökológiai szemléletű – tehát alapvetően rendszer központú – tudományos szintű kidolgozása.

### Irodalomjegyzék

- Antalfi, A. & Tölg, I. (1971): *Halgazdasági ABC*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 218 pp.
- Arlinghaus, R. & Cooke, S. J. (2005): Global impact of recreational fisheries. – *Science* **307**: 1561–1562.
- Armstrong, R. A. & McGehee, R. (1980): Competitive exclusion. – *American Naturalist* **115**: 151–170.
- Beard, T. D. Jr., Arlinghaus, R., Cooke, S. J., McIntyre, P. B., De Silva, S., Bartley, D. & Cowx, I. G. (2011): Ecosystem approach to inland fisheries: research needs and implementation strategies. – *Biology Letters* **7**: 481–483.
- Chapman, R. N. (1931): *Animal ecology*. – McGraw-Hill, New York, 464 pp.
- Chesson, P. L. & Case, T. J. (1986): Overview: Nonequilibrium community theories: chance, variability, history and coexistence. – In: Diamond, J. & Case, T. J. (eds.): *Community ecology*. Harper and Row, New York, pp. 229–239.
- Chorus, I. & Schlag, G. (1993): Importance of intermediate disturbances for the species composition and diversity of phytoplankton in two very different Berlin lakes. – *Hydrobiologia* **249**: 67–92.
- Connell, J. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – *Science* **199**: 1304–1310.
- Cowx, I. G. & Gerdeaux, D. (2004): The effects of fisheries management practises on freshwater ecosystems. – *Fisheries Management and Ecology* **11**: 145–151.

- Cooke, J. S. & Cowx, I. G. (2006): Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. – *Biological Conservation* **128**: 93–108.
- Dévai, Gy., Juhász-Nagy, P. & Dévai, I. (1992): A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 2. rész: a hidrobiológia és a biológiai vízminőség fogalmkörének értelmezése. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* **4**: 29–47.
- Dynesius, M. & Nilsson, C. (1994): Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. – *Science* **266**: 753–762.
- FAO (1997a): Aquaculture development. FAO Technical guidelines for responsible fisheries. 5.
- FAO (1997b): Inland fisheries. FAO Technical guidelines for responsible fisheries. 6.
- Gallé, L. (1998): Ekvilibrium és nem-ekvilibrum koegzisztencia életközösségekben. – In: Fekete, G. (szerk.): *A közösségi ökológia frontvonalai*. pp. 11–33.
- Halasi-Kovács, B. & Tóthmérész, B. (2011): A hazai vízfolyások Viz Keretirányelv előírásainak megfelelő halegyüttes alapú ökológiai minősítési rendszere. – *Acta biologica debrecina, Supplementum oecologica hungarica* **25**: in print.
- Halasi-Kovács B., Erős, T., Harka, Á., Nagy, S. A., Sallai, Z. & Tóthmérész, B. (2008): A hazai víztestek halközösség alapú minősítése. – *Pisces Hungarici* **3**: 47–58.
- Halászati adattár 1996-2010 v. 2011?. Szarvas.
- Hammer, Ř., Harper, D.A.T., & Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. – *Palaeontologia electronica* **4**. [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)
- Hardin, G. (1960): The competitive exclusion principle. – *Science* **131**: 1291–1297.
- Hugueny, B., Oberdorff, T. & Tedesco, P. A. (2010): Community Ecology of River Fishes: A Large-Scale Perspective. – *American Fisheries Society Symposium* **73**: 1–34.
- Hutchinson, G. E. (1961): The paradox of the plankton. – *American Naturalist* **113**: 81–101.
- Jakucs, P., Dévai, Gy. & Précseányi, I. (1984): Az ökológiáról ökológus szemmel. – *Magyar Tudomány* **29**: 348–359.
- Lawton, J.H. (1999): Are there general laws in ecology? – *Oikos* **84**: 177–192.
- Oberdorff, T., Guégan, J. F. & Hugueny, B. (1995): Global scale patterns of fish species richness in rivers. – *Ecography* **18**: 345–352.
- Poff, N. L. & Allan, J. D. (1995): Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. – *Ecology* **76**: 606–627.
- Simberloff, D. & Von Holle, B. (1999): Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? – *Biological Invasions*, **1**: 21–32.

## Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1: Az antropogén környezeti tényezők (közvetett), valamint a természetesvízi halászat és horgászat (közvetlen) hatása és szerepe a természetes halközösségek biodiverzitásának alakulásában a hazai szakirodalom alapján



## **The role of inland fisheries in the biodiversity of the Hungarian aquatic ecosystems**

Béla Halasi-Kovács and László Váradi

*Research Institute for Fisheries, Aquaculture and Irrigation  
H-5540 Szarvas, Anna liget 8.*

To understand the relationship between inland commercial as well as recreational fisheries and aquatic ecosystems became more and more urgent that explained by the conservational and socio-economic demands on the one hand and the sustainability insurant regulation requirements on the other hand. To achieve this goal, the discipline of ecology can give appropriate scientific basis. On this base we made a proposal for clarifying the definitions of the inland commercial and recreational fisheries and harmonizing the Hungarian and international terms. The first step of developing a new, ecological approach in inland fisheries research we analyzed the Hungarian fisheries statistical data of the last 15 years. The relevant papers of this period were also collected and evaluated. The results confirm that alteration of fish assemblages both in aquatic and wetland habitats haven't stopped in the latest decade. The overexploitation of certain populations can be observed in the investigated period. The scientific papers, hence the scientific based knowledge about this object is poor. However the wide range of existing problems arise in the evaluated papers, these can provide background to determine the necessary research policy.

Keywords: ecology, inland fisheries, inland waters, biodiversity, fish assemblage, regulation.

# Mintavételezési gyakoriság optimalizálása variogram függvénnyel a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer példáján

Hatvani István Gábor<sup>1\*</sup>, Kovács József<sup>1</sup> és Korponai János<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Eötvös Loránd Tudományegyetem, Általános és Alkalmazott Földtani Tanszék,  
H-1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C, e-mail: hatvaniig@gmail.com*

<sup>2</sup> *Nyugat-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság,*

*Kis-Balaton Üzemmnöksége, H-8360 Keszthely, Csík Ferenc sétány 1.*

**Összefoglaló:** Az alábbi tanulmányban mintavételezési gyakoriság becslésének gyakorlatát mutatjuk be a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) példáján, melynek kiemelt célja, hogy visszatartsa a Zala folyó által szállított növényi tápanyagokat a Balatontól, ezzel megóvva annak vízminőségét. Mivel itt nem pusztán egy élőhely helyreállításról van szó, elengedhetetlen a rendszer hatásfokának meghatározása a Balaton foszfor és nitrogén terhelés csökkentése céljából. Ahhoz, hogy a KBVR hatásfokát elvárható pontossággal meg lehessen határozni, megfelelő gyakoriságú mintavétel szükséges. Tanulmányunkban arra a két kérdésre keressük a választ, hogy időben kellő gyakorisággal vett minta áll-e rendelkezésre a KBVR élőhelyein; és amennyiben ez megfelelő, szakmai és gazdasági szempontokra alapozva van-e lehetőség ennek a mintavételezési gyakoriságnak a ritkítására a jövőben? A fenti kérdések megválaszolásához mintavételezési gyakoriság becslést végeztünk variogram függvény segítségével, a KBVR négy mintavételi pontján 1993 és 2007 között naponta mért három paraméterre. Végeredményként elmondhatjuk, hogy a vizsgált paraméterek közül az összes foszfort és összes nitrogént figyelembe véve és a rendszer egészét nézve átlagosan három napos mintavételezési gyakoriságot javasolunk, ennek értelmében tápanyagterhelés mérése céljából a napi mintavételezés ritkítható. Ez az érték paraméterenként, mintavételi helyenként és évszakonként változhat.

**Kulcsszavak:** Balaton, Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer, mintavételezési gyakoriság becslés, tápanyagterhelés, variogram.

## Bevezetés

Jelen kutatásban a mintavételezési gyakoriság becslésének gyakorlatát mutatjuk be a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) idősorain. A KBVR egy jó példája a vízi ökoszisztéma helyreállításnak, melynek kiemelt célja, hogy visszatartsa a Zala folyó által szállított növényi tápanyagokat a Balatontól, elsősorban annak nyugati medencéjétől a Keszthelyi-öböltől, ezzel védve annak vízminőségét (Pomogyi 1991). A Balaton vízutánpótlásának 45%-át és tápanyagter-

helésének 35-40%-át a Zala folyó szállítja (Lotz 1988, Kovács *et al.* 2010), ami így jelentős szereppel bír a Balaton vízminőségének alakításában.

A KBVR két konstrukciós ütemben készült el. 1985-ben az I. ütem, ami egy eutróf tó és 1992-ben, a leginkább wetlandként jellemezhető II. ütem, melynek mindösszesen egy 16 km<sup>2</sup>-es része üzemel. A KBVR így a mai napig befejezetlen, befejezése 2014-re várható. Mivel a KBVR nem pusztán élőhely helyreállítás céljából jött létre az egykori Kis-Balaton helyén, így feltétlenül szükséges a rendszer hatásfokának mérése (foszfor és nitrogén terhelés csökkentése céljából (Tátrai *et al.* 2000). Ahhoz, hogy a KBVR hatásfokát elvárható pontossággal meg lehessen határozni megfelelő gyakoriságú mintavétel szükséges. Tapasztalataink szerint (Hatvani *et al.* 2011) a vízvédelmet szolgáló monitoring rendszerek mintavételezési gyakoriság szempontjából sokszor „szélsőségesen” működnek. Üzemeltetés során az illetékesek vagy a lehető legsűrűbb mintázást alkalmazzák, hogy „biztosan helyes eredményt” kapjanak, vagy csak annyi mintázás történik, amennyi kielégíti a jogszabályban előírtakat. A túl gyakori mintavételezés az emberi és anyagi erőforrások pazarlásához, míg a túl ritka környezeti problémák fel nem ismeréséhez vezethet.

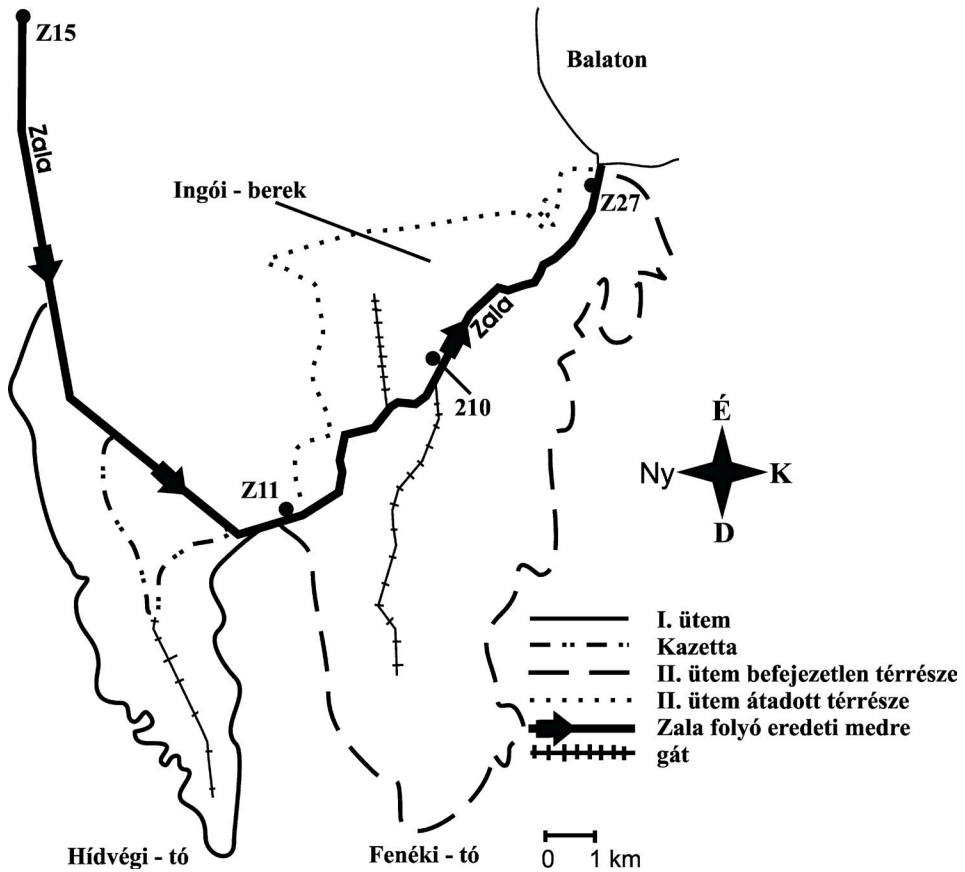
Mintavételezési gyakoriság becslésével arra a két kérdésre keressük a választ, hogy időben kellő gyakorisággal vett minta áll-e rendelkezésre a KBVR élőhelyein, és amennyiben ez megfelelő, szakmai és gazdasági szempontokra alapozva van-e lehetőség ennek ritkítására?

## Módszerek

A fenti kérdések megválaszolásához variogram vizsgálatot végeztünk a KBVR négy mintavételi pontján (Z15, Z11, Kb210 és Z27) (1. ábra) három, 1993 és 2007 között naponta vizsgált paraméterre [összes nitrogén (ÖN), összes foszfor (ÖP, mg l<sup>-1</sup>) és vízhozam (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>)].<sup>1</sup> A teljes vizsgált adathalmaz több mint 61.000 adatot tartalmazott.

Az adatok előkészítése során a paraméterek rendelkezésre álló adatait szétválasztottuk téli és nyári adatokra. Azon adatokat, melyekhez tartozó víz hőmérséklet meghaladta a 15 °C-t nyári, melyekhez pedig 10 °C alatti hőmérséklet tartozott téli adatoknak tekintettük. A 10 és 15 °C közötti víz hőmérséklethez tartozó adatokat elhagytuk, mivel ezek egy átmeneti időszakot jellemeztek (Van Straten & Herodek 1982).

<sup>1</sup> A vízhozam az eredmények validálása során került felhasználásra, a Keszthelyi-öböl tápanyagterhelésének meghatározásakor.



1. ábra. A Kis-Balaton Vízüdelmi Rendszer és a vizsgálat tárgyát képező négy mintavételi pont (Kovács *et al.* 2012 alapján).

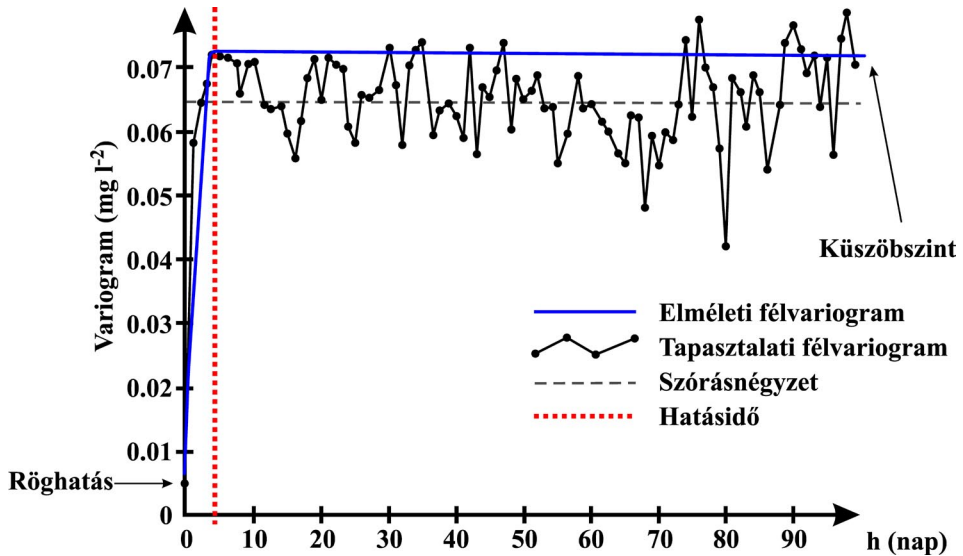
Szemlélet alapján is belátható, hogy minél nagyobb egy adott paraméter  $h$  idő (vagy tér) távolságon belül bekövetkező változása, annál sűrűbb mintavételezés szükséges. A  $h$  tér- vagy időbeli távolságon bekövetkező változékonyság leírására számos függvény ismert. A tanulmányban a félvariogram függvényt használtuk, ami belső hipotézissel is rendelkező gyenge stacionaritású tér és időbeli folyamatok esetében is létezik, szemben az autokorreláció függvénnyel. A tapasztalati félvariogramot Matheron-féle algoritmussal számítottuk. Az eredményül kapott függvénynek alapvetően a következő három típusa különíthető el. Az első, amikor a vizsgált idő vagy tér távolságon a félvariogram folyamatosan

nő. Ekkor az adott folyamat nem stacionárius, trend eltávolítása szükséges. A második fontos típus az, amelynél a tapasztalati félvariogram függvény értékei a kezdeti emelkedés után konstanssá válnak. Ez az az érték, amelynél ez bekövetkezik az ordinátán nézve a küszöbszint, az abszcisszán nézve a hatástávolság (idő esetén hatásidő). A cél a hatástávolság meghatározása, mert ez az a távolság vagy idő, ahol a minták már egymástól függetlenek (Oliver 2010). Ahhoz hogy a minták egymástól való távolsága ne legyen túl nagy, hogy megismerhessük a vizsgált folyamatok belső struktúráját, hatástávolságon belül kell végrehajtani a mintavételezést. Gyakori eset, hogy a tapasztalati félvariogram függvény az ordinátán nem az origóból indul (rögghatás). Ennek oka lehet mérési hiba is, de a  $\partial$  h távolságon belül bekövetkező hirtelen változás is. A harmadik nagy csoport, amikor az említett felszálló ág hiányzik, ezért a félvariogram pontjai a szórásnégyzet körül ingadoznak. Ekkor rögghatás típusú félvariogramról beszélünk. Ez akkor jöhet létre, ha a mintavételezés nem megfelelő, adataink függetlenek; ekkor alkalmazható a matematikai statisztika. A tapasztalati félvariogramot az elméleti félvariogram modellekkel szokás közelíteni. Ennek számos típusa ismert. Esetünkben az úgynevezett szférikus modell alkalmazása volt a leginkább megfelelő és a leggyakoribb. További és részletesebb leírás Füst (1997, 2004), Molnár és Füst (2002), Molnár *et al.* (2010) és Füst & Geiger 2010-es munkáiban olvasható.

A nem stacionárius idősorok esetén a stacionaritást trend eltávolításával lehet biztosítani, amit a „hagyományos” (polinomiális, harmonikus stb.) függvényekkel nem lehetett elég pontosan megvalósítani, ezért szükségessé vált egy, a trendszerű változásokhoz minden esetben illeszkedő módszer alkalmazása. Ezt esetünkben egy helyileg súlyozott mozgóátlag simítás (LOESS)<sup>2</sup> használatával (Cleveland 1979, Cleveland & Devlin 1988) értük el.

A variogram vizsgálatból kapott eredményeket tápanyagterhelés becsléssel ellenőriztük. Az eredményeink helyességét az határozta meg, hogy a rendelkezésre álló napi adatokból számított éves tápanyagterhelés és a napi adatok mestersegesen 3, 4, 5, 6, 7, 10 és 14 napra ritkített adatsorából számított éves tápanyagterhelés hány százalékban különbözik egymástól, ha a napi adatokból számított éves nitrogén, illetve foszforterhelést tekintjük 100%-nak. Amennyiben a ritkített és a napi adatokból számított tápanyagterhelések közötti különbség meghaladta az 5%-ot, az adott ritkítésű mintavétel nem volt megfelelő (Raisin *et al.* 1997).

<sup>2</sup> Locally estimated scatterplot smoothing



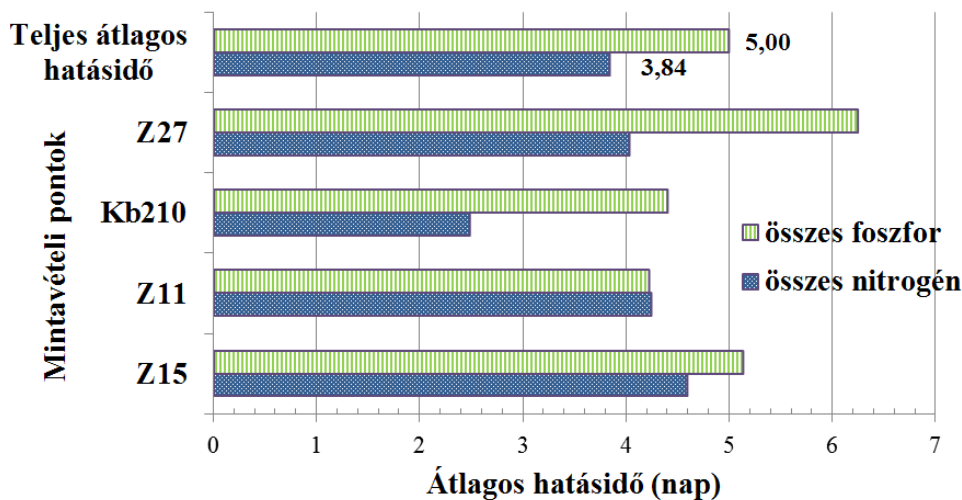
2. ábra. ÖN variogramja Z11 mintavételi ponton 1999 telén;  $h$  jelöli az eltolás mértékét, hatásidő négy nap.

### Eredmények

Hatásidő becslés eredményeként kapott ~450 variogramról meghatároztuk azt a legnagyobb mintavételezési gyakoriságot, ami tápanyagterhelés becsléséhez még elfogadható. A variogram számításokra egy példát a 2. ábra mutat be. Itt az ÖN 2005 telén 4 napos hatásidővel volt jellemezhető; mintavételezési gyakoriságának ennél sűrűbbnek kell lennie, ami ekkor teljesült is a napi mintavétellel. Az összegzett eredmények a 3. ábrán a láthatóak. Itt az ÖN mutatott nagyobb változékonyságot, ezért ezt tekintettük mértékadónak, ehhez alkalmazkodva biztonsági tényező<sup>3</sup> figyelembevételével mindkét paraméterre és a rendszer egészére vonatkoztatva 3 napos mintavételezési gyakoriság javasolt. Ez az érték évszakonként változhat, ami esetünkben nem volt jelentős.

A validálás megerősítette eredményeinket, miszerint a három napos mintavételezési gyakoriság kritikus a tápanyagterhelés számításának pontossága szempontjából. Példaként említhető, hogy az 5%-nál nagyobb foszfor terhelések átlaga a Z15 mintavételi ponton a háromról négy napra történő ritkítás esetén

<sup>3</sup> A hatásidő egy statisztika, ezért valószínűség elméleti szempontból valószínűségi változóként tekintendő, így a kapott eredmények csökkentése szükséges (lefele kerekítés)



**3. ábra.** közel~450 variogramról leolvasott hatásidők átlaga, paraméterenként, mintavételi pontonként. A teljes átlagos hatásidő a négy mintavételi ponton kapott összes hatásidő átlaga paraméterenként (Kovács et al. 2012 alapján).

5,4%-ról 8,43%-ra nő. Ez a növekedés általánosan jellemző (néhány kivételtől eltekintve) a többi paraméterre és mintavételi helyre is.

### Értékelés

Több kutatás is foglalkozott már a Balatont érő külső terhelések mintavételezésének kérdéskörével, Pintér és Somlyódy 1986-ban publikált munkájában lineáris programozáson alapuló modellel vizsgálja többek között a jelen kutatás által is felvetett problémákat. A kapott eredmények verifikáláshoz alkalmazott elgondoláshoz hasonlóan használt Clement (2004). Az általunk alkalmazott módszerrel ellentétben ő nem közvetlenül a mért változók értékeivel, hanem egy ezekből számított (a Rendszer hatékonyságát leíró) paraméterrel dolgozik (tápanyagterhelés). Buonaccorsi (2010) könyvében pedig több egyéb módszer használatára is kitékint.

Összegzésként elmondható, hogy a rendszer egészét nézve átlagosan három napos mintavételezési gyakoriságot javasolunk. Ez az érték paraméterenként, mintavételi helyenként és évszakonként is változhat. Ezen eredmények ismere-

tében kijelenthető, hogy a jelenlegi napi mintavételezési gyakoriság a tápanyagterhelés mérése céljából elegendő, sőt ritkítható és kiterjeszhető a KBVR II. ütemének befejezetlen részére is. Itt fél éves napi mintavételezés javasolt meg erősítő számítások céljából, hiszen jelentős élőhelyi különbségek állhatnak fenn a KBVR vizsgált és még üzembe nem helyezett térrésze között.

Megfigyelési rendszerek esetleges időbeli ritkítása csakis ilyen és ehhez hasonló tanulmányok után javasolt. Ezek hiányában ugyanis a ritkított mintavételezésből kapott adatok annyira pontatlan eredményeket szolgáltathatnak, melyek jelentős károkhoz, vagy azok fel nem ismeréséhez vezethetnek.

### Irodalomjegyzék

- Buonaccorsi, J. P. (2010): *Measurement error: models, methods, and applications*. - Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, FL, USA 451 p.
- Clement, A. (2004): *A foszforterhelés meghatározása és csökkentésének hatása sekély tavak foszforforgalmára*. Ph.D. disszertáció (kézirat)
- Cleveland, W. S. & Devlin, S. J. (1988): "Locally Weighted Regression: An Approach to Regression Analysis by Local Fitting," – *Journal of the American Statistical Association* **83**: 596–610.
- Cleveland, W. S. (1979): "Robust Locally Weighted Regression and Smoothing Scatterplots," – *Journal of the American Statistical Association* **74**: 829–836.
- Füst, A. (1997): *Geostatistika*. - Eötvös Kiadó, Budapest 232 p.
- Füst, A. & Geiger, J. (2010): Monitoring tervezés és értékelés geostatisztikai módszerekkel -1.: Szakértői véleményen alapuló, ún. I hazoló mintázás geostatisztikai támogatása. – *Földtani Közöny* **140**(3): 303–312.
- Füst, A. (2004): *Short Course of Geostatistics (kézirat)*. - Szent István Egyetem, Gépészmérnöki Kar, Informatika Tanszék, Gödöllő, 56 p.
- Hatvani, I. G., Kovács, J., Barcza, M., Kovácsné, Sz. I., Jakusch, P. & Bernáth, Gy. (2011): Adatelemző módszerek alkalmazásának feltételei és lehetőségei a felszíni és felszín alatti víz védelmében. In: Bunyevác, J., ifj. Csonka, P., Fodor, I. & Gálosi-Kovács, B. (szerk.): *A fenntartható fejlődés, valamint a környezet-és természetvédelem összefüggései a Kárpát-medencében*; e-könyv. MTA Pécsi Akadémiai Bizottság, Pécs. (ISBN: 978-963-7068-10-2)
- Kovács, J., Hatvani, I.G., Korponai, J. & Kovácsné, Sz. I. (2010): Morlet wavelet and autocorrelation analysis of long term data series of the Kis-Balaton Water Protection System (KBWPS). – *Ecological Engineering* **36**: 1469–1477.
- Kovács, J., Korponai, J., Kovácsné, Sz.I. & Hatvani, I.G. (2012): Introducing sampling frequency estimation using variograms in water research with the example of nutrient loads in the Kis-Balaton Water Protection System (W Hungary). – *Ecological Engineering* **42**: 237–243.
- Lotz, Gy. (1988): A Kis-Balaton Vízügyi Rendszer. Hidrológiai Tájékoztató Október 20 – 22
- Matheron, G. (1965): *Les Variables Regionalisées et leur Estimation*. Masson at Cie. Éditeurs, Paris, 305 p.



- Molnár, S. & Füst, A. (2002): *Környezet-informatikai modellek I.* - Szent István Egyetem, Gépészmérnöki Kar, Informatika Tanszék, Gödöllő, 81 p.
- Molnár, S., Füst, A., Szidarovszky, F. & Molnár, M. (2010): *Környezetinformatikai modellek II.* - Szent István Egyetem, Gödöllő, 191 p.
- Oliver, M. A. (2010): *An Overview of Geostatistics and Precision Agriculture.* In: Oliver, M. A. (szerk.): *Geostatistical Applications for Precision Agriculture.* Springer, London, pp. 1–34.
- Pintér, J. & Somlyódy L. (1986): Water quality monitoring in lakes and tributaries. – *Integrated design of Hydrological Networks* (Proceedings of the Budapest Symposium Hungary, 2-10. July 1986). **IAHS Publ. no. 158.**
- Pomogyi, P. (szerk.) (1991): *A Kis-Balaton Védőrendszer kémiai, biológiai, anyagforgalmi vizsgálatai, Összefoglaló jelentés az 1985-1990 közötti kutatásokról.* – Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság, Szombathely-Keszthely, 258 p.
- Raisin, G. W., Mitchell, D. S. & Croome, R. L. (1997): The effectiveness of a small constructed wetland in ameliorating diffuse nutrient loadings from an Australian rural catchment. – *Ecological Engineering* **9**(1-2): 19–35.
- Tátrai, I., Matyás, K., Korponai, J., Paulovits, G. & Pomogyi, P. (2000): The role of the Kis-Balaton Water Protection System in the control of water quality of Lake Balaton. – *Ecological Engineering* **16**: 73–78.
- Van Straten, G. & Herodek, S. (1982): Estimation of algal growth parameters from vertical primary production profiles – *Ecological Modelling* **15**(4): 287–311.

## Optimizing sampling frequency using variograms on the example of the Kis-Balaton Water Protection System

István Gábor Hatvani<sup>1\*</sup>, József Kovács<sup>1</sup> and János Korponai<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Eötvös Loránd University, Department of Physical and Applied Geology,  
H-1117 Budapest, Pázmány P. stny 1/C., Hungary; kevesolt@geology.elte.hu;  
\*e-mail: hatvaniig@gmail.com*

<sup>2</sup> *West Transdanubian Water Authority, Department Kis-Balaton,  
H-8360 Keszthely, Csík Ferenc sétány. 1., Hungary; e-mail: Korponai.janos@nyuduvizig.hu*

In every case when an environmental system is monitored an optimal temporal sampling frequency must be determined, to avoid wasting environmental, financial and human resources. In course of the study the aim was to suggest an optimal sampling frequency for the Kis-Balaton Water Protection System (KBWPS). It is a mitigation wetland with the main purpose to protect the water quality of Lake Balaton (the largest shallow freshwater lake in Central Europe) by retaining its nutrient loads arriving through the River Zala. As a first step trend removal was performed on time series of the KBWPS concerning four sampling sites and three daily sampled parameters for the years 1993-2007, then using variogram analysis the optimal temporal sampling frequency was determined. Nutrient load estimation was used as a verification tool. The verified result of the variogram analysis pointed towards a three day sampling frequency for the whole KBWPS in case of total phosphorous and total nitrogen parameters. This means that the actual sampling could be rarefied if the aim of the monitoring is nutrient load estimation.

Keywords: Kis-Balaton Water Protection System, Lake Balaton, nutrient load, sampling frequency estimation, variogram.

# Mozaikos területen domináns rágcsálófajok terület-elfoglalásának változása legeltetés, mint zavaró tényező hatására

Herczeg Róbert, Horváth Barbara, Stercz Balázs,  
Tóth Dániel, Somogyi Balázs és Horváth Győző

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Állatökológia Tanszék  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.  
email: robert.herczeg@gmail.com

Összefoglaló: A Mattyi-tó menti mozaikos élőhelyen történt legeltetés hatását vizsgáltuk két erdeiegér faj (pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) és sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*)), valamint a mezei pocok (*Microtus arvalis*) vonatkozásában. Arra kerestük a választ, hogy a legeltetés miként befolyásolja a három faj terület-elfoglalásának dinamikáját közvetlenül a zavarásnak kitett, valamint azok közelében elhelyezkedő nem diszturbált élőhely foltokban. A becült terület-elfoglalási valószínűségek megmutatták, hogy a három domináns kisemlősnél az eltérő vegetációstruktúrájú élőhelyeken a terület-elfoglalási dinamika másképpen alakult. A legeltetés és taposás hatása mindhárom fajnál kimutatható volt a terület-elfoglalásban. A pirók erdeiegér lokálisan kihalt két legeltetéssel zavart mintavételi területről, valamint a sárganyakú erdeiegér és a mezei pocok terület-elfoglalásának értéke jelentősen lecsökkent. A - two-species occupancy - modell által becült terület-elfoglalási valószínűségek különböztek az élőhelyek függvényében. A mezei pocok terület-elfoglalására a nyílt területeken, míg a két erdeiegér faj esetében a sűrűbb vegetációjú élőhelyen kaptunk magasabb értékeket. Összefoglalva eredményeinket megállapítottuk, hogy az intenzív legeltetés, olyan mértékű növényzeti zavarást, degradációt okoz, amely már nem biztosítja a kisemlős populációk gyarapodásához szükséges feltételeket, így ez a fajok lokális eltűnéséhez vezet.

Kulcsszavak: kisemlősök, elevenfogó csapdázás, legeltetés, területfoglalási valószínűség

## Bevezetés

A haszonállatok legeltetése jelentős hatást fejt ki a táj növényzetére, melynek megítélése különböző élőhely típusok tekintetében eltérő. A füves puszták vonatkozásában gyakran pozitív (pl. Bullock & Pakeman 1997, Kovács 2000, Molnár 1992), míg a cserjés, erdős területek vonatkozásában negatív (Eccard *et al.* 2000, Spooner *et al.* 2002) tényezőként említik. A túllegeltetés azonban kedvezőtlen eredményhez vezet, csupasz felszínek jelennek meg, valamint megindul az eredeti gyepterület gyomosodása (Mott 1985, Vinczeffy & Nagy

1993). Mindezek mellett a legelés csökkenti a növényzeti borítás magasságát, a komplex térbeli struktúrával rendelkező vegetáció létrejöttét, így meggátolja vagy lassítja a beerdősüléshez vezető szukcessziós folyamatot (Eccard *et al.* 2000, Schmidt & Olsen 2003, Spooner *et al.* 2002).

Az utóbbi években a fenntartható földhasználat iránti igény következtében világszerte több fajcsoport vonatkozásában jelentős számú publikáció jelent meg a mezőgazdaság (pl. Burel *et al.* 2004, Silva *et al.* 2005), illetve az erdőgazdálkodás (Carey & Harrington 2001, Kozaikewicz *et al.* 1999, Sullivan & Sullivan 2001) hatásainak vizsgálatában, melyekben a táplálékhálózatok fontos láncszemeinek tartott kismérsékletű indikátorok voltak. A kérődző haszonállatok legelése a taposás, mint mechanikai zavarás, valamint a növényi biomassza csökkentésével átalakítja a vegetáció struktúráját, így csökkenti a speciális élelemforrások elérhetőségét. Mindez a források tér- és időbeli eloszlásán keresztül közvetve vagy közvetlenül hatással lehet a kismérsékletű fitnesszére. Mivel a legelés ritkán érinti azonos mértékben az egész területet, a lelegelt élőhely foltok körül magas növényzeti foltok alakulnak ki, így az élőhelyi heterogenitás növekedésével megváltoznak a kismérsékletű befolyásoló ökológiai paraméterek (Bowers *et al.* 1996). A legelés hatására csökken a növényzet átlagos magassága (Bock *et al.* 1984, Grant *et al.* 1982, Schmidt & Olsen 2003), amely kombinálódva a heterogén élőhelyen jellemző foltok közötti mozgásoknál megjelenő magasabb predációs veszéllyel (Andreassen & Ims 1998), csökkenti a kismérsékletű túlélési esélyeit.

Munkánk során mozaikos tóparti élőhelyen nagy létszámú szürkemarha gulyával történt legeltetés hatását vizsgáltuk az abundancia viszonyaik alapján domináns két erdeiegér faj, a pirok erdeiegér (*Apodemus agrarius*) és a sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*), valamint a mezei pocok (*Microtus arvalis*) vonatkozásában. Arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a három faj területfoglalásának dinamikáját a legeltetés miként befolyásolja a zavarásnak kitett területeken, valamint azok közelében elhelyezkedő nem zavart élőhely foltokban.

## Módszerek

### *Vizsgált területek*

Vizsgálatainkat 2010-ben a Mattyi-tó közelében (Dél-Baranya) végeztük. A tó környezetében a mezőgazdasági művelésben felhagyott, nyílt vegetációjú gyepterületeken minden évben augusztustól október végéig nagy létszámú

szürkemarha gulyát (380-400 egyed) legeltetnek. A legeléssel érintett nagyobb és a legelés zavaró hatásától mentes kisebb élőhely foltokban jelöltük ki a mintavételi területeket. A vizsgálat során összesen öt különböző élőhely foltban, két nagyobb és három kisebb mintavételi kvadráttal végeztük a csapdázást.

1. *Üde mozaikos gyomtársulás*: a mintavételi kvadrát 60 %-át alacsony, 20-40 cm magas, igen zárt fiziognómiájú, másodlagos üde gyomtársulás borította, túlnyomórészt erős növekedésű, tarackos egyszikűekkel. A terület fennmaradó részében a gyalogbodza (*Sambucus ebulus*) és a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) dominált, 120-170 cm magas kétszintes, igen zárt, sűrű állományú foltokkal. E vegetáció struktúra augusztus végéig volt jellemző, majd a harmadik, szeptemberi csapdázási periódusra a szürkemarhák lelegelték és letaposták a növényzetet.

2. *Mélyebb térszintű degradált mocsárrét*: A keleti irányban fokozatosan lejtő terület vízgradiense mentén két vegetációtípus volt elkülöníthető. A gradiens alsó felén erősen degradált mocsárrétet, felső felében pedig keskenylevelű szálfüvekből álló, degradált félszáraz, száraz gypet találtunk. E mocsárrét legnagyobb %-ban *Agropyron repens* és *Cirsium arvense* fajokkal borított, melyek sűrű, 40-50 cm magas gypjét helyenként a *Solidago gigantea* 100-120 cm magas, zárt állományai szakították meg. A vizsgált élőhely foltok közül ez a mintaterület volt a legközelebb a szürkemarhák itató és éjszakázó területéhez, így a legeltetés augusztus végi zavaró hatása itt is érvényesült.

3. *Homogén üde gyomtársulás*: egy kisebb erdőfolt mellett helyezkedett el, egyszintű, de magas és sűrű növényzeti borítással jellemzett, magasabb térszintű, így szárazabb élőhely folt. Az összefüggő magas növényzeti borítást a magas aranyvessző, valamint a gyalogbodza alkotta, az erdősávval érintkezve a terület növényzetében megjelent a fekete szeder (*Rubus nigra*) és második növényzeti szintet alkotva a nagy csalán (*Urtica dioica*).

4. *Heterogén üde gyomtársulás*: a tó melletti mintavételi helyek tekintetében központi elhelyezkedésű, szárazabb élőhely, a sűrű, magas aranyvessző dominanciájával jellemezhető vegetációtípus mellett, alacsonyabb gyomtársulás alkotta foltok is előfordultak, melyek növelték a terület heterogenitását.

5. *Heterogén ökoton terület*: vízellátottságát tekintve átmeneti állapotot képez a magasabban fekvő szárazabb, és a mélyebben fekvő nedvesebb területek között. A terület átmenetet képez a mélyebb fekvésű mocsárrét és a magasabban fekvő fászszerű növényzettel borított élőhelyek között, előfordulnak rajta *Solidago gigantea* dominanciájú és sás borította foltok, valamint a mintavételi

kvadrát érintette a mélyebb térszintű területet északi irányból határoló cserjés, füzes erdőfoltot.

Az utóbbi három élőhely foltot az augusztus és szeptember között megjelenő szürkemarha gulya legelése nem érintette, amelyek így kontroll mintaterületként működtek.

### *Csapdázási metodika*

Az adatok gyűjtése elevenfogó csapdázással történt, a csapdák minden területen egymástól 5 m távolságban voltak, így a nagyobb mintavételi foltokban 11x11-es (1. és 2. élőhely), míg a kisebb területeken 6x6-os (3-5. élőhely) csapdahálót alkalmaztunk. A csapdákban csalétekként gabonaszemek mellett szalonnát használtunk. Összesen három periódusban – 2010. július, augusztus és szeptember – végeztük a csapdázást, naponta két ellenőrzéssel (reggel és este), így az 5 napos periódus alatt 10 csapda ellenőrzésünk volt. A csapdázások során a vizsgált fajok jelenlét-hiány adatait rögzítettük és használtuk.

### *A területfoglalás modellezése*

A területfoglalás modellezését a PRESENCE programmal (Hines 2006) végeztük. A program figyelembe veszi a - nem tökéletes detektálást -, vagyis azt, hogy egy faj kimutatásának hiánya nem egyenlő a jelenlétének hiányával (MacKenzie *et al.* 2003, 2004).

A - multi-season - modell a területfoglalás valószínűségének ( $\Psi$ ) becslését egy fajra végzi el. Ennek megfelelően az elsődleges mintavételi periódusokon (hónapok) belüli másodlagos periódusok (napok) adatai jelentik a bemeneti információt. Így a csapdázási napokra bontott fogástörténeti mátrix a vizsgált terület összes mintavételi pontjának jelenlét-hiány adatait tartalmazza oly módon, hogy azokban az időpontokban, amikor az adott fajt adott pontban kimutattuk 1-es értéket, mikor az adott pontban nem fogtuk meg, 0 értéket kap. A - multi-season - modell a területfoglalási valószínűséget ( $\Psi$ ) alapvetően az első periódusra becsli meg, de az alapadatokból származtatott adatként a többi elsődleges periódusra is megadja. A - two-species occupancy - modell a - single-season - alapmodell kiegészítése (MacKenzie *et al.* 2004). A területfoglalás vonatkozásában a modell a következő paramétereket adja meg:

$\psi^A$  - a valószínűsége annak, hogy a területet csak az  $A$  faj foglalta el,  
 $\psi^B$  - a valószínűsége annak, hogy a területet csak a  $B$  faj foglalta el,  
 $\phi$  - a fajok közötti interakciós faktor.

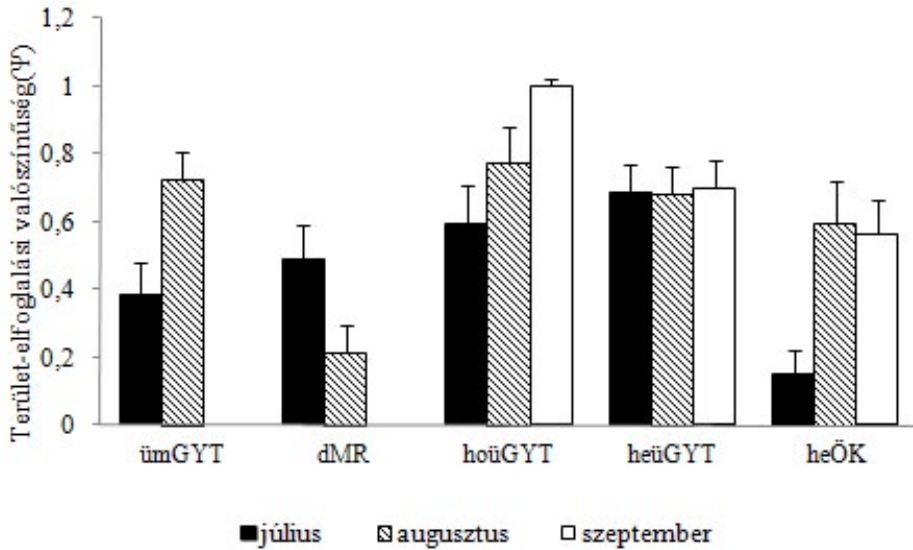
A modellszelekciót az Akaike Információs Kritérium (Akaike 1973) alapján végeztük. A - multi-season - modell által becsült területfoglalási valószínűségi értékek statisztikai értékelését az élőhely foltok és az elsődleges mintavételi periódusok (hónapok) összehasonlításában nem paraméteres Kruskal-Wallis teszt alapján végeztük el.

## Eredmények

### *A - multi-season occupancy - modell eredményei*

A pirók erdeieigér mintavételi területekre becsült területfoglalási valószínűség értékei a homogén üde gyomtársulással jellemzett foltban a mintavételi hónapok során növekvő tendenciát mutattak. A legeltetés által érintett üde gyomtársulásban a júliusi értékről augusztusban további növekedést mutatott a becsült területfoglalás, azonban a harmadik mintavételi periódusra ez az érték 0-ra csökkent, nem tudtuk kimutatni a faj jelenlétét. A degradált mocsárréten az első mintavételi periódusra kapott 49 %-os területfoglalás a következő mintavételi időszakra 21 %-ra lecsökkent, majd szeptemberre a legeltetés hatására a pirók erdeieigér erről a területről is lokálisan eltűnt (1. ábra).

A sárganyakú erdeieigér területfoglalási valószínűsége az üde gyomtársulás, a degradált mocsárrét és a heterogén üde gyomtársulás vegetációval jellemzett élőhely foltokban a mintavételi periódusok során csökkent. Az üde gyomtársulásból a sárganyakú erdeieigér teljesen eltűnt, míg a degradált mocsárréten a területfoglalás mértéke a kezdeti állapothoz viszonyítva kevesebb, mint felére csökkent (18 %), ami ennél a fajnál arra utalt, hogy ez a mélyebb térfekvésű mocsárrét a faj számára kevésbé optimális élőhely. A homogén üde gyomtársulás területére becsült valószínűségek az első és az utolsó mintavételi periódusban azonosak voltak (64 %), míg a második mintavételi időszakban a faj a vizsgált területen mintegy 90 %-ban jelen volt. A heterogén ökoton területen az első periódusra kapott 30 %-os területfoglalás szeptemberre a kétszeresére növekedett, amely érték a legeltetés negatív hatása következtében emigráló újabb egyedek megjelenésére utalt (2. ábra).

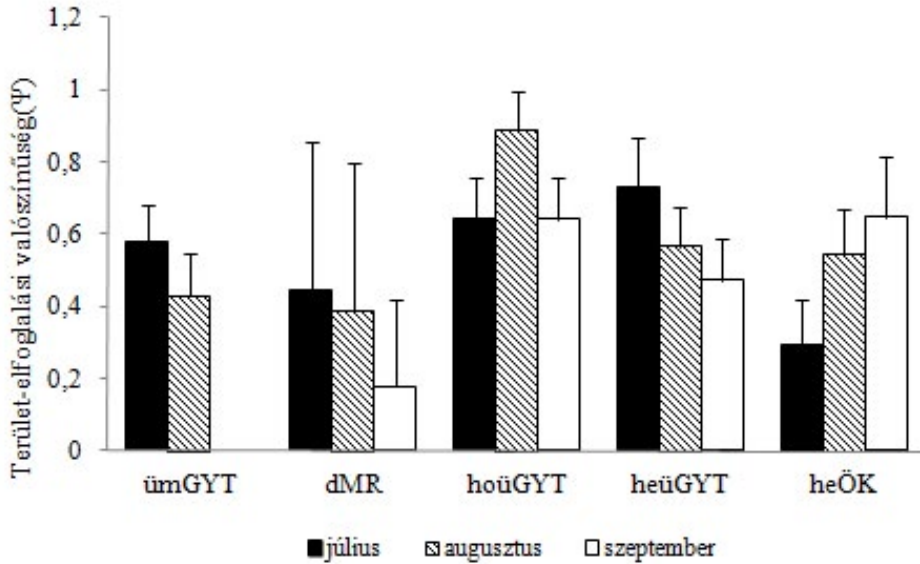


- ümGYT - üde mozaikos gyomtársulás
- dMR - degradált mocsárrét
- houGYT - homogén üde gyomtársulás
- heüGYT - heterogén üde gyomtársulás
- heÖK - heterogén ökoton terület

1. ábra. Az *A. agrarius* területfoglalási valószínűsége az élőhely foltok függvényében.

A mezei pocok területfoglalási valószínűsége a homogén üde gyomtársulásban, a heterogén üde gyomtársulásban és a heterogén ökoton területen nem érte el a 35 %-ot, amely értékek jelezték, hogy ezek a területek mezei pocok számára szuboptimális élőhely foltoknak tekinthetők. A faj degradált mocsárrétre becsült valószínűségi értékei szeptemberre a felére csökkentek. Az üde gyomtársulás területén a mezei pocok esetében is kimutattuk a legeltetés, taposás hatását, a harmadik periódusra becsült érték kb. a hetedére csökkent (3. ábra). A mintavételi területek összehasonlításában a pirók erdeieger ( $F = 3,743$ ,  $p < 0,05$ ) és a mezei pocok ( $F = 5,952$ ,  $p < 0,01$ ) területfoglalási valószínűség értékei között szignifikáns különbséget kaptunk, azonban a sárganyakú erdeieger esetében a területfoglalás becsült értékei nem mutattak szignifikáns különbséget ( $F = 2,207$ , n.s.). Az elsődleges mintavételi periódusok összehasonlításában a területfoglalás becsült értékei alapján egyik fajnál sem kaptunk szignifikáns különbséget ( $F = 0,142 - 0,76$ , n.s.).



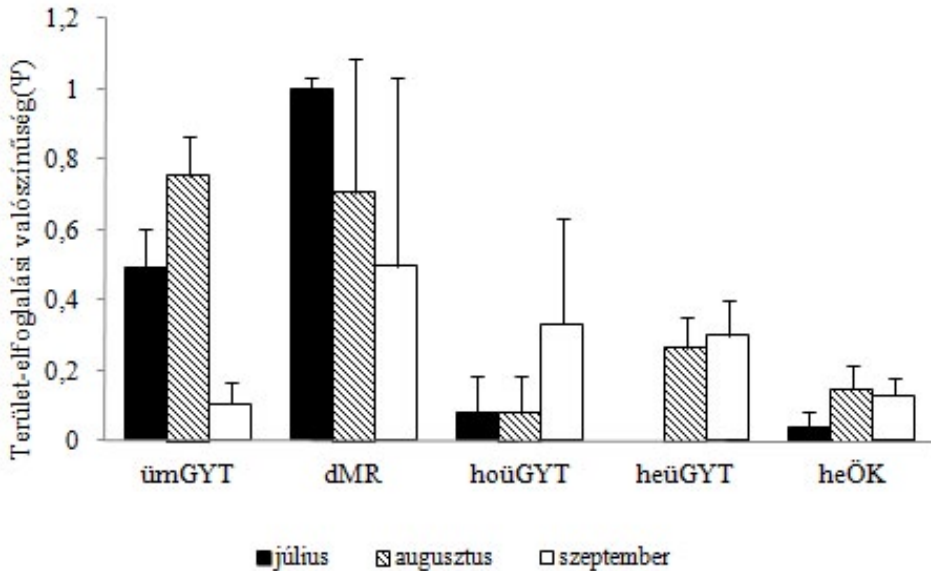


- ümGYT - üde mozaikos gyomtársulás
- dMR - degradált mocsárrét
- hoüGYT - homogén üde gyomtársulás
- heüGYT - heterogén üde gyomtársulás
- heÖK - heterogén ökoton terület

2. ábra. Az *A. flavicollis* területfoglalási valószínűsége az élőhely foltok függvényében.

#### *A - two-species occupancy - modell eredményei*

A két-fajos modell figyelembe veszi a vizsgált két faj egymásra hatását, azaz jelenlétét, hiányát, illetve ezek kombinációját. A pirók erdeieigér területfoglalási valószínűsége négy élőhelyen magasabb (üde gyomtársulás, degradált mocsárrét, heterogén üde gyomtársulás, heterogén ökoton terület), míg a homogén üde gyomtársulásban alacsonyabb volt, mint a sárganyakú erdeieigéré (1. táblázat). A pirók erdeieigér és a mezei pocok együttes vizsgálatokor a nyílt növényzetű foltokkal is rendelkező területeken (üde gyomtársulás, degradált mocsárrét) a mezei pocok esetében kaptunk magasabb területfoglalás értékeket. A többi mintavételi területen az erdeieigér területfoglalási aránya magasabb volt a mezei pocok becsült értékeinél (1. táblázat). A heterogén üde gyomtársulásra becsült valószínűségekre hasonló értékeket kaptunk, amelynek oka, hogy a terület mozaikos jellegének következtében a nyíltabb részek lehetővé tették, hogy a



- ümGYT - üde mozaikos gyomtársulás
- dMR - degradált mocsárrét
- houGYT - homogén üde gyomtársulás
- heüGYT - heterogén üde gyomtársulás
- heÖK - heterogén ökoton terület

**3. ábra.** A *M. arvalis* területfoglalási valószínűsége az élőhely foltok függvényében.

mezei pocok közel 70 %-os területfoglalási valószínűséggel jelenjen meg. A sárganyakú erdeieger és a mezei pocok vizsgálatában hasonló eredményeket kaptunk, mint a pirók erdeieger és a pocokfaj együttes elemzésénél. A mezei pocok számára alkalmasabb területnek az üde gyomtársulás és a degradált mocsárrét nyíltabb élőhely foltjai bizonyultak, ami a magasabb területfoglalási valószínűségek is alátámasztottak (1. táblázat).

### Értékelés

Az intenzív legeltetés a növényzet nagyfokú degradációjával, komplexitásának csökkentésével rontja a kisemlősök számára alkalmas élőhely minőségét (Eccard *et al.* 2000, Spooner *et al.* 2002). A legelés azon negatív hatását, amely

**1. táblázat.** A vizsgált fajok adott élőhely foltokra becsült területfoglalási valószínűsége ( $\pm$ SE) a két-fajos modell alapján. Rövidítések: ümGYT: üde mozaikos gyomtársulás; dMR: degradált mocsárrét; hoüGYT: homogén üde gyomtársulás; heüGYT: heterogén üde gyomtársulás; heÖK: heterogén ökoton terület; AAG: *A. agrarius*; AFL: *A. flavicollis*; MAR: *M. arvalis*.

	<i>A. agrarius</i> vs. <i>A. flavicollis</i>		<i>A. agrarius</i> vs. <i>M. arvalis</i>		<i>A. flavicollis</i> vs. <i>M. arvalis</i>	
	AAG	AFL	AAG	MAR	AFL	MAR
ümGYT	0,52 ( $\pm$ 0,09)	0,50 ( $\pm$ 0,08)	0,73 ( $\pm$ 0,09)	0,90 ( $\pm$ 0,06)	0,70 ( $\pm$ 0,11)	0,81 ( $\pm$ 0,07)
dMR	0,83 ( $\pm$ 0,03)	0,49 ( $\pm$ 0,54)	0,50 ( $\pm$ 0,11)	0,92 ( $\pm$ 0,39)	0,42 ( $\pm$ 0,41)	0,91 ( $\pm$ 0,05)
hoüGYT	0,89 ( $\pm$ 0,16)	0,95 ( $\pm$ 0,05)	0,89 ( $\pm$ 0,09)	0,22 ( $\pm$ 0,30)	0,97 ( $\pm$ 0,04)	0,72 ( $\pm$ 0,02)
heüGYT	0,90 ( $\pm$ 0,20)	0,87 ( $\pm$ 0,32)	0,71 ( $\pm$ 0,08)	0,65 ( $\pm$ 0,19)	0,74 ( $\pm$ 0,03)	0,58 ( $\pm$ 0,03)
heÖK	0,94 ( $\pm$ 0,04)	0,66 ( $\pm$ 0,51)	0,97 ( $\pm$ 0,05)	0,36 ( $\pm$ 0,15)	0,74 ( $\pm$ 0,09)	0,67 ( $\pm$ 0,07)

a primer konzumens rágcsálók biomasszájának negatív csökkenésében nyilvánul meg, többen is kimutatták (Joubert & Ryan 1999, Nyako-Lartey & Baxter 1995, Schmidt & Olsen 2003, Schmidt *et al.* 2004). Az általunk vizsgált élőhely foltokban a becsült területfoglalási valószínűségi értékek lecsökkentek a szürkemarha legeltetéssel érintett területeken. A környező zavarásmentes, különböző vegetáció struktúrájú élőhely foltok szerepe az egyes fajok szempontjából azonban eltérő volt. A legeléssel nem zavart, homogén üde gyomtársulásban, mint az erdeiegér fajok számára alkalmas élőhely foltban, a becsült területfoglalás értéke magas volt, valamint a másik két kisebb mintavételi területen is magasabb területfoglalási valószínűséggel fordult elő a két erdeiegér faj. A legeléssel nem zavart területek a mezei pocok számára csak korlátozott mértékben bizonyultak alkalmas élőhely foltoknak. A mezei pocok, mint nyílt, füves területekhez kötődő fajt, elsősorban a két nagyobb kiterjedésű mintavételi kvadrát nyíltabb, alacsonyabb növényzetű foltjaiból mutattuk ki. Ez az eredmény alátámasztotta a faj terület-preferenciájára, területhasználatra vonatkozó irodalmi adatokat (Zima 1999). A két *Apodemus* faj élőhely-generalista, azonban a pírók erdeiegér tágabb élőhely-spektrummal rendelkeznek, kedveli a nyílt, de sűrű vegetációjú területeket, bár erdőkben is megjelenik (Gliwicz 1981, Szacki & Liro 1991).

A sárganyakú erdeiegér szűkebb élőhely-spektrumú, elsősorban erdei faj, de a fátlan, sűrű vegetációborítású nyílt területeket is képes kolonizálni (Montgomery 1979). A vizsgált kismélsők ezen eltérő ökológiai tulajdonsága mindkét modelltípus alapján a becsült területfoglalási értékekben is megnyilvánult.

Vizsgálatunkat tekintve természetvédelmi vonatkozásban fontos eredménynek tartjuk, hogy a szürkemarhák legelése és taposása következtében kialakuló növényzeti degradáció mindhárom vizsgált faj esetében a terület elhagyására kényszerítette az egyedeket, így ennek jelentős hatása volt a kismélsők túlélési folyamataira. Mindez a fajok lokális eltűnéséhez vezetett. Ezeket az eredményeket figyelembe kell venni a természetszemponitú kezelések tervezésében és megvalósításában, mivel a kismélsők a védett és/vagy fokozottan védett ragadozó madarak fontos prédaállatai. Az eredményeink azt sugallták, hogy az intenzív legeltetés a növényzet talajfelszíni borításának nagymértékű redukálásával jelentős módon befolyásolja a kismélsőfajok lokális sűrűségének alakulását, nagymértékben fékezheti a rágcsálókra jellemző nyár végi, őszi létszámcsúcs kialakulását.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – A Mattyi-tó menti kismélső csapdázást a K-36-10-00046B KÖVICE „Zöld Forrás” pályázat támogatta.

### Irodalomjegyzék

- Akaike, H. (1973): Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle. In: B. N. PETROV and F. CSAKI, eds. Second International Symposium on Information Theory. *Akadémiai Kiadó*: 267–281.
- Andreassen, H. P. & Ims, R. A. (1998): The effects of experimental habitat destruction and patch isolation on space use and fitness parameters in female root *Microtus oeconomus*. – *Journal of Animal Ecology* **67**: 941–952.
- Bock, C. E., Bock, J. H., Kenney, W. R. & Hawthorne, V. M. (1984): Responses of birds, rodents, and vegetation to livestock enclosure in a semidesert grassland site. – *Journal of Range Management* **37**: 239–242.
- Bowers, M. A., Gregario, K., Brame, C. J., Matter, S. F. & Dooley, J. I. J. (1996): Use of space and habitats by meadow voles at the home range, patch and landscape scales. – *Oecologia* **105**: 107–115.
- Bullock, J. M. & Pakeman, R. J. (1997): Grazing of lowland heath in England: Management methods and their effects on heathland vegetation. – *Biological Conservation* **79**(1): 1–13.

- Burel, F., Butet, A., Delettre, Y.R. & de la Pena, N.M. (2004): Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. – *Landscape and Urban Planning* **67**: 195–204.
- Carey, A. B., & Harrington, C. A. (2001): Small mammals in young forests: implications for management for sustainability. – *Forest Ecology and Management* **154**: 289–309.
- Eccard, J. A., Walther R. B. & Milton, S. J. (2000): How livestock grazing affects vegetation structures and small mammal distribution in the semi-arid Karoo. – *Journal of Arid Environments* **46**: 103–106.
- Gliwicz, J. (1981): Competitive interactions within a forest rodent community in a forest-floor small mammal fauna. – *Oikos* **37**: 353–362.
- Grant, W. E., Birney, E. C., French, N. R., & Swift, D. M. (1982): Structure and productivity of grassland small mammal communities related to grazing-induced changes in vegetation cover. – *Journal of Mammalogy* **63**: 248–260.
- Hines, J. E. (2006): PRESENCE2- Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>
- Joubert, D. F. & Ryan, P. G. (1999): Differences in mammal and bird assemblages between commercial and communal rangelands in the Succulent Karoo, South Africa. – *Journal of Arid Environments* **43**: 287–299.
- Kovács A. (2000): Pratólógia. Szt. István Egyetem kiadványa, Gödöllő 10272.
- Kozaikiewicz, M., Gortat, T., Kozaikiewicz, A. & Barkowska, M. (1999): Effects of habitat fragmentation on four rodent species in a Polish farm landscape. – *Landscape Ecology* **14**: 391–400.
- MacKenzie, D. I., Bailey, L. L. & Nichols, J. D. (2004): Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. – *Journal of Animal Ecology* **73**: 546–555.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Hines, J. E., Knutson, M. G. & Franklin, A. D. (2003): Estimating site occupancy, colonization and local extinction when a species is detected imperfectly. – *Ecology* **84**: 2200–2207.
- Molnár, Zs. (1992): A Pitvarosi puszták növénytakarója, különös tekintettel a löszpusztagepekre. – *Botanikai Közlemények* **79**(1): 19–27.
- Montgomery, W. I. (1979): Trap-revealed home range in sympatric populations of *Apodemus sylvaticus* and *Apodemus flavicollis*. – *Journal of Zoology* **206**: 203–224.
- Mott, J. J. (1985): Mosaic grazing – animal selectivity in tropical savannas of northern Australia. Proceedings of the XV. International Grassland Congress, Kyoto, Japan, 1129.
- Nyako-Lartey, Q. & Baxter, R. M. (1995): The effects of different grazing regimes on the population dynamics of small mammals in the Eastern Cape. – *Transactions of the Royal Society of South Africa* **50**: 143–151.
- Schmidt, N. M. & Olsen, H. (2003): The response of small mammal communities to cattle grazing on a coastal meadow. – *Polish Journal of Ecology* **51**: 79–84.
- Schmidt, N. M., Olsen, H., Bildsoe, M., Sluydts, V. & Leirs, H. (2004): Effects of grazing intensity on small mammal population ecology in wet meadows. – *Basic and Applied Ecology* **6**: 57–66.

- Silva, M., Hartling, L. & Opps, S. B. (2005): Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada): Effects of habitat characteristics at three different spatial scales. – *Biological Conservation* **126**: 556–568.
- Spooner, P, Lunt, I. & Robinson, W. (2002): Is fencing enough? The short-term effects of stock exclusion in remnant grassy woodlands in southern NSW. – *Ecological Management and Restoration* **3**(2): 117–126.
- Sullivan, T. P. & Sullivan, D. S. (2001): Influence of variable retention harvest on forest ecosystems. II. Diversity and population dynamics of small mammals. – *Journal of Applied Ecology* **38**: 1234–1252.
- Szacki, J. & Liro, A. (1991): Movements of small mammals in the heterogenous landscape. – *Landscape ecology* **5**(4): 219–224.
- Vinczeffy, I. & Nagy, G. (1993): Szempontok a legeltetéses állattartás értékeléséhez. – *Legeltetéses Állattartás* 309–364.
- Zima, J. (1999): *Microtus arvalis* (Pallas 1778). In: Mitchell-Jones A. J. et al. (eds), The Atlas of European Mammals. *Academic Press London*: 228–229.

## Grazing's effect on occupancy of rodent species on mosaic area as a disturbing factor

Róbert Herczeg, Barbara Horváth, Balázs Stercz,  
Dániel Tóth, Balázs Somogyi and Gyöző Horváth

*Department of Animal Ecology, University of Pécs  
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6.  
email: robert.herczeg@gmail.com*

We were studying the effects of grazing in the habitat of three dominant rodent species (*Apodemus agrarius*, *Apodemus flavicollis* and *Microtus arvalis*) near Lake Mattyi. We were looking for the answer how grazing affects the dynamism of occupancy of three species on the area where disturbance took place as well as on not disturbed microhabitats located next to them. In the case of the three species the dynamic of occupancy was different in habitats with distinct structure of vegetation. The effect of grazing appeared in the occupancy of both three species. The *Apodemus agrarius* locally disappeared from the two sample areas disturbed by grazing just like the value of the occupancy of *Apodemus flavicollis* and *Microtus arvalis* decreased. The results of „two-species occupancy” model were different in case of each area. We got higher occupancy values by *Microtus arvalis* on open areas. In the case of *Apodemus* the values were higher due to the higher vegetation density. Our results showed that the intensive grazing caused large vegetational disturbance and degradation which can no longer guarantee the optimal conditions for the survive of the small mammals and can lead their local extinction.

Keywords: small mammals, live-trapping, grazing, probability of occupancy.

# Az urbanizáció hatása erdei talajlakó pókokra

Horváth Roland

*Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék  
4010 Debrecen, Pf.: 71  
e-mail: horvath.roland@scienc.unideb.hu*

Összefoglaló: Az urbanizáció talajlakó pókokra gyakorolt hatását egy városon kívüli erdő, kertvárosi erdő és belvárosi park élőhelygrádiens mentén vizsgáltam Debrecenben, 2009-ben. A gyűjtések talajcspdával történtek április közepétől október végéig kéthetenkénti gyakorisággal. Az alábbi 4 gyakran alkalmazott hipotézist teszteltem: növekvő zavarási hipotézis, mátrix faj hipotézis, opportunistá faj hipotézis, és élőhely specialista hipotézis. Mivel az urbanizáció következtében a városi erdőfoltok szárazabbá és nyíltabbá válnak, ezért további két hipotézist is teszteltem: a szárazságkedvelő fajok és a fénykedvelő fajok száma a városi mintavételi helyeken lesz a legnagyobb. Az eredmények azt mutatták, hogy a növekvő zavarási hipotézissel ellentétben a teljes fajszám szignifikánsan növekedett a városi élőhely felé. Mivel a mátrix (nyílt élőhelyhez kötődő) és a generalista fajok száma is nagyobb volt a városi parkban, mint a városon kívüli és a kertvárosi élőhelyen, ezért az eredmények megerősítették a mátrix és opportunistá faj hipotézist. Az erdei specialista fajok száma szignifikánsan nagyobb volt a kertvárosi élőhelyen. A szárazságkedvelő és a fénykedvelő fajok száma a városi élőhelyen volt a legnagyobb, ami igazolta a szárazságkedvelő és a fénykedvelő fajok hipotézisét.

Kulcsszavak: Globenet; urbanizációs grádiens; ökológiai igény; szárazságkedvelő fajok; fénykedvelő fajok.

## Bevezetés

A világméretű urbanizáció az élőhelyek jelentős mértékű csökkenését és a környezeti feltételek megváltozását okozza. Ezek a hatások leginkább a városi élővilág megváltozásában mutathatók ki. Ezekből következően az urbanizáció a környezeti zavarások egyik legfontosabb formájának tekinthető. Az urbanizáció biodiverzitásra gyakorolt hatásának vizsgálata céljából alakult meg 1998-ban a nemzetközi Globenet kutatási projekt (Niemelä *et al.* 2000). A projekt a talajlakó gerinctelen élőlényeket vizsgálja egy egységes protokoll alapján erdei élőhelyek



esetén urbanizációs élőhelygradiens mentén. Eddig 9 országból publikáltak eredményeket, amelyek többségében a futóbogarakat vizsgálták: Anglia, Belgium, Bulgária, Dánia, Finnország, Japán, Kanada, Magyarország és Románia. Hazánkban átfogó kutatásokat végeztek (Magura *et al.* 2004, 2006a, 2008b, 2008c, 2009a, 2009b, 2010a; Tóthmérész & Magura 2005). Egyéb csoportokat eddig kisebb mértékben kutattak (pókok: Alaruikka *et al.* 2002, Magura *et al.* 2010b; szárazföldi ászkarákok: Hornung *et al.* 2007, Magura *et al.* 2006b, 2008a).

Az izeltlábúak egyik domináns ragadozó taxonját képviselő pókok a városi biotópokban is nagy faj- és egyedszámmal fordulhatnak elő, és ragadozó voltak ellenére jó indikátor-szervezeteknek tekinthetők (Horváth *et al.* 2009), ugyanis érzékenyen reagálnak a környezeti tényezők és az élőhely strukturális viszonyainak megváltozására. Ennek következtében alkalmasak lehetnek az urbanizáció hatásának tesztelésére is.

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 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 (nyílt foltok jelennek meg) és az erdőt körülvevő mátrixokból (vizsgálatunk esetében a környező nyílt élőhelyekből) fajok hatolhatnak be az erdőfoltokba, így a városi élőhelyen a nyílt élőhelyhez kötődő fajok száma magasabb, mint a kertvárosi és városon kívüli élőhelyeken (Tóthmérész *et al.* 2011). Az opportunistá fajok ki tudják használni a nagymértékű zavarás előnyeit és dominanciájuk az erősen zavart élőhelyek felé növekszik (*opportunistá faj hipotézis*) (Gray 1989). Az élőhely specialista faj hipotézis szerint a növekvő zavarás következtében az erdei specialista fajok száma csökken az erősen zavart városi területek felé haladva (Magura *et al.* 2004).

A pókok élőhely-választásában fontos szerepet játszanak az adott élőhely fény- és nedvességviszonyai. Buchar & Ruzicka (2002) kimutatták, hogy egy adott faj fény- és nedvességigényei teljesen ellentétesek lehetnek egymással (pl. egy fénykedvelő faj lehet nedvességkedvelő is egyben) ezért két további hipotézist is teszteltem: az urbanizáció következtében csökken az erdőben a páratartalom, ezért a szárazságkedvelő fajok száma a városi élőhelyen lesz a legnagyobb (*szárazságkedvelő fajok hipotézise*). Az urbanizáció a városi erdőfoltok

nyíltabbá és világosabbá válását eredményezi, ezért a fénykedvelő fajok száma növekszik a városon kívüli területektől a városi területekig (*fénykedvelő fajok hipotézise*).

## Módszerek

### *A vizsgálati terület*

A vizsgálatokhoz kiválasztott városon kívüli, kertvárosi és városi élőhelygrádiens Debrecen városában és az azt körülvevő természetes, egymástól független gyöngyvirágos tölgyes erdőfoltokban (*Convallario-Quercetum*) volt (Török & Tóthmérész 2004). A városon kívüli terület természetközeli erdő volt; az erdőben csak alkalmanként folyt kismértékű erdőkezelés. A kertvárosi élőhely foltok mintegy 30%-a volt beépített vagy aszfaltozott, és itt a kidőlt fákat és a lehullott ágakat időnként eltávolítják, de az aljnövényzetet nem ritkítják. A városi élőhelyen a beépített területek aránya meghaladta a 60%-ot. A legtöbb városi folt park jellegű, ahol a kidőlt fák és a lehullott ágak eltávolítása mellett a cserjéket is erősen ritkítják, ezen kívül az itt található ösvények nagy része aszfaltozott.

### *Gyűjtési elrendezés*

Minden élőhelytípusban (városon kívüli, kertvárosi, városi) két mintavételi területet jelöltem ki, amelyek egymástól legalább 100 méterre helyezkedtek el. A pókgyűjtéséhez valamennyi mintavételi területen 10 random módon kihelyezett talajcsapdát használtam, amelyek legalább 10 méter távolságra helyezkedtek el egymástól. A talajcsapdák 100 ml 4%-os formaldehidet tartalmaztak ölü- és konzerváló folyadékként. A pókokat 2009. április közepétől október végéig gyűjtöttem kéthetenkénti gyakorisággal. A statisztikai feldolgozáshoz az egyes csapdák fogásait összevontam a teljes gyűjtési periódusra vonatkozóan.

### *Adatfeldolgozás*

A gyűjtött fajokat ökológiai igényeik (erdei, generalista és nyílt élőhelyhez kötődő fajok, valamint szárazságtoleráló és fénykedvelő fajok) alapján csoportosítottam saját terepi tapasztalatok valamint irodalmi források alapján (Buchar & Ruzicka 2002). A pókok teljes fajszáma és az eltérő ökológiai igényű fajok száma közötti különbségek tesztelésére mindhárom élőhelytípus hat helye között

generalizált lineáris modellt (GLM) használtam. Mivel két mintavételi hely egy élőhelytípuson belül helyezkedett el, beágyazott elrendezést használtam. Ha a GLM szignifikáns különbséget mutatott az átlagok között, Tukey tesztet használtam az átlagok közötti többszörös összehasonlításhoz (O'Hara & Kotze 2010).

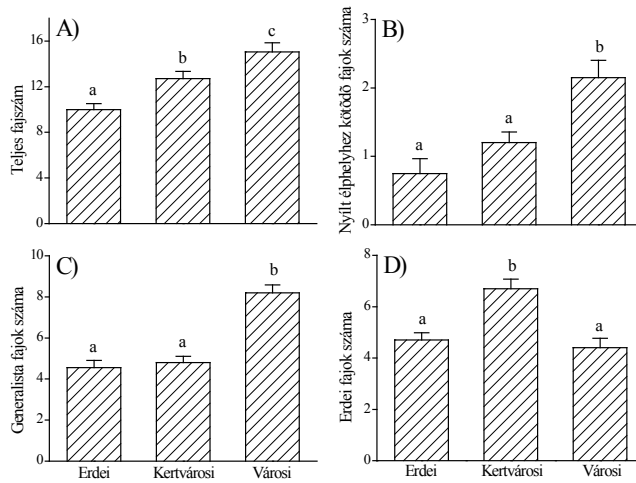
### Eredmények

A vizsgálat ideje alatt 69 faj 4959 egyedét gyűjtöttem. Legtömegesebbnek a *Pardosa alacris* bizonyult, amely a teljes egyedszám 32%-át tette ki. A fajok közül 29 erdei, 29 generalista, 10 pedig nyílt élőhelyhez kötődő volt. Egy olyan faj is előkerült, amelyet csak nemzetség szintig tudtam azonosítani, ezért az élőhelyi kötődése meghatározhatatlan volt.

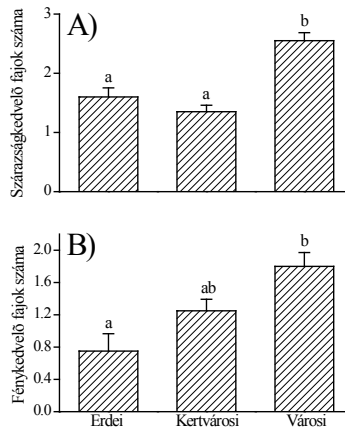
A teljes fajszám szignifikánsan növekedett a városon kívüli mintavételi területtől a városi mintavételi területig (generalizált lineáris modell:  $Chi^2_{2,3} = 32.06$ ,  $p < 0.001$ , 1A ábra). Hasonló tendenciát tapasztaltam a nyílt élőhelyhez kötődő és a generalista fajok esetében is, ahol a fajszám szignifikánsan alacsonyabb volt a városon kívüli és a kertvárosi mintavételi helyeken, mint a városi parkban (generalizált lineáris modell: nyílt élőhelyhez kötődő fajok száma:  $Chi^2_{2,3} = 19.02$ ,  $p < 0.001$ , 1B ábra; generalizált lineáris modell: generalista fajok száma:  $Chi^2_{2,3} = 65.74$ ,  $p < 0.001$ , 1C ábra). Az erdei specialista fajok száma pedig szignifikánsan magasabb volt a kertvárosi élőhelyen, mint a városon kívüli és városi területeken (generalizált lineáris modell:  $Chi^2_{2,3} = 26.00$ ,  $p < 0.001$ , 1D ábra). A szárazságtoleráló fajok száma szignifikánsan magasabb volt a városi parkban, mint a városon kívüli és kertvárosi élőhelyen (generalizált lineáris modell:  $Chi^2_{2,3} = 43.09$ ,  $p < 0.001$ , 2A ábra). A fénykedvelő fajok száma pedig szignifikánsan magasabb volt a városi mintavételi helyeken, mint a városon kívüli mintaterületeken (generalizált lineáris modell:  $Chi^2_{2,3} = 13.52$ ,  $p < 0.001$ , 2B ábra).

### Értékelés

Alaruikka *et al.* (2002) Finnországban vizsgálták a talajlakó pókokat egy városon kívüli-városi élőhelygradiens mentén, de nem találtak szignifikáns különbséget a teljes fajkészlet esetében, ugyanakkor Magura *et al.* (2010b) magyarországi kutatásai kimutatták, hogy a teljes fajszám szignifikánsan magasabb volt a városi területen, mint a kertvárosi és a városon kívüli területeken. Eredményeim Alaruikka *et al.* (2002) és Magura *et al.* (2010b) vizsgálataihoz hasonlóan



**1. ábra.** A teljes fajszám (A), a nyílt élőhelyhez kötődő fajok (B), a generalista fajok (C) és az erdei specialista fajok (D) csapdánkenti átlagai ( $\pm$ SE) az urbanizáció grádiens mentén. A különböző betűk a szignifikáns különbségeket jelzik (Tukey-teszt,  $p < 0.05$ ).



**2. ábra.** A szárasságkedvelő fajok (A) és a nyílt élőhelyhez kötődő fajok (B) csapdánkenti átlagai ( $\pm$ SE) az urbanizáció grádiens mentén. A különböző betűk a szignifikáns különbségeket jelzik (Tukey-teszt,  $p < 0.05$ ).

nem támasztották alá a növekvő zavarási hipotézist, sőt azt találtam, hogy a teljes fajszám szignifikánsan növekedett a városon kívüli helyektől a városi helyekig. Egyik lehetséges magyarázata lehet a növekvő zavarási hipotézis hiányának, hogy az urbanizáció következtében a vizsgált élőhely foltok diverzitása rendkívül magas volt a városi területen. Nyíltabb lombozatú foltok, mérsékelten záródott foltok és teljesen zárt lombozatú foltok egyidejűleg megtalálhatók voltak a városi élőhelyen. A kevésbé és a mérsékelten zárt foltok kedvezőbbek a nyílt élőhelyhez kötődő és a generalista fajok számára, amelyek könnyen kolonizálják ezeket a foltokat, növelve ezzel városi területek diverzitását. Ulrich *et al.* (2010) különböző mértékben zavart erőfoltokban vizsgálták a pókokat és kimutatták, hogy a teljes fajszám nem különbözött szignifikánsan a vizsgált helyek között, de a fajösszetétel megváltozott a grádiens mentén.

Eredményeim igazolták a mátrix faj és az opportunistá faj hipotézist, ugyanis a nyílt élőhelyhez kötődő és a generalista fajok száma a városi területen volt a legnagyobb. A városi park jelentősen eltért a kertvárosi és a városon kívüli területektől, mert a városi élőhelyek nyíltabbak és melegebbek voltak. A környező mátrixokból jó néhány nyílt élőhelyhez kötődő faj be tud települni a városi parkba. Az erősen zavart városi erdőfoltokban magasabb volt a levegő- és a talajhőmérséklet, ezért ezeken a helyeken több olyan mikroélőhely jött létre, ahol ezek a fajok kedvező életfeltételeket találtak. Matveinen & Koivula (2008) kimutatták, hogy a legdrasztikusabb erdőművelési módszerek (tarvágás és a felező vágás) következtében növekedett a nyílt élőhelyhez kötődő pókfajok abundanciája egy finnországi boreális erdőben, mivel ezek az erdőfoltok a kezelések következtében nyíltabbá váltak. A generalista fajok számára előnyös lehet a nagyobb zavarás, mivel könnyen meg tudnak telepedni az urbanizáció által módosított területeken. A finn (Alarukka *et al.* 2002) és a korábbi magyar eredmények (Magura *et al.* 2010b) nem erősítették meg ezt a hipotézist, mivel a generalista fajok számában nem mutatkozott szignifikáns különbség az urbanizációs grádiens mentén.

Jelen vizsgálatban az erdei specialista fajok száma az élőhely specialista hipotézissel ellentétben a kertvárosi területen volt a legmagasabb. Ezek a fajok a nedvesebb és árnyékosabb helyeket részesítik előnyben. Mivel a cserjeborítás és a relatív páratartalom ezen az élőhelyen volt a legmagasabb, nem meglepő, hogy az erdei fajok legnagyobb fajszámmal a kertvárosi élőhelyen fordultak elő. Jelen esetben a zavarás mértéke a városon kívüli és kertvárosi területeken valószínűleg nem különbözött jelentősen egymástól. Ezért az erdei fajok számát

és térbeli megoszlását inkább a környezeti tényezők befolyásolták (árnyék- és nedvességviszonyok), semmint a zavarás mértéke.

A szárazságkedvelő fajok hipotézise szerint a szárazságkedvelő fajok dominanciája növekszik a városon kívüli élőhelytől a város felé. Vizsgálatom megerősítette ezt a feltételezést, mert a szárazságkedvelő fajok száma magasabb volt a városi helyeken, mint a kertvárosi és a városon kívüli területeken. A városi erdő-fragmentumok nyíltabbak voltak, mint a kertvárosi és a városon kívüli fragmentumok, ezért a talajfelszíni- és a levegőhőmérséklet a városközpontban volt a legmagasabb. Ezen folyamat következtében a szárazságkedvelő fajok dominanciája a városi élőhelyen volt a legnagyobb. Hoffmann & Andersen (2003) kimutatták, hogy a melegkedvelő hangyafajok a nyílt élőhelyeket részesítették előnyben, mivel a hőmérséklet ezeken a helyeken volt a legmagasabb. Menke *et al.* (2010) megállapították, hogy a bennszülött hangyafajok, amelyek a melegebb és szárazabb helyeket kedvelik, nagyobb számban csak a nyílt élőhelyeken fordultak elő.

Eredményeim megerősítették a fénykedvelő fajok hipotézisét is, mivel a fénykedvelő fajok száma növekedett a természetes erdőtől a városi parkig. A fajszám a városi mintavételi területeken volt a legnagyobb. A városi park erdő-fragmentumai nyíltabbak voltak ezért több fény jutott be ezekbe a foltokba, mint a kertvárosi és a városon kívüli mintaterületeken. A több fény miatt a városi erdőfoltokban a fénykedvelő fajok számukra kedvező mikro-élőhelyeket találtak, és tartósan meg tudtak itt telepedni. Lütolf *et al.* (2009) lepkéket vizsgáltak, és azt találták, hogy a száraz gyepekre jellemző lepkefajok a kevésbé záródott erdőfoltokat kedvelték leginkább és abundanciájuk jelentősen csökkent a lombkorona záródásának növekedésével.

Eredményeim alapján megállapítható, hogy az urbanizáció hatására a természetes élőhelyeken végbemenő változások leginkább az erdei specialista pók-fajokat érintik hátrányosan. Ugyanakkor a generalista, a nyílt élőhelyhez kötődő, a szárazságtűrő és a fénykedvelő fajok száma növekedett a városi élőhely felé. Ezért a városi parkok és zöld területek azon túl, hogy fontosak a városi élet minőségének javításában, a biodiverzitás növekedéséhez is hozzájárulhatnak. 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 Barbara Knoflach Thalernak a problémás faj identifikálásában nyújtott segítségével, valamint Szinetár Csabának a fajok ökológiai igényeinek meghatározásában nyújtott tanácsaiért. A publikáció a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatásával készült. A publikáció elkészítését a TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007 számú projekt támogatta.

### Irodalomjegyzék

- Alaruikka, D., Kotze, D. J., Matveinen, K. & Niemelä, J. (2002): Carabid beetle and spider assemblages along a forested urban-rural gradient in Southern Finland. – *Journal of Insect Conservation* **6**: 195–206.
- Buchar, J. & Ruzicka, V. (szerk.) (2002): *Catalogue of spiders of the Czech Republic*. – Peres Publishers, Praha, 349 pp.
- Gray, J. S. (1989): Effects of environmental stress on species rich assemblages. – *Biological Journal of the Linnean Society* **37**: 19–32.
- Hoffmann, B. D. & Andersen, A. N. (2003): Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. – *Austral Ecology* **28**: 444–464.
- 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., Szinetár, Cs. & Tóthmérész, B. (2009): Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands; a field study (East Hungary, Nyirseg). – *European Journal of Soil Biology* **130**: 16–22.
- Lütolf, M., Bolliger, J., Kienast, F. & Guisan, A. (2009): Scenario-based assessment of future land use change on butterfly species distributions. – *Biodiversity and Conservation* **18**: 1329–1347.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2004): Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. – *Landscape Ecology* **19**: 747–759.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Lövei, G. L. (2006a): Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. – *Basic and Applied Ecology* **7**: 472–482.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Hornung, E. (2006b): Az urbanizáció hatása talajfelszíni ízeltlábúakra. – *Magyar Tudomány* **6**: 705–708.
- Magura, T., Hornung, E. & Tóthmérész, B. (2008a): Abundance patterns of terrestrial isopods along an urbanization gradient. – *Community Ecology* **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 Oecologica* **34**: 233–243.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2008c): A species-level comparison of occurrence patterns in carabids along an urbanisation gradient. – *Landscape and Urban Planning* **86**: 134–140.

- Magura, T., Hornung, E. & Tóthmérész, B. (2009a): Changes of ground beetle and isopod assemblages along an urbanisation gradient in Hungary. – In: Tajovský, K., Schlaghamerský, J. & Pižl, V. (szerk.): *Contributions to Soil Zoology in Central Europe III*. Institute of Soil Biology, Biology Centre, Academy of Sciences of the Czech Republic, Ceske Budajovice, pp. 97–101.
- Magura, T., Lövei, G. L. & Tóthmérész, B. (2010a): Does urbanisation decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? – *Global Ecology and Biogeography* **19**: 16–26.
- Magura, T., Horváth, R. & Tóthmérész, B. (2010b): Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. – *Landscape Ecology* **25**: 621–629.
- Matveinen, K. & Koivula, M. (2008): Effects of alternative harvesting methods on boreal forest spider assemblages. – *Canadian Journal of Forest Research* **38**: 782–794.
- Menke, S. B., Guénard, B., Sexton, J. O., Weiser, M. D., Dunn, R. R. & Silverman, J. (2011): Urban areas may serve as habitat and corridors for dry-adapted, heat tolerant species; an example from ants. – *Urban Ecosystems* **14**: 135–163.
- Niemelä, J., Kotze, D. J. & Ashworth, A. (2000): The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. – *Journal of Insect Conservation* **4**: 3–9.
- O’Hara, R. B. & Kotze, D. J. (2010): Do not log-transform count data. – *Methods in Ecology and Evolution* **1**: 118–122.
- Tóthmérész, B. & Magura, T. (2005): Affinity indices for environmental assessment using carabids. – In: Lövei, G. L. & Toft, S. (szerk.): *European Carabidology 2003: Proceedings of the 11th European Carabidologists’ Meeting. DIAS Report 114*. Ministry of Food, Agriculture and Fisheries and Danish Institute of Agricultural Sciences, Flakkebjerg, pp. 345–352.
- Tóthmérész, B. & Magura, T. (2009b): Az urbanizáció hatása a talajfaunára: Hipotézisek és nemzetközi kitekintés. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 13–22.
- Tóthmérész, B., Máthé, I., Balázs, E. & Magura, T. (2011): Responses of Carabid Beetles to Urbanization in Transylvania (Romania). – *Landscape and Urban Planning* **101**: 330–337.
- Török, P. & Tóthmérész, B. (2004): A debreceni Nagyverdő növényzeti arculatának vizsgálata. – *Természetvédelmi Közlemények* **11**: 107–116.
- Ulrich, W., Zalewski, M., Hajdamowicz, I., Stanska, M., Ciurzycki, W. & Tykarski, P. (2010): Tourism disassembles patterns of co-occurrence and weakens responses to environmental conditions of spider communities on small lake islands. – *Community Ecology* **11**: 5–12.



## Effect of urbanization on ground-dwelling spiders

Roland Horváth

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

Effect of urbanization on ground-dwelling spiders was studied along a rural-suburban-urban forest gradient in Debrecen in 2009. Pitfall traps were used for sampling from the middle of April to the end of October fortnightly. The following hypotheses were tested: increasing disturbance hypothesis, matrix species hypothesis, opportunistic species hypothesis, and habitat specialist hypothesis. As a result of urbanization that the urban forest patches become drier and more open. It was assumed that the number of xerophilous species and light-preferring species are increasing from the rural sites to the urban ones. The overall species richness increased significantly toward the urban habitat type, contradicting the increasing disturbance hypothesis. The results verified both the matrix and opportunistic species hypotheses, as the number of the open-habitat species and the generalist species were higher in the urban park, than in the rural and in the suburban sites. Species richness of the forest specialist spiders was significantly higher in the suburban area. 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.

Keywords: Globenet; urbanization gradient; ecological traits; xerophilous species; light-preferring species.

## Környezeti nevelés hatékonyságának mérése a CELODIN Zalai Alapítvány öko-táboraiban

Jakusch Pál<sup>1\*</sup>, Jakuschné Kocsis Tímea<sup>2</sup> és Kardis Erika<sup>3</sup>

<sup>1</sup> *Pannon Egyetem Georgikon Kar Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszék  
8360 Keszthely, Festetics u. 7., e-mail: jakusch.pal@gmail.com*

<sup>2</sup> *Midori-Öko Környezetvédelmi és Szolgáltató Kft.  
8360 Keszthely, Tavasz u. 5.*

<sup>3</sup> *CELODIN Zalai Alapítvány  
8790 Zalaszentgrót, Május 1 út 38.*

Kulcsszavak: környezeti nevelés, tehetség gondozás, hatékonyság mérése, Vindornyaszőlős.

### Bevezetés

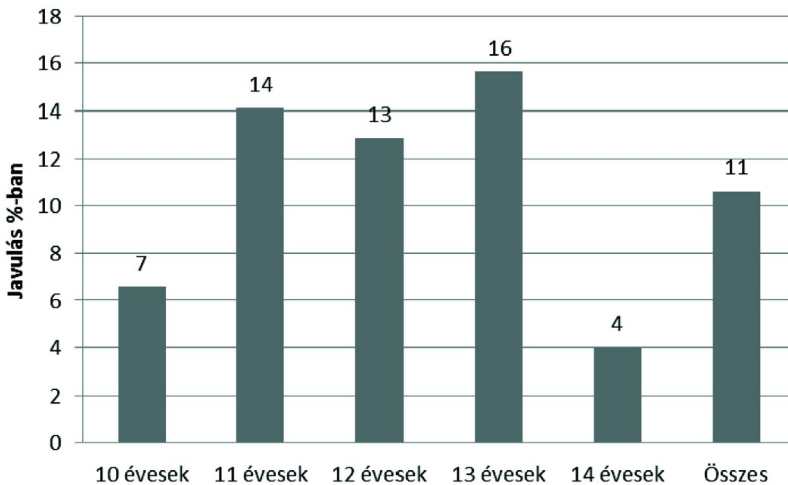
A környezeti nevelés szükségességének gondolata először az 1960-as években fogalmazódott meg a jóléti társadalmakban (Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület). A környezeti nevelés lényegét hazánkban a korábbi Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium munkatársai a következőképpen fogalmazták meg: „A környezeti oktatás és nevelés átfogó célja, hogy elősegítse minden korosztály környezettudatos szemléletének, magatartásának, életvitelének kialakulását. Ezzel érhető el, hogy a felnövekvő nemzedék képes legyen majd tevékenységében, döntéseiben alkalmazni, érvényesíteni ezt a szemléletet és ismeretanyagot.” (www.kvvm.hu)

A III. Nemzeti Környezetvédelmi Program (2009-2014) tematikus akcióprogramjai között első helyen szerepel a környezettudatos szemlélet és gondolkodásmód erősítése: „A környezeti nevelés és oktatás a személyes példaadással párosuló ismeretátadáson keresztül ösztönzi minden korosztály környezettudatos szemléletének alakulását annak érdekében, hogy képes legyen döntéseiben és életvitelében is alkalmazni, viselkedése szerves részévé tenni az elsajátított ismeretanyagot” (96/2009. (XII. 9.) OGY határozat a 2009-2014 közötti időszakra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Programról). A korábbi szakminisztéri-

um állásfoglalása szerint „a környezeti nevelés alapja a természetismeret, amely a közvetlen élményszerzésen keresztül alakítja ki a helyes cselekvésre készítő, pozitív viszonyulást a természeti értékekhez, azok védelme érdekében.”

A környezeti nevelés filozófiája egyre növekvő érdeklődésnek örvend (Bonnett 2010). A környezeti nevelés során nemcsak a környezet-, illetve természettudományi, esetleg földtudományi ismereteket használhatjuk fel, hanem a társadalomtudományi és történelmi ismereteket is többek között. Példa erre Mariolakos *et al.* (2007) tanulmánya, miszerint az ókori görög hitvilág kialakulása és a földi éghajlat változásai között párhuzamok vonhatók, amik segítenek bemutatni a diákoknak a klímaváltozást, és megérteni, hogy a földi környezet nem statikus. A szerzők szerint a környezeti nevelés ezekkel az információkkal színesíthető és érdekesebbé, figyelemfelkeltőbbé tehető a gyerekek számára.

Rövid közleményünkben egy példán, a Vindornyaszőlői védett láp területének közelében szervezett öko-táborok eredményein keresztül szeretnénk bemutatni a közvetlen élményszerzésen alapuló környezeti nevelési módszer hatékonyságát.



**1. ábra.** A vindornyaszőlői Erdei hangya öko-táborokban részt vevő diákok teszteredményeinek javulása a hatnapos táborok végére korcsoportonként

## Öko-táborok szervezése a Vindornyaszőlősi-láp mellett

A CELODIN Zalai Alapítvány (a Central European Local Development Information Network /Közép-Európai Helyi Fejlesztési Információs Hálózat/ magyarországi partnere) 2011 nyarán pályázati forrás bevonásával öko-táborokat szervezett több zalai kistelepülés általános iskolás tanulói számára. A három, egyhetes időtartamú táborban a kehidakustányi, a sümegcsehi, a zalacsányi és a türjei általános iskola felső tagozatos diákjai (10-től 14 éves korig) vehettek részt. A táborok célja a környezet- és természettudományi tehetséggondozás volt. A diákok a táborokat megelőzően felkészítő szakkörökön vettek részt. Közülük választották ki a foglalkozásokat tartó tanárok a legtehetségesebb tanulókat, akik az Erdei Hangya Öko-táborban vehettek részt. Az öko-tábor egy-egy turnusában 30 fő vett részt, és minden táborban a legjobban teljesítő 10 diák került kiválasztásra a 2012 nyarán szervezendő következő öko-táborban való részvételre.

A táborok szakmai anyagát a Pannon Egyetem Georgikon Kar munkatársai állították össze. Minden nap sor került valamilyen szakmai foglalkozásra melynek témakörei a csillagászat, az ökológia, a hulladékgazdálkodás, a szelektív hulladékgyűjtés, a geológia, az üvegházhatás és a klímaváltozás, valamint az ember fejlődése és a fenntartható fejlődés voltak. A táborokban elhangzott szakmai előadások időtartamát az 1. függelék foglalja össze az Online Függelékben. Az előadások mellett gyakorlati jellegű foglalkozásokat is tartottunk, mint például csillagászati megfigyelés, mikroszkópos vizsgálatok, herbárium készítése, madármegfigyelés, kőzetek tanulmányozása felületi mikroszkóp segítségével, a tábor közvetlen környezetében található Buruczky-tanösvény bejárása és a Vindornyaszőlősi lápon kialakított Vidra-tanösvény meglátogatása. A szelektív hulladékgyűjtés népszerűsítésére hulladék-hasznosító versenyt szerveztünk, melynek nyertese egy PET-hajót készítő csoport lett.

### Az öko-táborok hatékonyságának mérése

Mindhárom öko-tábor elején kérdőív segítségével felmértük a tanulók tudását ökológiai, természetvédelmi, környezettudományi és hulladékgazdálkodási témákban. A kérdőívben megkérdezett ismeretköröket és az azokra vonatkozó kérdések számát a 2. függelék foglalja össze az Online Függelékben. A táborok végén a diákok ugyanazt a kérdőívet töltötték ki. A tesztek értékelésével és összevetésével mértük a tábor munkájának eredményességét. A tesztek eredményeinek összevetéséből egyértelműen kiderült, hogy a tábor során a diákok

ismeretei nőttek, tesztmegoldásuk eredményessége javult. A korosztályi megoszlást figyelembe véve a 11, 12 és 13 évesek tesztmegoldása javult nagyobb mértékben, átlagosan 14%-kal több jó választ adtak a kérdésekre. A 10 éves korosztály 7%-os, a 14 évesek 4%-os növekedést mutatott (1. ábra). Átlagosan a táborokban résztvevő összesen 90 diák teszteredménye a tábori foglalkozások révén 11%-kal javult. A feltett kérdésekre adott válaszok alapján megállapítható, hogy a tanulók a fenntartható fejlődés fogalma, a hulladékgazdálkodási alapismeretek és az ökológiai alapismeretek terén rendelkeznek kevesebb tudással. A klímaváltozással és az általános természetismerettel kapcsolatos kérdésekre a diákok 90%-ban helyes választ adtak.

Az idei évi táborokban jól teljesítő diákok nyertek lehetőséget a 2012 nyarán tartandó öko-táborban való részvételre, melynek helyszíne szintén a Vindornaszőlősi láp közelében lesz. A tábor programja 2012-ben is tartalmaz szakmai előadásokat, és gyakorlati foglalkozásokat, építkezve az idén megszerzett ismeretekre, kibővítve azokat új témakörökkel. Az ismeretanyag bővítése főként azokra a témakörökre koncentrál majd, ahol hiányosságok mutatkoztak. A CELODIN Zalai Alapítvány felismerve a jövő generáció környezeti nevelésének fontosságát a jövőben is szeretné folytatni az öko-táborok szervezését.

### Irodalomjegyzék

- Bonnett, M. (2010): Environmental Education. In: Peterson, P., Baker, E. & McGaw, B. (szerk.) *International Encyclopedia of Education*. Elsevier, Oxford, UK, pp. 146–151.
- Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, <http://www.kvvm.hu/index.php?pid=139&sid=140>, letöltés dátuma: 2011.11.17.
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, <http://www.mme.hu/pedagogia-koerneyezeti-neveles.html>, letöltés dátuma: 2011.11.17.
- Mariolakos, I., Kranioti, A., Matkatselis, E. & Papageorgiou, M. (2007): Water, Mithology and environmental education. – *Desalination* **213**: 141–146.
- Melléklet a 96/2009. (XII. 9.) OGY határozathoz NEMZETI KÖRNYEZETVÉDELMI PROGRAM 2009-2014, 48. oldal [http://www.kvvm.hu/cimg/documents/96\\_2009\\_OGY\\_hatarozat\\_NKP\\_3.pdf](http://www.kvvm.hu/cimg/documents/96_2009_OGY_hatarozat_NKP_3.pdf), letöltés dátuma: 2011.11.17.

### Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: Az öko-táborokban elhangzott szakmai előadások időtartama

Függelék 2: Az öko-táborok hatékonyságát mérő kérdőívben szereplő témakörök

## Environmental education and care of talent by organizing eco-camps

Pál Jakusch <sup>1\*</sup>, Tímea Jakuschné Kocsis <sup>2</sup> and Erika Kardis <sup>3</sup>

<sup>1</sup>*University of Pannonia, Georgikon Faculty,  
Department of Meteorology and Water Management  
8360 Keszthely, Festetics Str. 7.  
\*e-mail: jakusch.pal@gmail.com*

<sup>2</sup>*Midori-Öko Ltd.*

*8360 Keszthely, Tavasz Str. 5.*

<sup>3</sup>*CELODIN Zalai Foundation  
8790 Zalaszentgrót, Május 1 Str. 38.*

The CELODIN Zalai Foundation organized eco-camps in the summer of 2011 using project funds for students of some villages in Zala County. Students of 10 to 14 years old could participate in the 6-day-long camps from Túrje, Kehidakustány, Sümegecsehi and Zalacsány. The aim of the eco-camps was environmental education and care of talent in natural sciences. The knowledge of the students was measured by questionnaires at the beginning and at the end of the camps in several themes such as ecology, natural conservation, environmental sciences and waste management. Results were examined by ages, and the 11, 12 and 13 years old students reached the highest progress during the camps by 14% improvement in average. 10 years old children achieved 7% of development, and 14 years old student had a progress of 4%. The mean improvement of the 90 participants was 11%.

Keywords: environmental education, care of talent, measurement of efficiency, Vindornyaszőlős.

# A Mágneses Rezonancia felhasználása a vörösiszap szennyezés repce növényre gyakorolt hatásának vizsgálatában

Jakusch Pál<sup>1\*</sup>, Tokai Richárd<sup>2</sup>, Földes Tamás<sup>2</sup> és Anda Angéla<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Pannon Egyetem Georgikon Kar Meteorológia és Vízgazdálkodás Tanszék  
8360 Keszthely Festetics u. 7, \*e-mail: jakusch.pal@gmail.com

<sup>2</sup> Kaposvári Egyetem Diagnosztikai és Onkoradiológiai Intézet  
7400 Kaposvár, Guba S. utca 40.

Összefoglaló: Vizsgálatunk célja a humámdiagnosztikában alkalmazott Mágneses Rezonancia készülék felhasználása a Kolontári iszapkatasztrófa által érintett területről származó növényi minták elemzésében. Tesztnövénynek repce (*Brassica napus L.*) növényt választottunk, amelyet vörösiszap által előtött szántóföldi területről gyűjtöttünk. Kontroll növényként a PE-GK szántóföldi kísérleti telepéről származó repcét használtunk. Az MRI méréseket a Kaposvári Egyetem Diagnosztikai és Onkoradiológiai Intézetében végeztük. Meghatározásra került a minták víztartalma, MRI méréseket végeztünk  $T_1$  (a sejtek életképességét méri) és  $T_2$  (a víztartalmat méri) idősúlyozásos technikával. A kontroll és a szennyezett repce víztartalmában 1 %-os különbséget lehetett kimutatni. A  $T_1$ -ben kapott MRI intenzitási értékek lefutásán egyértelműen látszik, hogy a növény vörösiszappal borított része a lúgos kémhatás következtében nagymértékben károsodott. A  $T_2$ -ben mért intenzitási értékekben azonban a szennyezett területről származó növényi mintákban magasabb jelintenzitást kaptunk, mint a kontroll növényekben. Az elvégzett vizsgálatok bebizonyították, hogy az MRI készülék alkalmazható a vörösiszap, mint szennyező anyag növényekre gyakorolt hatásainak vizsgálatára – in-vivo – körülmények között.

Kulcsszavak: vörösiszap, MRI, repce.

## Bevezetés

A vörösiszap a fő hulladéka a Bayer eljárással történő alumíniumgyártásnak (Brunori *et al.* 2004). Egy tonna alumínium előállítása 1-1,5 t vörösiszap hulladéktermelődéssel jár (Kumar *et al.* 2006), ezért az alumíniumgyártásnak ezt a folyamatát tekinthetjük a legnagyobb problémának (Yalcin & Sevinc 2000). A bauxit összetétele a bányászati helytől függően néhány %-os eltérést mutathat, azonban a fő komponensek között mindig megtalálhatóak a következők, amelyek meghatározzák a keletkező vörösiszap összetételét is:  $Fe_2O_3$ ;  $Al_2O_3$ ;  $SiO_2$ ;  $TiO_2$ ;  $Na_2O$ ;  $CaO$  (Atun & Hisarli 2000). Számos vizsgálatot végeztek arra vonatko-

zólág, hogy a vörösiszapot milyen úton lehetne a környezetbe visszajuttatni, hogy ne okozzon környezet károsítást. Ezen kutatások között megtalálhatunk tesztek (Brunori *et al.* 2004), valamint növényi vizsgálatokat is (Li *et al.* 2010).

A klasszikus növényi vizsgálatok - amelyek a vízháztartás paramétereinek meghatározására szolgálnak - mérési pontossága sokszor nem kielégítő (Pearcy *et al.* 1991). A környezet hatására bekövetkező változásokat a klasszikus módszerek felhasználásával nem lehet kimutatni. Erre megoldást nyújthat az MRI készülék alkalmazása a növényélettani vizsgálatokban. Az eljárás az élő növényben a spinek rendszerén végez méréseket, mely nem avatkozik be durván a mérendő rendszerbe, vagyis nem invazív mérési technika. A spinek csak gyenge kölcsönhatásban vannak a vizsgált biológiai rendszer azon makroszkopikus paramétereivel, amelyek biológiai és kémiai szempontból annak viselkedését befolyásolják. A mágneses tulajdonságok meglehetősen elhanyagolható szerepet játszanak a sejtszintű biokémiai folyamatokban (Berényi *et al.* 1997).

Az MRI vizsgálat alapját a külső mágneses tér, az elektromágneses hullámok, és az anyag hidrogén atomjainak kölcsönhatása képezi. Eszerint az MR a protonok mennyiségét és eloszlását méri. Az anyagok közül relatív legtöbb proton a vízben van, ezért kiválóan alkalmas a növény-víz kapcsolat meghatározására. Az MRI nem az adott anatómiai struktúrát méri, hanem az adott anatómiai struktúrában levő víz mennyiségét és eloszlását, amely viszont meghatározza az adott anatómiai egységet (Westbrook *et al.* 2005, Jakusch *et al.* 2010).

A nem invazív és a nem destruktív MRI, amely magas szintű információt ad a hidrogének mennyiségéről a szövetekben, egy igen látványos alkalmazás a fiziológiai kutatásokban (Andaur *et al.* 2004), amelyeket gyümölcsökön (Raffo *et al.* 2005; Musse *et al.* 2009), fákön (Van As 2007) és zöldségeken (Moreda *et al.* 2009) végeztek.

## Módszerek

Tesztnövénynek repce (*Brassica napus L.*) növényt választottunk, amelyet vörösiszap által elöntött szántóföldi területről gyűjtöttünk (Devecser, 47° 6'É; 17°26'K). A mintavétel ideje 2010. október 6. volt, az MRI mérés október 6. éj-jelén, a víztartalom meghatározás október 9.-én történt. A mintákat a kiszáradás elkerülése érdekében dupla műanyag zsákba csomagolva, földlabdával együtt szállítottuk a mérések helyszínére. A vizsgálatokat 3 szennyezett és 3 kontroll egyeden végeztük. Kontroll növényként a Pannon Egyetem Georgikon Kar





**1. ábra.** Repce 3D-os MRI képe.

szántóföldi kísérleti telepéről (Keszthely) származó repcét használtunk, mivel az iszapkatasztrófa által sújtott területen kontroll növényeket nem találtunk. Meghatározásra került a minták víztartalma, MRI méréseket végeztünk  $T_1$  (a sejtek életképességét méri; repetíciós idő súlyozott) és  $T_2$  (a víztartalmat méri; echo idő súlyozott) idősúlyozásos technikával. Az 1. táblázat foglalja össze az alkalmazott gépbeállításokat. Az MRI mérések előtt a mintákat le kellett mosni, mert az iszap nagy vastartalma, amely a növényi minta felületén volt, zavarta a mérést. A növény által felvett fémek nem zavarták a mérést, az MRI felvétel műterméktől mentes (1. ábra). A minták víztartalmát tömegállandóságig történő szárítás után analitikai mérleg felhasználásával határoztuk meg. Az MRI méréseknél koponyatekereszt és a humámdiagnosztikában alkalmazott szekvenciák keverékét alkalmaztuk. Az adatok statisztikai értékelésére a egytényezős variancia analízist

**1. táblázat.** Az MRI mérés során használt gépbeállítások.

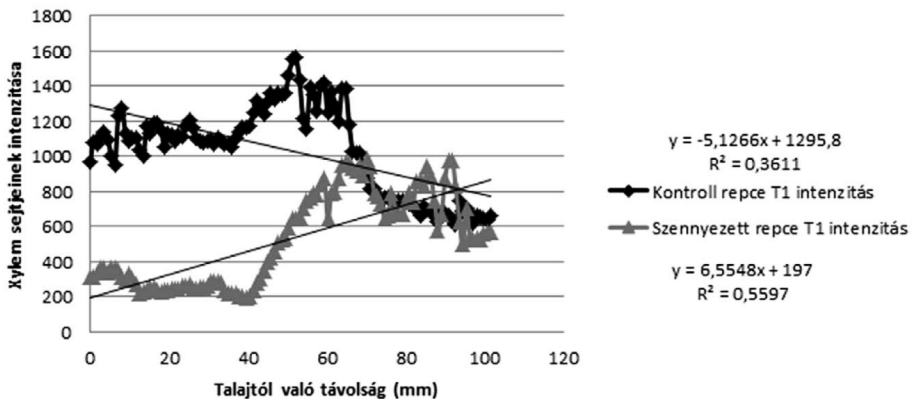
	$T_1$	$T_2$
Repetíciós idő	1160 sec	11,06 sec
Echo idő	3,92 sec	5,53 sec
Szeletvastagság	0,9 mm	0,89 mm
Pixelspacing	0,87	0,87
Pixel térfogat	0,681	0,673

alkalmaztunk. Az MR mérés során a növényekről transzverzális szeletek készültek, amelyekből rekonstruálható volt a növény 3D-s képe és elemzése (1. ábra).

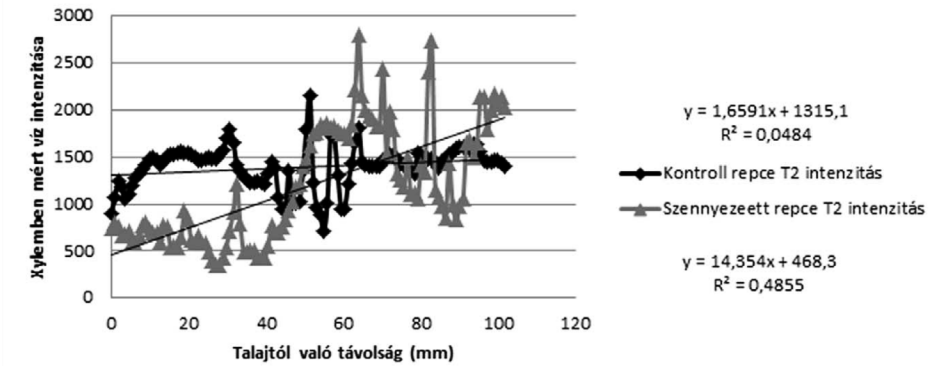
### Eredmények

A szárban lévő sejtek életképességét ( $T_1$ -es mérés) a 2. ábra mutatja be. Az ábráról leolvasható, hogy a talajtól mért 60 mm-es magasságig, a vörösiszappal borított területről származó repce intenzitása a kontroll növényen mért jel intenzitástól messze elmaradt. A 60 mm-es magasság feletti rész intenzitás lefutásában a kontroll növényhez hasonló eloszlás mutatkozott.

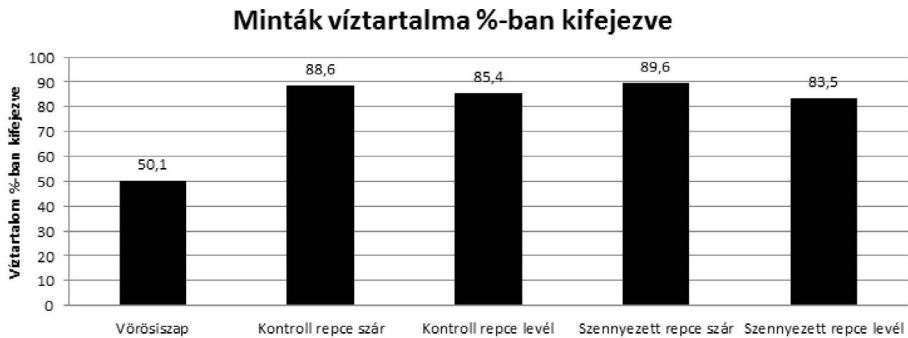
A szárban lévő víz intenzitás lefutását ( $T_2$ -es mérés) a 3. ábra mutatja be. A szennyezett repce intenzitás lefutása hasonló eloszlást mutat, mint a  $T_1$ -es mérés során detektált értékek, vagyis a 60 mm-es magasság alatt a kontroll növény víztartalmához képest elmarad. Az e feletti szárszakasz azonban a kontroll növényben tapasztalható intenzitási értékeket is meghaladta. A  $T_2$ -es mérésből származó adatok értelmezéséhez nyújt segítséget a 4. ábra. A vörösiszap víztartalma 50,1 % volt. A szennyezett repce szárában lévő víztartalom 89,6 %, míg a kontroll repce víztartalma 88,6 % volt. A vizsgált repcék leveleit elemezve a víztartalom ellenkezőjét mutatja a szár víztartalmához képest. A szennyezett növény levelének víztartalma (83,5 %) közel 2 %-kal maradt el a kontroll növény víztartalmához (85,4 %) képest.



**2. ábra.**  $T_1$ -es MRI mérés kontroll és szennyezett repce intenzitás lefutása a talajtól mért távolság függvényében



3. ábra. T<sub>2</sub>-es MRI mérés kontroll és szennyezett repce intenzitás lefutása a talajtól mért távolság függvényében



4. ábra. Kontroll és a vörösiszap által előntött területről származó minták víztartalma

## Értékelés

A Kolontári iszapkatasztrófa által érintett területen az iszapszennyeződés hatására bekövetkezett természetkárosítás következtében a területen az ökoszisztéma által nyújtott szolgáltatás jelentősen csökkent. Az MRI vizsgálatokat összevetve a víztartalom meghatározással komplex eredményhez jutunk, az eredmények egymást magyarázzák. A szennyezett repce szárában a víztartalom 1%-al magasabb volt, mint a kontroll növényi mintában, azonban szignifikáns különbséget nem lehetett kimutatni. A levelek vizsgálatakor, azonban ennek

ellenkezőjét találjuk. A kontroll repce levelének víztartalma majdnem 2 %-kal haladta meg a vörösiszappal borított növény víztartalmát. Az MRI mérések során kapott  $T_2$ -es (víztartalom meghatározása, amely segítségével a vastagabb szöveteket (pl.: szállítóyalábok) lehet vizsgálni) intenzitás eloszlási görbét két részre bonthatjuk. A 60 mm alatti szárszakaszon a kontroll növény intenzitási értékei meghaladták a szennyezett repcét, míg a felette lévő intenzitási értékekben az ellenkezőjét tapasztaltuk. A hajtás felsőbb részén viszont a szennyezett repce víztartalma és  $T_2$ -es intenzitási értékei is meghaladták a kontroll növényét, amely a vörösiszap nagy víztartalmából adódhatott, amelyet a növények felvettek. A növényekben a víz a transzspiráló felületek irányában áramlik a folyamatból adódó szívó hatás következtében. A szennyezett területről származó repce szállítóyalábjában lévő sejtek károsodtak, ennek következtében a vízszállítás is sérült. A két eljárást összehasonlítva az MRI egy sokkal pontosabb, részletgazdagabb képet mutat a növény állapotáról, mint a víztartalom meghatározás. A klasszikus meghatározásnál az összvízmennyiséget lehet csak meghatározni, amely az esetleges kicsi eltéréseket eltakarja, míg az MRI lokális víztartalom meghatározásra volt alkalmas.

Az MRI mérések közül a  $T_1$ -es (szövetek életképességét méri) vizsgálatot elemezve egyértelműen látszik a sejtelhalás határa. 60 mm-es magasságig a szennyezett repce intenzitási értékei a kontroll növényhez képest messze elmaradtak, eddig a magasságig borította az erősen lúgos pH-jú vörösiszap a repcét. Hatására a szövetek nagymértékben károsodtak, elhaltak. A felette lévő szárszakasz intenzitás eloszlása megegyezett a kontroll növényvel. A  $T_1$ -es mérések jól magyarázzák a levelekben tapasztalt víztartalmat. Ugyan a szennyezett növény szárában az összvíz-tartalom meghaladta a kontroll növény víztartalmát, azonban a sejtelhalás következtében a vizet a növény már nem tudta továbbítani a levelekhez. Ebből adódott, hogy a kontroll repce levelének víztartalma majdnem 2 %-kal haladta meg a vörösiszappal borított repce levelének víztartalmát.

A statisztikai elemzések során az egytényezős varianciaanalízissel szignifikáns különbséget lehetett kimutatni a kontroll és a szennyezett repce között.  $T_1$ -es mérés során kapott  $F_{3,88} = 219.47$ ,  $p = 3.75 \cdot 10^{-35}$ ;  $T_2$ -es mérés során kapott  $F_{3,88} = 10.84$ ,  $p = 0.001152$ .

Az elvégzett vizsgálatok bebizonyították, hogy az MRI készülék alkalmazható szennyezések növényekre gyakorolt hatásainak vizsgálatára –in-vivo– körülmények között, amelyek sokkal pontosabb, részletgazdagabb képet tudnak nyújtani, mint a klasszikus meghatározások. Az MRI mérések (a vizsgálati egyedek pusztulása nélkül) a különböző növényfajok víz-háztartásában, valamint

életképességében a környezeti stressz hatására bekövetkező változások nyomon követését teszik lehetővé.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Jelen publikáció a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0025 azonosítójú projekt támogatásával valósult meg.

### Irodalomjegyzék

- Andaur, J. E., Guesalaga, A. R., Agosin, E. E., Guarini, M. W. & Irrarázaval, P. (2004): Magnetic Resonance Imaging for nondestructive analysis of wine grapes. – *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **52**: 165–170.
- Atun, G. & Hisarli, G. (2000): A study of surface properties of red mud by potentiometric method. – *Journal of Colloid and Interface Science* **228**: 40–45.
- Berényi, E., Bogner, P., Horváth, Gy. & Repa, I. (1997): *Radiológia*. – Budapest, Springer Hungarica Kiadó Kft.,
- Brunori, C., Cremisini, C., Massanisso, P., Pinto, V. & Torricelli, L. (2004): Reuse of a treated red mud bauxite waste: studies on environmental compatibility. – *Journal of Hazardous Materials* **B117**: 55–63.
- Jakusch, P., Anda, A., Földes, T., Tokai, R., Hatvani, I. & Kocsis, T. (2011): Effects of heavy metals on the water balance of cucumber detected by MRI measurement. – *Georgikon for Agriculture* **14**(1): 21–38.
- Kumar, S., Kumar R. & Bandopadhyay, A. (2006): Innovative methodologies for the utilisation of wastes from metallurgical and allied industries. – *Resources, Conservation and Recycling* **48**: 301–314.
- Li, Yi., Yetang, H., Duojun, W. & Youngxuan, Z. (2010): Effect of red mud on the mobility of heavy metal in mining-contaminated soils. – *Chinese Journal of Geochemistry* **29**: 191–196.
- Moreda, G. P., Ortiz Canavate, J., Garcia-Ramos, F. J. & Ruiz-Altisent, M. (2009): Non-destructive technologies for fruit and vegetable size determination – a review. – *Journal of Food Engineering* **92**: 119–136.
- Musse, M., Quellece, S., Cambert, M., Devaux, M-F., Lahaye, M. & Mariette, F. (2009): Monitoring the postharvest ripening of tomato fruit using quantitative MRI and NMR relaxometry. – *Postharvest Biology and Technology* **53**:22–35.
- Pearcy, R. W., Ehleringer, J., Mooney, H. A. & Rundel, P. W. (1991): *Plant Physiological Ecology*. – Chapman and Hall, London-New York-Tokyo, pp. 457.
- Raffo, A., Gainferri, R., Barbieri, R. & Brosio, E. (2005): Ripping of banana fruit monitored by water relaxation and diffusion H-1-NMR measurements. – *Food Chemistry* **89**:149–158.
- Van As, H. (2007): Intact plant MRI for the study of cell water relations, membrane permeability, cell-to-cell and long-distance water transport. – *Journal of Experimental Botany*. **58**(4): 743–756.
- Westbrook, C., Roth, C.K. & Talbot, J. (2005): *MRI in practice*. – Blackwell publishing, Italy, pp. 1–17.
- Yalcin, N. & Sevinc, V. (2000): Utilization of bauxite waste in ceramic glazes. – *Ceramics International* **26**: 485–493.

## Application of MRI in the examination of the effects of Kolontár red mud catastrophe on plants

Pál Jakusch<sup>1\*</sup>, Richárd Tokai<sup>2</sup>, Tamás Földes<sup>2</sup> and Angéla Anda<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*University of Pannonia, Georgikon Faculty,  
Department of Meteorology and Water Management  
8360 Keszthely Fesztetics u. 7.,*

*\* e-mail: jakusch.pal@gmail.com*

<sup>2</sup>*Kaposvár University Institute of Diagnostics and Oncoradiology  
7400 Kaposvár, Guba S. utca 40.*

The purpose of our research is applying MRI equipment used by human diagnostics in examination of plant samples from the territory of Kolontár red mud catastrophe. Colza (*Brassica napus L.*) was selected as test plant and collected from the agricultural fields covered by red mud. As control plant, colza from the experimental field of University of Pannonia was used. MRI measurements were carried out at Kaposvár University Institute of Diagnostics and Oncoradiology. The water content of the samples was determined. MRI measurements were made with  $T_1$  (it measures the vitality of the cells) and  $T_2$  (it measures the water content) relaxation time. 1% of difference could be experienced between the water contents of the control and the polluted colza. MRI measurements of  $T_1$  give explicit result that the part of the plants covered by red mud was much damaged in consequence of high basic pH. Intensity signals of  $T_2$  were higher for the polluted plant samples than for the control. The researches proved that MRI equipment can be used for examining the effects of red mud as a pollutant on plants in – in-vivo – circumstances.

Keywords: red mud, MRI, colza.

# A debreceni dolmányos varjú (*Corvus cornix* L. 1758) populáció fészkelésbiológiája

Juhász Lajos, Kövér László\* és Gyüre Péter

Debreceni Egyetem MÉK, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék  
4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

\*koverl@agr.unideb.hu

Összefoglaló: Debrecenben a dolmányos varjú intenzív előrenyomulásának voltunk szemtanúi az elmúlt évtizedben. A faj költési szokásairól városi környezetben alig vannak információink. Vizsgálatainkat 2006-2011-ig végeztük Debrecen városában, ahol minden év tavaszán az aktív, lakott fészkeket mértük fel, azok adatait rögzítettük. Az évek során összesen 156 aktív fészket dokumentáltunk, 18 fafajról mutattuk ki a dolmányos varjú költését. A fészkek átlagmagassága 16,4 méter ( $n=156$ ) volt, amely magasabbnak mondható, mint a városon kívüli területeken, amely a varjak biztonságérzetére vezethető vissza. A fészkelési magasságot vizsgálva megállapítottuk, hogy urbánus környezetben a vizsgált élőhelykategóriák nem különböznek szignifikánsan (Kruskal-Wallis teszt,  $H=3,559$ ,  $df=3$ ,  $p=0,313$ ) egymástól. Kocsányos tölgy esetében ( $n=45$ ) 71%-ban sárga fagyöngy (*Loranthus europaeus*) tövébe építették a madarak a fészkeket, amely szintén a nagyobb biztonságérzettel magyarázható. A varjak minden évben új fészket építettek, nem volt rájuk jellemző a tatarozás. Megfigyeléseink alapján a párok revírjüket évről-évre megtartják, azonban a növekvő populációméret miatt ( $R^2=0,9668$ ) ezek darabolódhatnak. A közelebről vizsgált fészkek átlagparaméterei: mélység: 10 cm ( $n=23$ ), belső átmérő: 23 cm ( $n=29$ ). Elmondható, hogy a városban élő dolmányos varjú mindenféle anyagot (madzag, nejlon, drót, stb.) felhasznál fészke építéséhez.

Kulcsszavak: dolmányos varjú, *Corvus cornix*, fészkelésbiológia, városi környezet, városökológia.

## Bevezetés

### *A dolmányos varjú városi megjelenése*

A madarak megjelenése, megtelepedése az ember közelében a városiasodás folyamatával vette kezdetét, amely folyamat a mai napig aktív, sőt egyre terjeszkedő jelenség. Egy várost nyugodt szívvel kezelhetünk önálló ökoszisztémaként, annak sajátos, karakterisztikus fajaival (Bezzel 1985, Davis és Glick 1978), amelynek összetételét a város biotikus és abiotikus tényezői determinálják (Böhning-Gaese 1997, Roy *et al.* 1999).

Az 1960-as évektől számítva Európa számos országában észlelték a dolmányos varjú városokban való megjelenését, megmaradását és fokozatos gyarapodását. Így például: Magyarországon (Fintha 1994, Juhász 1983, Kövér & Juhász 2008, Tapfer 1974, 1978, 1985, Ujhelyi 2005), Finnországban (Vuorisalo *et al.* 2003), Norvégiában (Parker 1985), Lengyelországban (Mazgajski *et al.* 2008), Oroszországban (Konstantinov *et al.* 1982, Korbut 1996). Az urbanizációs folyamat háttérben több tényező együttes hatása áll. Elsődleges szempont a városokban fellelhető diverz táplálkozási- és fészkelési lehetőségek (Bedő & Heltai 2003, Kalotás 1995, Vuorisalo *et al.* 2003), amelyek mellé társul a dolmányos varjú magas szintű ökológiai rugalmassága, habituációs képessége (Konstantinov *et al.* 1982, Von Busche 2001). Ezek mellett a városok mentsvárat jelentenek a predátorok ellen is (Kalotás 1995, Vuorisalo *et al.* 2003). Lokális eseteket vizsgálva befolyásoló tényezőként hathat az emberi zavarás mértéke, avagy a környék vadászati-vadgazdálkodási intenzitása (Sorace 2001, Withey & Marzluff 2005).

A dolmányos varjú debreceni fészkeléséről 1959-től beszélhetünk, amikor a Nagyerdőben rendszeresen költő párokon kívül a Botanikus kertben is fészkeltek egy pár. Ezután majd 20 évre úgymond eltűnt a városból, s majd csak 1972-ben (Fintha 1994), és 1979-ben (Juhász 1983) történt újabb fészkelése. Ezután fokozatos előrenyomulásukat figyelhettük meg, amelyre példa, hogy a Köztemetőben is megjelent (Juhász 1999). Manapság a dolmányos varjú Debrecen egész területén általánosan előforduló, állandóan jelenlévő költőfajjává vált (Juhász *et al.* 2009). Városon belüli életükről, ezen belül költésükről nagyon hiányosak az ismereteink.

### *A faj költésbiológiája*

A párok már februárban megjelennek fészkelőhelyük környékén, s hamar fészkek építésébe kezdenek. Tipikusan magányosan fészkelők (szoliter), stabil territóriális rendszerben élnek évről-évre (Hewson & Leitch 1982, Smedshaug *et al.* 2002). Költésüknél a fafaj esetében a tartó-védő funkció fontos számára. Faragó (2002) talált fészket füzen (*Salix sp.*), égeren (*Alnus sp.*), kőrisen (*Fraxinus sp.*), vadkörte (*Pyrus pyraeaster*), mezei juharon (*Acer campestre*), gyertyánon (*Carpinus betulus*), eperfán (*Morus alba*). Tapfer (1985) említést tesz a faj vadgesztenyén (*Aesculus hippocastanum*) történő városi költéséről. Havasi (1993) kökényen (*Prunus spinosa*) való fészkeléséről is beszámol. Juhász *et al.*



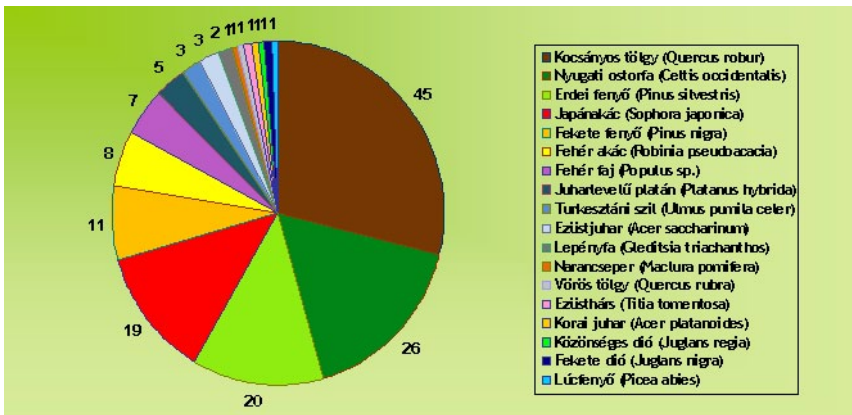
(2009) városi környezetben 12 fajajról (*Quercus robur*, *Pinus silvestris*, *Pinus nigra*, *Sophora japonica*, *Celtis occidentalis*, *Robinia pseudoacacia*, *Platanus hybrida*, *Ulmus pumila*, *Acer saccharinum*, *Gleditsia triacanthos*, *Maclura pomifera*, *Populus alba*) írta le költését. Fészket általában a koronaszint felső harmadába építi. Elhelyezésénél a délkeleti irányt preferálják, valószínűleg azért, hogy megvédjék a fészket az erősebb nyugati szelektől és ezzel egyidejűleg a déli irányú napsugárzást is kihasználják (Moller 1981). Faragó (2002) városon kívüli területeken 6,4 (3-13 m) (n= 45) méterben határozta meg az átlagos fészekmagasságot, ugyanez Svédországban 9,0 méter (Loman 1975), amíg Lengyelországban 9,9 méter (Zduniak & Kuczynski 2003). Kevésbé zavart területen, ahol nem kell számítania emberi zavarásra, már akár 3-4 m magasán is fészkelhet (Havasi 1993). Ternovác (1983) a bácsföldvári halastónál földön való fészkelésről is beszámol. Kovács (2006) hortobágyi kútágasban való költését közli. Az utóbbi időben egyre több megfigyelés számol be magasfeszültségű oszlopok vasszerkezetén történő költéséről (Ujhelyi 2005). A gyakran terjedelmes nagyságú fészket a hím és a tojó közösen építi. Az alapozáshoz száraz és frissen tört vékony gallyakat használnak, majd a fészekcsészét nedves földdel, agyaggal egy-két ujjnyi vastagságban kitapasztják. Belülről fahánccsal, fűszálakkal, mohával, szőrrel, gyapjával, esetenként papírral és rongydarabokkal, tollal és egyéb hulladékkal (pl.: műanyag) bélelik (Haraszthy 2000). Wokrzál (1905) közlése szerint a faj akár a legelő birkák hátáról is képes csomókban gyapjút tépni fészkek bélelésére. A hím a fészekanyagot szállítja, a tojó pedig épít. A fészkek biometriai adatait városon kívüli területeken Tenovuo (1963) 19,8 cm belső átmérővel (18-22, n=57) és 12,6 cm mélységben (10-15, n=52); Loman (1975) 18,5 cm (17-20, n=29), 10,4 cm (7-13, n=29); Kulczycki (1973) 19,4 cm (15,5-25, n=31), 10,4 cm-ben (8-15, n=31) határozták meg. Az első tojások lerakása március második felére esik, de a fészkaljak csak április elejére válnak teljessé. A lerakott 3-6 halványzöldes alapszínű, szürkén foltozott tojásokon a tojó egyedül kotlik. Az átlagos fészkalj nagyság Magyarországon 4,9 (Faragó 2001). A fiókák a 18-21. napon kelnek ki és 4-5 hétig maradnak a fészekben, azaz május végén, június elején történik a kirepülésük. A reprodukciós sikert nagyban befolyásolja az adott év táplálékkínálata és az időjárás (Acquarone *et al.* 2004, Rofstad 1988). A kotlás ideje alatt és a kelés utáni első napokban a hím hordja a táplálékot, a tojó csak rövid időkre távozik el a fészektől. A későbbiek során a fiataloknak mindkét szülő hordja az ételmet, de csak a tojó etet. A fészek elhagyását követően még több hónapig összetart a család. A faj városi

fészkelésével komolyabban Finnországban foglalkoztak. Turkuban élőhely-típusoktól függően 1,4-25,5 fészek/km<sup>2</sup> (Hugg 1994), amíg Helsinkiben 18,4 fészek/km<sup>2</sup> (Vuorisalo *et al.* 2003) értéket állapítottak meg.

Munkánkkal az urbánus környezetben élő dolmányos varjú fészkelésbiológiájához szeretnénk adalékkal szolgálni. Alap kutatásunkban kíváncsiak voltunk arra, hogy a varjak milyen fákon-, milyen magasan fészkelnek a városban? A különböző élőhelyek befolyásolják-e a fészkek magasságát? Az évek során hogyan alakul a fészkelő állományuk? Mindezek mellett egyéb fészkelésükhöz kötődő adatot is közlünk.

### Módszerek

Vizsgálatainkat 2006-tól 2011-ig folytattuk Debrecen város belterületén. Minden év tavaszán fészkefelmérést végeztünk városi mintaterületünkön, amely munkában önkéntesek is segítségünkre voltak. A felderített, lakott fészkek esetében (n=156) feljegyeztük a fészket tartó fafajt, a fészkek magasságát és az élőhely típusát (egyedülálló fa, fasor, park, erdőfolt). A magasság megállapításához lézeres távolságmérőt használtunk (TruPulse 200). A fészkek helyének GPS koordinátáit is rögzítettük (Garmin GPSMap 60 CSx). Ezek mellett az évek során néhány fészket közelebbről is módunkban állt megvizsgálni, amikor is feljegyeztük azok biometriai adatait (fészkek mélysége, belső átmérője), egyéb jellemzőit.

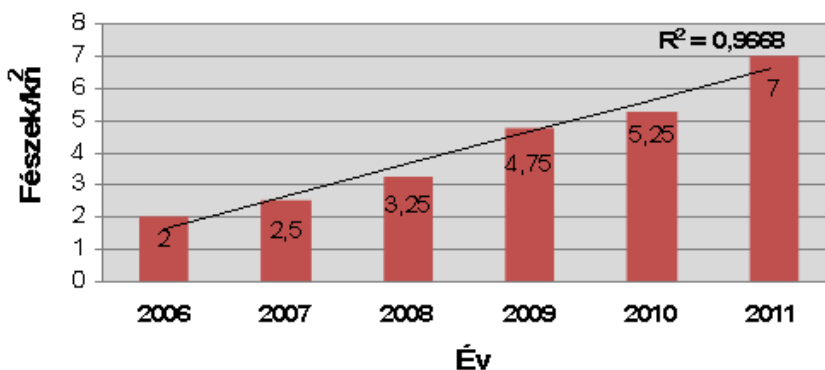


**1. ábra.** A dolmányos varjú (*Corvus cornix*) fészkelési fafajválasztása Debrecenben (n=156).

## Eredmények

A 6 vizsgálati év alatt összesen 156 lakott fészket lokalizáltunk, amelyeket 18 fafajon (*Quercus robur*, *Celtis occidentalis*, *Pinus silvestris*, *Sophora japonica*, *Pinus nigra*, *Robinia pseudoacacia*, *Populus sp.*, *Platanus hybrida*, *Ulmus pumila*, *Acer saccharinum*, *Gleditsia triacanthos*, *Maclura pomifera*, *Quercus rubra*, *Tilia tomentosa*, *Acer platanoides*, *Juglans regia*, *Juglans nigra*, *Picea abies*) észleltük (1. ábra). Az évek során a fészeksűrűség folyamatosan növekedett, amely legszembetűnőbbben az északi városrészben mutatkozott meg (4 km<sup>2</sup>-es mintaterületen: 2006: 2 fészkek/km<sup>2</sup>, 2007: 2,5 fészkek/km<sup>2</sup>, 2008: 3,25 fészkek/km<sup>2</sup>, 2009: 4,75 fészkek/km<sup>2</sup>, 2010: 5,25 fészkek/km<sup>2</sup>, 2011: 7 fészkek/km<sup>2</sup> (R<sup>2</sup>=0,9668) (2. ábra). Megfigyeléseink szerint a varjak minden évben új fészket építettek, a régi fészket nem tatarozták. A fészkeket 12-23 méter közötti magasságban találtuk, az átlagmagasság 16,4 méter volt (n=156, SD: 6,05) (1. táblázat). A fészkek magasságát összevetettük a különböző élőhelykategóriákkal, amelyből megállapítottuk, hogy az urbánus környezetben vizsgált élőhelykategóriák nem különböznek szignifikánsan egymástól (Kruskal-Wallis teszt, H=3.559, df=3, p=0,313). Kocsányos tölgy esetében jelentős mértékben (71%, n=45) a fákon lévő sárga fagyöngy (*Loranthus europaeus*) gömb alakú csomója közepébe építették fészkeiket a varjak. Számos fészkekről konkrét adatokat is

## Fészeksűrűség (2006-2011)



2. ábra. Az északi mintaterület (4 km<sup>2</sup>) fészeksűrűségének változása 2006-2011 között

**1. táblázat.** A dolmányos varjú (*Corvus cornix*) fészkelési magasságának eloszlása Debrecenben (n=156)

Magasság (m)	Gyakoriság	%
12	10	6,4
13	8	5,1
14	19	12,1
15	20	12,8
16	26	16,6
17	20	12,8
18	21	10,8
19	15	13,4
20	11	7,0
21	5	3,2
23	1	0,6
<b>Összesen:</b>	<b>156</b>	<b>100</b>
<b>Átlag: 16,40</b>		
<b>Szórás: 6,05</b>		

gyűjtöttünk, amelyek szerint az átlagos belső átmérő 23,3 cm (18-39, n=29), mélysége 10,4 cm (8-13, n=23) volt. A varjak különféle anyagokat használtak fel költőhelyük elkészítéséhez. Fészkeikbe építve találtunk fémszalakat, műanyag gyorskötegelőt, bálakötöző madzagot, különféle drótokat, fólia darabokat. A csészét is a környékről begyűjtött anyagokkal (szőrök, tollak, növényi részek) bélelték.

### Értékelés

Debrecenben az elmúlt évtizedben a dolmányos varjú intenzív urbanizációját figyelhattuk meg. Ennek a folyamatnak a háttérében számos tényező áll, amelyek közül kiemelkedik a városokban fellelhető fészkelési lehetőségek, amely a faj megtelepedésének egyik kulcsfaktora. Az urbánus környezetben élő madarak nem válogatósak a fafaj tekintetében, amelyet az ez idáig leírt 18 faj is bizonyít. Ezek közül dominált a kocsányos tölgy (n=45) – erdei fenyő (n=20) és a nyugati ostorfa (n=26) - japánakác (n=19). Amíg előbbi páros gyakorisága a Nagyerdő közelségével és a parkok jelenlétével-, addig az utóbbi az utcák idősebb fasoraival magyarázható. A vizsgált évek során a fészeksűrűség folyamatosan növekedett, amely legszembetűnőbben az északi városrészben mutatkozott meg ( $R^2=0.9668$ ).

Utóbbi a bőséges fészkelési- és táplálkozási lehetőségekkel magyarázható. Feltételezzük, hogy a város dolmányos varjú eltartó képessége még nem érte el a maximumot, azaz állományuk további növekedése várható. A fészkek átlagmagassága 16,4 méter (12-23 m) ( $n=154$ ) volt, amely jelentősen magasabb érték a városon kívüli területekhez képest. A varjak magasabban történő fészkelése valószínűleg az antropogén zavarással hozható összefüggésbe. A költőhely megválasztásában a legfontosabb tényező a magasság és a fészkek környezetének a biztonsága, ezért a fészkek a lehetőségekhez mérten a legmagasabb régiókba épültek. Ezt támasztja alá az is, hogy a különböző élőhelyeken a varjak fészkelési magassága nem mutatott szignifikáns eltérést (Kruskal-Wallis teszt,  $H=3.559$ ,  $df=3$ ,  $p=0.313$ ), azaz a különböző élőhelyek a fészkelési magasságot tekintve homogenitást mutattak. A kocsányos tölgy (*Quercus robur*) esetében megfigyelt jelentős mértékű sárga fagyöngybe (*Loranthus europaeus*) épített fészkek száma (71%,  $n=45$ ) a nagyobb biztonsággal, rejtettséggel, magyarázható. A debreceni fészkek mélysége hasonló, mint a lakott területeken kívül találtak, egyedül a finn szerző (Tenovuo 1963) esetén mutattunk ki szignifikáns különbséget (egymintás t-próba,  $p=0.012$ ). A belső átmérő tekintetében, mindhárom szerző (Tenovuo 1963, Loman 1975, Kulczycki 1973) esetében szignifikáns különbséget találtunk (egymintás t-próba,  $p=0.000$ ), azaz a debreceni fészkek ilyen tekintetben jóval nagyobbak, mint a városon kívüliek. A fészkekhez felhasznált különböző, sok esetben antropogén anyagok a dolmányos varjú opportunizmusát, ökológiai rugalmasságát bizonyítják.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Ezúton is köszönjük önkéntes fészkefelmérőink áldozatkész munkáját: Bács Levente, Futó Róbert, Király Anna, Koczka András, Löki Viktor, Mester Béla, Sihelnik József, Vizi Nóra.

### Irodalomjegyzék

- Acquarone, C., Cucco, M., Malacarne, G. & Silvano, F. (2004): Temporary shift of body size in hooded crows *Corvus corone cornix* of NW Italy. – *Folia Zoologica* **53**(4): 379–384.
- Bedő, P. & Heltai, M. (2003): A dolmányos és a vetési varjú állományok helyzete Magyarországon. – *Vadbiológia* **10**: 98–106.
- Bezzel, E. (1985): Birdlife in intensively used rural and urban environments. – *Ornis Fennica* **62**: 90–95.

- Böhning-Gaese, K. (1997): Determinants of avian species richness at different spatial scales. – *Journal of Biogeography* **24**: 49–60.
- Davis, A. M. & Glick, T. F. (1978): Urban ecosystems and island biogeography. – *Environmental Conservation* **5**: 299–304.
- Faragó, S. (2001): Adatok a magyarországi mezei szárnyasvadfajok fészkelési nagyságaihoz és tojásméreteihez. – *Magyar Ápróvadközlemények* **6**: 113–132.
- Faragó, S. (2002): Vadászati állattan. Mezőgazda kiadó, Bp. 496 p.
- Fintha, I. (1994): A dolmányos varjú (*Corvus cornix*) életformájának átalakulása az utóbbi években. – *Madártani tájékoztató* 1994.(júl.-dec.): 23–24.
- Haraszthy, L. (szerk.) (2000): Magyarország madarai. Mezőgazda kiadó, Bp. 441 p.
- Havasi, L. (1993): Dolmányos varjú (*Corvus cornix*) különös fészkelése. – *Madártani tájékoztató* 1993.(jan.-jún.): 44.
- Hewson, R. & Leitch, A. F. (1982): The spacing and density of hooded crow in Agryll (Strathclyde) (*Corvus corone*). – *Bird Study* **29**(3): 235–238.
- Hugg, T. (1994): Nest defence behaviour and reproductive success of the hooded crow in urban environments. – M.Sc. Thesis, Department of Biology, University of Turku.
- Juhász, L. (1983): Debrecen város ornithofaunájának faunisztikai és synökológiai vizsgálata. – Egyetemi doktori értekezés, KLTE, Debrecen.
- Juhász, L. (1999): A Debreceni Köztemető természeti értékei. – *Debreceni Déri Múzeum Évkönyve* 1999: 7–29.
- Juhász, L., Kövér, L., Gyüre, P. (2009): The urbanization of the Hooded Crow (*Corvus cornix* L.) in Debrecen (Hungary). – II. European Congress of Conservation Biology, Prague 2009, Book of Abstracts, 227.
- Kalotás, Zs. (1995): Városlakó madarak. – *Természet világa: természettudományi közlöny* **126**(2): 66–68.
- Konstantinov, V. M. (1982): Numbers and some ecological features of synanthropic populations of the Corvidae under the conditions of intensive urbanization (European USSR). – *Zoologichesky Zhurnal* **61**(12): 1837–1845.
- Korbut, V. V. (1996): The Moscow town's unique population of the hooded crow. – *Doklady Akademii Nauk* **348**(1): 136–139.
- Kovács, G. (2006): Dolmányos varjú (*Corvus corone cornix*) sikeres költése egy hortobágyi vésett kútágasban. – *Aquila* **113**: 176.
- Kövé, L. & Juhász, L. (2008): A dolmányos varjú (*Corvus cornix* L.) terjeszkedése Debrecenben. – *A Debreceni Déri Múzeum Évkönyve*, Debrecen, 2008: 17–24.
- Kulczycki, A. (1973): Nestling of the members of Corvidae in Poland. – *Acta Zool. Cracov* **18**: 583–666.
- Loman, J. (1975): Nest distribution in a population of hooded crow *Corvus corone*. – *Ornis Scand.* **6**: 169–178.
- Mazgajski, T. D., Zmihorski, M., Halba, R. & Wozniak, A. (2008): Long-term population trends of corvids wintering in urban parks in central Poland. – *Polish Journal of Ecology* **56**(3): 521–526.
- Moller, A. P. (1981): Nest site selection of hooded crows *Corvus corone cornix* in Denmark. – *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* **75**(1–2): 69–77.
- Parker, H. (1985): Effect of culling on population size in hooded crows *Corvus corone cornix*. – *Ornis Scandinavica* **16**(4): 299–304.

- Rofstad, G. (1988): The effects of weather on the morphology of nestling hooded crows *Corvus corone cornix*. – *Ornis Scandinavica* **19**(1): 27–30.
- Roy, D. B., Hill, M. O. & Rothery, P. (1999): Effects of urban land cover on the local species pool in Britain. – *Ecography* **22**: 507–515.
- Smedshaug, C. A., Lund, S. E., Brekke, A., Sonerud, G. A. & Rafoss, T. (2002): The importance of the farmland-forest edge for area use of breeding hooded crows as revealed by radio telemetry. – *Ornis Fennica* **79**(1): 1–13.
- Sorace, A. (2001): Value to wildlife of urban-agricultural parks: A case study from Rome urban area. – *Environmental Management* **28**(4): 547–560.
- Tapfer, D. (1974): Dolmányos varjú (*Corvus cornix*) fészkelése Budapest belterületén 1973 tavaszán. – *Aquila* **80–81**: 291.
- Tapfer, D. (1978): A dolmányos varjú (*Corvus cornix*) további és rendszeres fészkelése Budapest VIII. kerületében. – *Madártani tájékoztató* 1978.(nov.-dec.): 39–41.
- Tapfer, D. (1985): A dolmányos varjak (*Corvus cornix*) fészkelése Budapest belső kerületeiben. – *Madártani tájékoztató* 1985.(ápr.-jún.): 55–56.
- Ternovác, T. (1983): Dolmányos varjú (*Corvus cornix*) fészkelése földön. – *Madártani tájékoztató* 1983.(jan.-jún.): 48.
- Tenovuo, R. (1963): Zur brutzeitlichen Biologie der Nebelkrähe (*Corvus corone cornix* L.) in äusseren Schärenhof Finnlands. – *Ann. Zool. Soc. Vanamo* **25**: 1–247.
- Ujhelyi, P. (szerk.) (2005): Élővilág Enciklopédia – Kárpát-medence állatai. Kossuth kiadó, Bp. 409–415.
- Von Busche, G. (2001): Strong decline in the winter numbers of the Hooded Crow (*Corvus corone cornix*) in western Schleswig-Holstein/NW-Germany. – *Vogelwarte* **41**(1): 18–30.
- Vuorisalo, T., Andersson, H., Hugg, T., Lahtinen, R., Laaksonen, H. & Lehtonen, E. (2003): Urban development from an avian perspective: Causes of hooded crow (*Corvus corone cornix*) urbanisation in two Finnish cities. – *Landscape and Urban Planning* **62**(2): 69–87.
- Withey, J. C. & Marzluff, J. M. (2005): Dispersal by juvenile American Crows (*Corvus brachyrhynchos*) influences population dynamics across a gradient of urbanization. – *Auk* **122**(1): 205–221.
- Wokrzał, T. (1905): A dolmányos varjú. – *Aquila* **12**: 342.
- Zduniak, P. & Kuczynski, L. (2003): Breeding biology of the Hooded Crow *Corvus corone cornix* in Warta river valley (W Poland). – *Acta Ornithologica* **38**(2): 143–150.

## Nesting biology of Debrecen's Hooded Crow (*Corvus cornix* L. 1758) population

Lajos Juhász, László Kövér & Péter Gyüre

*University of Debrecen*  
*Faculty of Agricultural and Food Sciences and Environmental*  
*Department of Nature Conservation Zoology and Game Management*  
*138. Böszörményi str., Debrecen 4032 Hungary*  
*e-mail: juhaszl@agr.unideb.hu, koverl@agr.unideb.hu*

During the past decade Hooded Crow nesting population has performed a significant growth in Debrecen. Our knowledge about the habits of species living in urban environment, e.g. about their nesting biology is still incomplete. During 2006-2011 we found 156 active nests in Debrecen, build on 18 tree species. Hooded Crows living in the city build their nests in higher regions (16.4 m,  $n=156$ ), than those living in places outside the city. We could explain it with higher safety. When we compared the nesting height between different habitats we found no significant difference (Kruskal-Wallis teszt,  $H=3.559$ ,  $df=3$ ,  $p=0.313$ ). In the case of *Quercus robur* a considerable number (71%,  $n=45$ ) of crows built their nests in the roots of *Loranthus europaeus* that we could also explain with higher safety. The crows built new nest every year. According to our observation the pairs keep/defend their nesting area year by year but because the nest density has grown continuously ( $R^2=0.9668$ ) these could break up. The nest sizes: internal diameter: 23 cm ( $n=29$ ), depth: 10 cm ( $n=23$ ). The opportunistic character of Hooded Crow was also proved by the anthropogenic ingredients used for nest building.

Keywords: Hooded Crow, *Corvus cornix*, nesting biology, urban environment, urban ecology.



# Agrár-környezetgazdálkodás a Peszéradacsi rétek gazdálkodóinak szemszögéből

Kalóczkai Ágnes<sup>1</sup>, Kelemen Eszter<sup>1</sup> és Pataki György<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Környezetgazdaságtani Tanszék,  
Környezeti Társadalomkutatók Tanszéki Csoport (ESSRG)

2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: kaloczikai.agnes@essrg.hu

<sup>2</sup> Budapesti Corvinus Egyetem, Környezetgazdaságtani és Technológiai Tanszék  
1093 Budapest, Fővám tér 8.

Összefoglaló: Kutatásunkban kvalitatív módszerek használatával elemezzük a Peszéradacsi rétek gazdálkodói és a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága között fennálló konfliktusokat. E tanulmányban a konfliktusok kialakulását részben befolyásoló külső tényező, az agrár-környezetgazdálkodási és természetvédelmi támogatási programok általános hiányosságaira és természetre gyakorolt kedvezőtlen hatásaira szeretnénk felhívni a figyelmet. A cikkben röviden ismertetjük az említett támogatási programok túlbürokratizált struktúrájából, valamint szigorú és rugalmatlan szabályrendszeréből fakadó természetvédelmi és társadalmi problémákat, különös tekintettel a kis családi gazdaságok megszűnésére és a biodiverzitás csökkenésére. Eredményeink az agrár-környezetgazdálkodási és természetvédelmi támogatási programok átdolgozásának szükségességét tárgyalják, amelyekhez általános javaslatokat fogalmazunk meg.

Kulcsszavak: agrár-környezetgazdálkodási program problémái, természetvédelem és mezőgazdaság konfliktusa, természetvédelmi előírások, partnerség, biodiverzitás csökkenés, rugalmatlan szabályrendszer.

## Bevezetés

A mezőgazdaság és a természetvédelem harmonikus együttműködése a világ minden táján nagy kihívásokat és konfliktusokat rejt magában. A két szektor közötti ellentéteket egyre több hazai (Kelemen *et al.* 2009) és számos külföldi kutatás is vizsgálja különböző szempontok szerint. Egyes tanulmányok a konfliktusok okaival és azok rendszerezésével foglalkoznak (Bergsen & Vatn 2008, White *et al.* 2009), míg mások az ellentétek pszichológiai hátterét boncolgatják (Gray *et al.* 2004, Stoll-Kleemann 2003). A kutatások egy szűkebb

halmaza tovább lépve a konfliktusok okainak feltárásán, a természetvédelem és a mezőgazdaság helyi szereplőinek együttműködési lehetőségeit és a konfliktusok gyakorlati feloldását vizsgálja (Campbell 2003, Daugstad 2006, Kächele & Dabbert 2001, McCreary *et al.* 2001). Kutatásunkban a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (továbbiakban: KNPI) működési területén található, kiemelt természeti értékekkel és magas mezőgazdasági potenciállal rendelkező Peszéradacsi rétek hasznosításához kapcsolódó konfliktusait vizsgáljuk. Ezek a konfliktusok leginkább a tájhasználatot és a mezőgazdasági piacon való helytállást is befolyásoló természetvédelmi és agrár-környezetgazdálkodási előírásokhoz,<sup>1</sup> valamint a KNPI-hez fűződő kapcsolati problémákhoz köthetők. E cikkben a kutatás szerteágazó tanulságaiból azokat szeretnénk bemutatni, amelyek az agrár-környezetgazdálkodási programok helyi szinten érzékelhető<sup>2</sup> kedvezőtlen hatásaira vezethetők vissza, és jelentősen nehezítik a helyi szereplők közötti konfliktusok feloldását.

### Módszerek

Kutatásunk során 2010 májusa és 2011 augusztusa között összesen 27 félig-strukturált interjú<sup>3</sup> készítettünk a Peszéradacsi rétek érintettjeivel<sup>4</sup>. Az interjúalanyok kiválasztásához a hólabda módszert alkalmaztuk (Héra és Ligeti, 2005). Az interjúk minden esetben az interjúalany környezetében (lakhelyén, tanyáján, illetékességi területén, irodájában) zajlottak, időtartamuk átlagosan 1,5 óra körül alakult. A beszélgetések során fölteszt kérdések a természeti adottságokra, a gazdálkodás/természetvédelem nehézségeire, a mezőgazdaság, valamint a természetvédelem kapcsolatára vonatkoztak. Az interjúzás módszertana a kvantitatív módszerekkel ellentétben nem a reprezentativitásra és az általánosíthatóságra helyezi a hangsúlyt, hanem sokkal inkább egy-egy probléma mélységi megismerésére törekszik. A következő fejezetben az interjúk során elhangzott domináns véleményeket ismertetjük.

1 Az Agrár-környezetgazdálkodási program működéséről és feltételeiről részletes információkkal szolgál a Magyar Agrárkamara és az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program hivatalos honlapja, valamint a 61/2009 (V. 14.) FVM rendelet.

2 Eredményeink az ország más területeire nem értelmezhetőek, hiszen azok eltérő természeti adottságokkal, szociális és gazdasági háttérrel rendelkeznek.

3 Kutatási módszertanunk kidolgozása során elsősorban Kelemen *et al.* (2010) módszertani útmutatására támaszkodtunk.

4 Az érintett csoportok ismertetését és szám szerinti felbontásukat az 1 Függelék tartalmazza az Online Függelékben.

## Eredmények

### *Az agrár-környezetgazdálkodási támogatási rendszer gyengeségei*

#### Kiszolgáltatottság a támogatásokkal szemben

A természetkímélő gazdálkodást ösztönző agrár-környezetgazdálkodási<sup>5</sup> és természetvédelmi támogatási programok igen közismertek a gazdálkodók körében; a fölkeresett gazdák – egy kivételével – valamennyien részt is vesznek a programokban. A magas fokú érdeklődés részben annak köszönhető, hogy a programok által megszerezhető támogatás enyhíti a mezőgazdasági piac kedvezőtlen hatásait, amelyek helyi, nemzeti és nemzetközi szintű tényezőknek is betudhatók. A *magas működési/termelési költségek*, amelyek jellemzően helyi és országos viszonyok befolyása alatt állnak – így például a területek bérleti díja, a téli takarmány ára, a bér munkák vagy a természetvédelmi előírások betartásával járó kiadások – eleve kedvezőtlen helyzetet teremtenek a gazdák számára. E problémát tovább súlyosbítja a nemzetközi piacon való egyre nehezebb helytállás, illetve a megerősödő és feltörekvő szomszédos országokkal folytatott *versengés*. A gazdálkodás finansziális nehézségeihez azonban társadalmi problémák is hozzájárulnak. A szocialista rendszer termelőszövetkezeteinek sikertelensége olyan mélyen gyökerező negatív érzéseket ültetett el az akkor felnövekvő gazdálkodói generációban, amelyek feloldásához még a szövetkezetek felbomlását követő 20 év sem volt elég. A gazdák szövetkezetekkel szemben kialakult ellenérzései leginkább a magántulajdoni ingóságok kényszerű beszolgáltatására, majd a szövetkezetek felbomlását követően azok igazságtalan elosztására vezethető vissza. Ennek következtében minimálisra tehető a hivatalos formában működő gazdaegyütműködések száma. A termelők általában egyedül állnak szemben a felvásárlókkal, akik a gazdák e gyengeségét kihasználva alacsony árakon vásárolják föl a termékeket. A gazdák többsége nem rendelkezik állandó felvásárlóval sem, és az értékesítés többnyire ismertségi alapon történik. A probléma megoldása, amely egy közösségi tulajdonban lévő feldolgozó üzem, vágóhíd formájában ölthetne testet, gondolati szinten már megszületett a helyi érintettek fejében, a beruházáshoz szükséges szakértelem, erőforrás, összefogás és anyagi támogatás hiányában ezek a próbálkozások azonban már csírájukban elhaltak. A mezőgazdasági piac működési elégtelenségeihez tehát a *felvásárlókkal szembeni egyenlőtlen erőviszonyok* is hozzájárulnak. A jelenlegi mezőgazdasági helyzet árnyékában a támogatási programoknak tehát

<sup>5</sup> Kutatásunk terjedelmi korlátai miatt nem specifikáltuk az agrár-környezetgazdálkodási programok vizsgálatát, így eredményeink általános kritikát fogalmaznak meg a programokkal szemben.

létfenntartó szerepe van. Különösen igaz ez a megállapítás a kisebb (50 ha alatti) gazdaságok esetében, amelyek az említett problémák miatt nem lennének képesek fennmaradni a támogatások nélkül. Más vonatkozásban ugyan, de a támogatási programok a nagyobb (300 ha fölötti) gazdaságok esetében is fontos szerepet játszanak. Míg a kisebb gazdaságoknál a támogatás a fennmaradást és a csőd elkerülését szolgálja, addig a nagyobbak esetében egyre több bevételt és fejlődési lehetőséget jelent. Az éppen feltörekvő gazdálkodók számára a területi és állománybővülés, a gépparkok fejlesztése lehetetlennek tűnik a támogatások, valamint az ezt kiegészítő banki hitel felvétele nélkül. A már komoly méreteket elérő gazdaságok esetében a támogatás lehetőséget biztosít további területek megszerzésére és minőségi fejlődés elérésére is. A kisebb gazdaságok esetében a támogatások tehát átmenetileg megoldást jelentenek a gazdálkodók pénzügyi problémáira. A kompenzációkkal életben tartott gazdaságok számára azonban komoly probléma lehet, hogy létük a támogatási rendszerektől függ. Amennyiben ezeken a programokon a gazdálkodók számára kedvezőtlen változtatásokat hajtanak végre (pl. szűkülnek a támogatási keretösszegek vagy megszűnik a támogatási program), vagy esetleg a gazdák pályázata kedvezőtlen elbírálást kap, úgy egész gazdaságok mehetnek tönkre egyik napról a másikra. A támogatási rendszer további gyengeségei közé tartoznak a *folyósítási problémák*. A jelenleg érvényben lévő rendelet (61/2009. (V.14.) FVM rendelet) nem határoz meg pontos dátumot vagy időintervallumot, amelyen belül a támogatási összeget folyósítani kell a támogatásra jogosultnak. A támogatások így hónapokat is késhetnek, amely hátráltatja a mezőgazdasági munkák elvégzését. A folyamatos költségnövekedés, az egyenlőtlen erőviszonyok a mezőgazdasági piacon, a gazdák közötti versengés spirálisan olyan labilis helyzetbe vezet a gazdálkodókat, amelyben egyre inkább kiszolgáltatottakká válnak az agrár-környezetgazdálkodási támogatásokkal szemben.

### Túlbürokratizált támogatási rendszer és egyenlőtlen esélyek

A problémák azonban túlnyúlnak a mezőgazdaság támogatási rendszertől való függőségen. Az anyagi ráutaltság mellett a gazdálkodók számára a támogatási rendszer átláthatatlan strukturális felépítése is nehézségeket okoz. A gyakran változó szabályrendszer figyelemmel követése, az adminisztrációs feladatok bővülése gyakran meghaladja a gazdák képességeit mind szellemi, mind pedig fizikai értelemben. A rendszer bonyolult felépítése közvetett módon egyenlőtlen esélyeket teremt a gazdák között. A *pályázati anyagok komplexitása* és szigorú elvárásai ugyanis sok esetben háttérbe szorítanak egyes gazdálkodói csoportokat

(egyesekek épp az adminisztrációs terhek miatt nem vesznek részt a programokban), így pl. az idősebb generációhoz tartozókat, akik nem képesek lépést tartani az *egyre szigorodó adminisztrációs követelményekkel*, vagy a kisebb területekkel rendelkezőket, akik nem tudnak vagy nincs lehetőségük (anyagi háttérük) segítséget kérni a pályázati anyagok kitöltéséhez (pl. agárszaktanácsadók által). Bár a térítésmentes segítségnyújtás a pályázati űrlapok kitöltéséhez az illetékes falugazdászok feladata lenne, a gazdák – tekintettel arra, hogy véleményük szerint ezen szakemberekből adott esetben hiányzik a szakmai elhivatottság, illetve a falugazdász teendők ténylegesen nagy leterheltséget jelentenek – nem szívesen veszik igénybe ez irányú szolgáltatásaikat.

### A támogatási előírások rugalmatlansága

A támogatási rendszer bonyolult felépítése mellett az ott megfogalmazott előírásokat szintén panasz övezi. A megkérdezett gazdálkodók és KNPI munkatársak szerint a területek kezelésére vonatkozó előírások legfőbb problémája, hogy azok sokszor nem gyakorlati tudáson alapulnak, ezáltal nem is igazodnak a terepi helyzetekhez, így például az adott évi időjárás viszonyokhoz vagy a heterogén táj szerkezetéhez. A rugalmatlanságot tükrözi például az egyes mezőgazdálkodási tevékenységek – mint például a kaszálások vagy a legeltetések – megkezdésének naptári dátumokhoz kötése. A hagyományos művelés alapján a gazdák már május végén elvégeznék az első kaszálásokat, ezzel ellentétben a természetvédelmi szempontok a nyár végi betakarításokat támogatják. A jogszabályalkotó az így kialakult ellentétet a betakarítás köztes időpontban való meghatározásával kívánta feloldani. Így egyes célprogramok a június 15-i, mások a július 15-i határidőt jelölik meg a kaszálások megkezdéséhez. Ez az időpont azonban mind a mezőgazdálkodás, mind a természetvédelem számára komoly gondokat okozhat. A nyár közepén végzett kaszálások száraz és forró időjárás esetén a gazdák szempontjából a széna minőségromlásával és mennyiségének visszaesésével jár, míg természetvédelmi szempontból a talaj felső rétegének kiszáradását eredményezi, ami nehezíti a gyepek felújulását, és a vízigényes növényfajok eltűnéséhez vezet. A gazdák szerint a természetvédelmi és agrár-környezetgazdálkodási programok sikertelensége szemmel látható. Megfigyeléseik szerint lényegesen kevesebb védett élőlény fordul elő a területen a régműlthöz képest, aminek egyik oka véleményük szerint a szűk keresztmetszeten vizsgált és egyoldalú szempontokat figyelembe vevő természetvédelmi és agrár-környezetgazdálkodási előírásokban keresendő. Az előírások ugyanis homogén síkságként kezelik a szinte tízméterenként változó, mozaikos tájat, és nem

veszik figyelembe azt sem, hogy a mezőgazdasági munkák dátumhoz igazítása egy szűk időintervallumra koncentrálja a tevékenységeket, illetve azok kezdetét, amely így sokkhatásként érintheti a területen élő állatokat, illetve csökkenti a táji diverzitást. A táji sajátosságokat figyelmen kívül hagyó előírások tehát nemcsak a mezőgazdaság számára idéznek elő kedvezőtlen körülményeket, hanem a természeti értékek fenntartásának és megőrzésének hatékonysága is megkérdőjelezhető.

A támogatási rendszer gyengeségeinek esetleges természeti következményei

A mezőgazdasági piac stabilitásának hiányában kialakuló állami támogatástól való függőség, illetve a támogatási rendszer bonyolult és rugalmatlan struktúrája azon kívül, hogy komoly mezőgazdasági és társadalmi problémákat okoz, a természeti környezet szempontjából is kedvezőtlen következményekkel járhat. A kisebb, sérülékenyebb gazdaságok háttérbe szorításával vagy megszűnésével ugyanis csökkenhet azon gazdálkodók száma, akik sokszínű tevékenységük által hozzájárulnak a megművelt táj diverzitásához. Ha ugyanis a kisebb, gyengébb lábakon álló gazdaságok nem bírnak lépést tartani a pályázati rendszer és a piac elvárásaival, helyüket átveszik a nagyobb, erősebb gazdaságok, amelyek a területek koncentráálásával csökkentik a tulajdonosi kör sokszínűségét, és növelik egyedüli hatásukat a tájra. A nagyobb területek ugyanakkor nagyobb felelősség- és kockázatvállalással járnak mind a földhasználó, mind pedig a természetvédelem számára. A táji diverzitás fenntartása, és így a természetvédelem sikerének egyik kulcsfeltétele a földhasználók tevékenységének sokfélesége.

## Értékelés

### *Az egymásrautaltság tudatosítása*

Természetvédelmi előírásokra szükség van, s nemcsak azért, hogy környezetünket jó állapotban hagyjuk a jövő nemzedékeire, de a jelenben élő társadalom számára is fontos, hogy a természet adta adományok, mint például az élelem vagy a víz, egészséges környezetből kerüljenek ki. Éppen ezért elengedhetetlen, hogy a mezőgazdasági tevékenységeket az ésszerű határig engedjük kibontakozni, amely még nem tesz kárt a természeti folyamatokban. Ugyanakkor nélkülözhetetlen arra is felhívni a figyelmet, hogy egyes, a természetvédelem számára fontos élőhelyek – így a kutatási területünkön föllelhető gyepek – kialakulását, fennmaradását a hagyományos legeltetés

évszázados tapasztalatainak köszönhetjük (Kelemen 1997). Kétségtelen, hogy ezek a mezőgazdasági tevékenységek ma is fontos funkciót látnak el a védett értékek fenntartásában. Éppen ezért a gazdálkodás extenzív formái nem csupán kulturális és társadalmi, de természetvédelmi szempontból is fontos szerepet látnak el, e gazdálkodási formák megőrzésére, támogatására különös figyelmet kell fektetni. Egy ilyen szituációban gazdálkodóknak és természetvédőknek egyaránt komoly feladatokkal kell szembesülniük. Szükség van a természetvédelem felelősségvállalására és közreműködésére, hogy a megfelelő tudományos háttér biztosításával a mezőgazdaság megtalálja a helyes és mértékletes irányt, amelyen haladva képes jó állapotban fenntartani természeti környezetünket, ugyanakkor érvényesítheti saját érdekeit is. A gazdatársadalom felelőssége hasonlóképpen meghatározó, hiszen az elméletben kidolgozott célok csak önkéntes együttműködésük által képes a leggyorsabb és leghatásosabb módon megvalósulni. Egy harmonikusan működő természetvédelmi-agrár területen a legfontosabb tevékenységek a gazdák részéről – a természetközeli gazdálkodást és termelést alapul véve – a területek gondviselésének, a diverzitás fenntartásának, a természetvédelem részéről pedig a szakértői tudásra alapozott (fokozatos) iránymutatásnak, a változások vizsgálatának és az eredmények gazdákhöz történő visszacsatolásának kellene lennie. Elkerülhetetlen tehát a természetvédelem és a mezőgazdálkodás egymást támogató tevékenységeinek hangsúlyozása, amelyben kiemelt szerep jut a természetvédelmi intézményeknek nem csupán helyi, de nemzeti szinten egyaránt.

#### *Az előírások átalakítása*

##### A kisgazdaságok fenntartása

Az élőhelyek fenntartásában betöltött szerepek kölcsönös elismerése mellett elengedhetetlen, hogy a döntéshozó szervek mindezt az előírásokban is visszatükrözzék. Ha továbbra is fenn szeretnénk tartani ezeket a kettős funkcióval (természetvédelem és mezőgazdaság) rendelkező élőhelyeket, az előírások átalakítására lenne szükség oly módon, hogy azok egyenlő mértékben vegyék figyelembe mind a mezőgazdasági termelők, mind pedig a természetvédelem érdekeit. A rugalmatlan előírások ugyanis könnyen a kisgazdaságok megszűnéséhez vezethetnek, amelyek a hagyományos és kis léptékű gazdálkodási tevékenységeik által kiemelt szerepet látnak el a természetvédelmi értékek, így a táj diverzitásának fenntartásában, illetve a kulturális értékek és a helyi tudás megőrzésében is.

### Partnerség és fokozatosság

A többszemponútú, valamennyi érintett érdekeit, szakmai tudását és gyakorlati tapasztalatát integráló előírások megalkotásához nagyobb mértékű döntéshozói nyitottságra, valamint a helyi természetvédelmi és mezőgazdasági intézményrendszer partneri viszonyának megteremtésére lenne szükség. A körültekintő és óvatos szabályalkotás szükségességét a természetben zajló folyamatok komplexitása és bizonytalansága, valamint e folyamatokkal kapcsolatos tudásunk hiányosságai is alátámasztják. A többszemponútú döntéshozatal mellett ezért a fokozatosság és kiszámíthatóság elveit is kiemelt helyen kellene kezelni, amelynek értelmében a hirtelen irányváltásokat, nagyratörő célokat kitűző elhatározások helyébe a megfontolt, több nézőpontból megvitatott és visszacsatolásokon alapuló stratégiai döntések lépnének. Bár az így meghozott előírások lényegesen több időt, energiát és pénzt igényelnének, a végeredményként megszülető előírásokat kevesebb konfliktus övezné.

### Rugalmasság

Az elérendő célok fokozatosan és kiszámítható módon történő megvalósítása mellett fontos lenne nagyobb hangsúlyt fektetni a terület sajátosságaira alapozó támogatási rendszerek kialakítására. Az egy kaptafára készült előírások nem veszik figyelembe a táji diverzitást, az élőhelyek sokszínűségét és azok eltérő kezelési igényét. Ezért nagy szükség mutatkozik egy olyan támogatási rendszer kidolgozására, amelynek előírásait a helyi természeti, társadalmi és mezőgazdasági adottságokat figyelembe véve alkotják meg.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Kutatásunk a Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézetének Környezetgazdaságtani Tanszékén 2009 és 2013 között zajló, „Agrár-ökoszisztéma szolgáltatások értékelése részvételi technikák alkalmazásával” c. és K78514 számú OTKA pályázat keretében valósul meg. Köszönetünket fejezzük ki e cikk bírálóinak építő jellegű kritikájukért. Köszönettel tartozunk a kutatásban résztvevő valamennyi interjúalanyunknak és a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak, hogy nyitottságukkal és őszinte véleményükkel segítették munkánkat. Köszönet illeti továbbá a Környezeti Társadalomkutatók Tanszéki Csoport valamennyi tagját, hogy szakmai segítségnyújtásukkal hozzájárultak a kutatás tökéletesítéséhez.



## Irodalomjegyzék

- Bergsens, E. & Vatn, A. (2009): Why protection of biodiversity creates conflict – Some evidence from the Nordic countries. – *Journal of Forest Economics* **15**(3): 147–165.
- Campbell, M. C. (2003): Intractability in Environmental Disputes: Exploring a Complex Construct. – *Journal of Planning Literature* **17**(3): 360–371.
- Daugstad, K., Svarstad, H. & Vistad, I. O. (2006): A case of conflicts in conservation: Two Trenches or a Three-Dimensional Complexity? – *Landscape Research* **31**(1): 1–19.
- Gray, B. (2004): Strong Opposition: Frame-based Resistance to Collaboration. – *Journal of Community & Applied Social Psychology* **14**: 166–176.
- Héra, G. & Ligeti, Gy. (2005): Módszertan: Bevezetés a társadalmi jelenségek kutatásába. Osiris Kiadó, Budapest
- Kächele, H. & Dabbert, S. (2001): An economic approach for a better understanding of conflicts between farmers and nature conservationists – an application of the decision support system MODAM to the Lower Odra Valley National Park. – *Agricultural Systems* **74**: 241–255.
- Kelemen, E., Bela, Gy. & Pataki, Gy. (2010): Módszertani útmutató a természet adta javak és szolgáltatások nem pénzbeli értékeléséhez. ESSRG füzetek, 2. szám. SZIE KTI Környezetgazdaságtani Tanszék, Környezeti Társadalomkutatók Csoport, Gödöllő.
- Kelemen, E., Málovics, Gy. & Margóczy, K. (2009): Ökoszisztéma szolgáltatások felmérése során feltárt konfliktusok az Alpári-öblözetben. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 119–133.
- Kelemen, J. (1997): Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. In: Báldi, A., Batáry, P., Erdős, S. 2005: Effects of grazing intensity on bird assemblages and population of Hungarian grasslands. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **108**: 251–263.
- Mccreary, S., Gamman, J., Brooks, B., Whitman, L. & Bryson, R. (2001): Applying a Mediated Negotiation Framework to Integrated Coastal Zone Management. – *Coastal Management* **29**: 183–216.
- Stoll-Kleemann, S. (2003): Linking case study material to social-psychological theories to avoid conflicts in biodiversity conservation in the transition to rural sustainability. In: The role of biodiversity in rural sustainability in Europe and North America. Working report.
- White, R. M., Fischer, A., Marshall, K., Travis, J. M-J., Webb, T. J., 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.

### Függelék:

A cikkhez tartozó online függelék a folyóirat honlapján található  
Függelék 1: Az interjúk száma és az interjúalanyok csoportosítása

## Agri-environmental schemes through the lens of farmers

Ágnes Kalóczkai<sup>1</sup>, Eszter Kelemen<sup>1</sup> and György Pataki<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> *Environmental Social Science Research Group (ESSRG), Department of Environmental Economics, Institute of Environmental and Landscape Management, St. István University H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.*

<sup>2</sup> *Department of Environmental Economics and Technology, Corvinus University of Budapest H-1093 Budapest, Fővám tér 8.*

The present research reports on conflicts between farmers and the Kiskunság National Park Directorate applying qualitative research methods. It aims to highlight some of the deficiencies of agri-environmental and conservational schemes and their negative impacts on the habitats of ‘Peszéradacsi rétek’ grassland. Conservation and social problems, most importantly the termination of small family farms and biodiversity loss, result from the overly bureaucratic structure and inflexible rules of agri-environmental schemes. Recommendations are made for the revision of the relevant rules in order to initiate more adaptive and flexible agri-environmental and conservational schemes.

Keywords: problems of agri-environmental schemes, conflicts between nature conservation and agriculture, conservational rules, loss of biodiversity, inflexible system of rules.

# Természetvédelmi szempontból jelentős lepkefajok és fajgyűttesek a Mátra xerotherm tölgyeseiben (Insecta: Lepidoptera)

Kiss Ádám<sup>1</sup>, Korompai Tamás<sup>2</sup>, Kozma Péter<sup>3</sup>, Katona Gergely<sup>4</sup>,  
Tóth János Pál<sup>1</sup> és Varga Zoltán<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar,  
Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

<sup>2</sup> 3351 Verpelét, Zrínyi Miklós u. 2., e-mail: ecatax@gmail.com

<sup>3</sup> Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Lepkevédelmi Munkacsoport,  
Bükki Helyi Csoport, 3300 Eger, Sánc u. 6.

<sup>4</sup> Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár,  
Lepkegyűjtemény, 1088 Budapest, Baross u. 13.

Összefoglaló: Jelen dolgozatban a Mátra déli részének xerotherm tölgyeseiben végzett monitorozó jellegű lepkészeti kutatások eredményeit mutatjuk be. Vizsgálataink során néhány fokozottan védett, közösségi jelentőségű lepkefajnak jelentős egyedszámú állományát fedeztük fel; a magyar téliaraszolónak (*Erannis ankeraria*) európai jelentőségű állományai élnek a Mátra déli részének molyhos tölgyeseiben (Szurdokpüspöki, Kisdána). Eredményeink arra is rávilágítottak, hogy ezeken az élőhelyeken egy sor, a pontomediterrán faunakörhöz tartozó ritka, védelmet érdemlő molyhostölgyes és sztyep-sziklageyplakó faj is megtalálható, melyek igen értékes lepkéközösséget alkotnak. Ezen közösségek élőhelyei jelenleg nem állnak védelem alatt, fennmaradásukat több negatív hatás veszélyezteti. Hosszú távú megóvásuk csak fokozott területi védelemmel lehetséges. Ennek érdekében javasoljuk egy új Natura 2000 SCI terület kijelölését a Déli-Mátrában (Pálosvörösmarttól Kisdanáig).

Kulcsszavak: *Dioszeghyana schmidtii*, *Erannis ankeraria*, Natura 2000, molyhostölgyes fajok.

## Bevezetés

A Mátra-hegység lepkefaunisztikai szempontú kutatásának kezdete az 1900-as évek elejére tehető (Szent-Ivány 1943, Bálint *et al.* 2006). Az intenzív lepkészeti kutatás – Jablonkay József nevéhez fűződően – az 1960-as években kezdődött. Az ezredfordulóig Bálint *et al.* 2006, Buschmann 1981, 2004, Fazekas 1979, 1988, Jablonkay 1972, 1979, 1980, Szabóky 1986, Szent-Ivány 1943, majd az ezredforduló után Kiss 2010, Kiss *et al.* 2010, Korompai & Kozma 2004, 2005, 2006 munkái adnak tájékoztatást a hegység lepkefaunájáról. Ezek alapján – hazai viszonylatban – a Mátra lepkészeti kutatottsága jónak mondható.

2002-től a hegység lepkészeti kutatásában változás történt, az addigi klasszikus faunisztikai vizsgálatok mellett megjelentek az egyes – természetvédelmi szempontból jelentős – fajokra koncentráció, monitorozó jellegű kutatások. A szerzők elsősorban a hegység déli részének xerotherm tölgyeseinek lepkéközösségét és azok jellemző fajait vizsgálták. Jelen közlemény az elmúlt, közel egy évtized jelentősebb eredményeit mutatja be.

### Módszerek

Vizsgálatainkat a Mátra délkeleti részén, a Kispápa település feletti molyhos tölgyesekben kezdtük. A pozitív eredmények hatására kutatásunkat kiterjesztettük egészen a Nyugati-Mátraig, így a Mátra déli részének felnyíló, meleg tölgyeseit átfogóan (viszont még koránt sem teljes körűen) tudtuk vizsgálni (1. függelék az Online Függelékben: 1-3. kép). Elsősorban ezen élőhely típusra jellemző, természetvédelmi szempontból jelentős fajok élőhely igényei határozták meg az egyes mintavételi helyszínek kiválasztását. Kutatásunk elsődleges célja a magyar tavaszi-fésűsbagoly [*Dioszeghyana schmidtii* (Diószeghy, 1935)] (2. függelék az Online Függelékben: 1. kép) és a magyar téliaraszó [ *Erannis ankeraria* (Staudinger, 1861)] (2. függelék az Online Függelékben: 2. kép) volt.

A magyar tavaszi-fésűsbagoly a hazai lepkefauna értékes állatföldrajzi színezőeleme; nyugat-palearktikus elterjedésű pontomediterrán faj, posztglaciális reliktum (Varga 1989, Varga *et al.* 2004). A tatárjuharos lösztölgyesek és a mediterrán éghajlati hatás alatt álló melegkedvelő tölgyesek, illetve cseres-tölgyesek karakterfaja, ezért a Pannon életföldrajzi régió egyik jellegzetes, fokozottan védett, közösségi jelentőségű (Natura 2000) lepkéje. A Borosjenő és Temesvár környékéről leírt – sokáig kárpát-medencei endemizmusként ismert – faj viszonylag szűk elterjedési területtel rendelkezik. A Kárpát-medencében Magyarországon, Szlovákiában és Romániában él; ezen kívül csak Bulgáriából, Észak-Görögországból és Törökországból ismert (Ronkay *et al.* 2001). Jelenlegi ismereteink szerint a faj világallományának jelentős része hazánkban él.

A magyar téliaraszó (= Anker-araszó) reliktum jellegű állatföldrajzi színezőelem, nyugat-palearktikus adriato-mediterrán faj (Varga *et al.* 2004). Elterjedési területe: Olaszország, Szlovénia, Magyarország, Románia, Bulgária, Törökország (Malatya) és Észak-Szíria (László & Ronkay 2002). Meleg, mediterrán hatás alatt álló molyhos tölgyes bokorerdők jellegzetes, a magyar Vörös Könyvben szereplő, közösségi jelentőségű (Natura 2000) és egyben

fokozottan védett faja. Hazánkban a Dunántúli- és az Északi-középhegység területéről alig több mint tíz helyről ismert, általában egy-egy gyűjtött példánnyal igazolva. Életmódjáról nagyon kevés információval rendelkezünk.

A két faj korai repülési idejéből következik, hogy a mintavételek jelentős része a tavaszi időszakban (március-április) történt.

Mintavételi módszereink a hazai lepkészeti gyakorlatban általánosan elterjedt generátoros éjszakai lámpázás (3. függelék az Online Függelékben: 1. kép), vödörscapdák (3. függelék az Online Függelékben: 2. kép) használata és csalétkezés volt. Emellett az *E. ankeraria* esetében elemlámpás keresést is végeztünk. Ez azt jelenti, hogy besötétedés után az élőhelyet alaposan bejárva, nagyobb teljesítményű elemlámpával kerestük a pihenő egyedeket bokrok és fák ágain.

## Eredmények

### *Természetvédelmi szempontból kiemelkedő jelentőségű fajok kutatási eredményei*

#### *Magyar tavaszi-fésűsbagoly (D. schmidtii)*

A kutatásunkat megelőző közel 100 éves időszakból a fajnak mindössze egyetlen adatát ismertük a Mátrából (Mátraháza: Gyökeres-forrás, Buschmann 1981). Vizsgálataink során a faj tíz új előfordulási helyét fedeztük fel a hegység xerotherm tölgyeseiben (Szurdokpüspöki, Gyöngyöspata, Domoszló, Kispán, Verpelét, Feldebrő, Sirok-Kökütpusztá) (4. függelék az Online Függelékben: 1. térkép). Tapasztalataink alapján kijelenthető, hogy a magyar tavaszi-fésűsbagoly széles körben elterjedt a Mátra meleg és száraz termőhelyein lévő tölgyeseiben. A faj ezen élőhelyek áprilisi lepke-aszpektusának egyik jellemző tagja, gyakran jelentős egyedszámban repült a mintavételek során a lámpafényre.

#### *Magyar téliaraszoló (Erannis ankeraria)*

A kutatásunkat megelőző közel 100 éves időszakból mindössze két, egy-egy példányos adata volt ismert a fajnak a Mátrából: Petőfibánya (Jablonkay 1972) és Mátraszentistván (Szabóky 1986). Ezért igen jelentős lepkefaunisztikai eredménynek számít a faj kispánai, szurdokpüspöki és domoszlói populációinak felfedezése (4. függelék az Online Függelékben: 2. térkép). A szurdokpüspöki

és a kishánai populációk egyedszáma szokatlanul magas volt, az utóbbi két évben: élőhelyenként 30-40 példányt észleltünk. Hasonlóan magas egyedszámú megfigyelésre mindössze két esetben volt példa a magyar lepkészet történetében. Először 1964-ben a Bükk- hegységben, az Eger mellett lévő Berva-völgyben (Jablonkay 1964), majd az 1980-as évek elején a Gerecsében, a Szár mellett lévő Zuppa-hegyen (Herczig 1986).

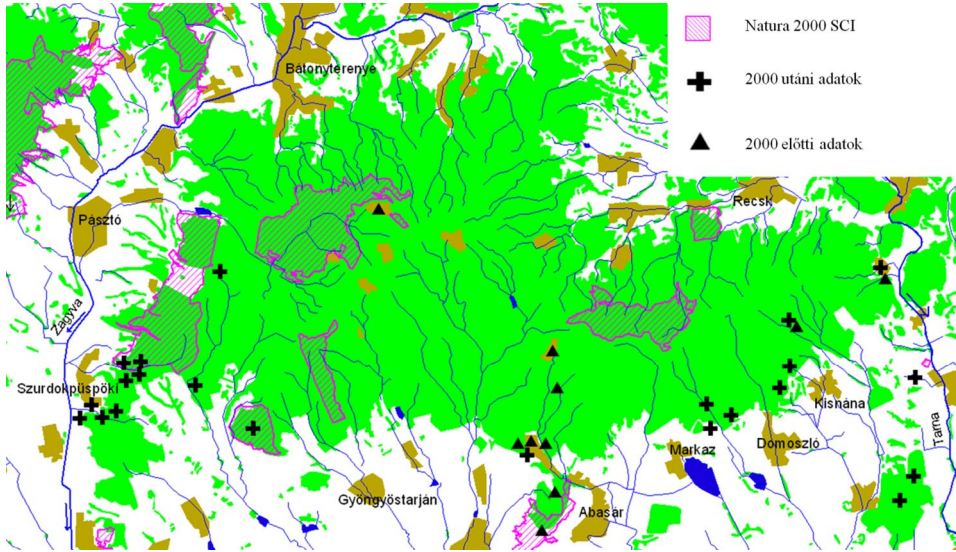
Eredményeink azt mutatják, hogy a magyar téliaraszolónak Európai Unió szinten is jelentős populációi élnek a Mátra déli részének molyhos tölgyeseiben.

#### *A dél-mátrai xerotherm tölgyesek lepkéközösségének jellemzői*

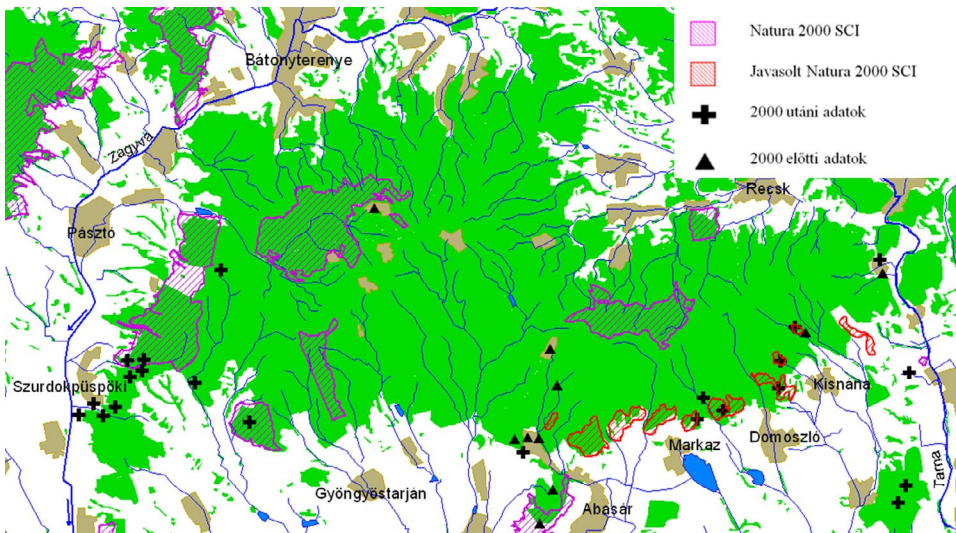
A vizsgálati eredmények rámutattak arra, hogy a fenti két fokozottan védett faj élőhelyén egy sor, a pontomediterrán faunakörhöz tartozó ritka, védelmet érdemlő molyhostölgyes-faj is megtalálható. Ilyen fajok például: *Asphalia ruficollis*, *Catocala dilecta*, *C. conversa*, *C. diversa*, *Conistra veronicae*, *Dichonia aeruginea* (5. függelék az Online Függelékben: 1. kép), *Marumba quercus*, *Ocneria rubea*, *Phalera bucephaloides* (5. függelék az Online Függelékben: 2. kép), *Rileyana fovea* és a *Scotochrosta pulla*. Tehát a magyar téliaraszolót – amellettt hogy Natura 2000 jelölőfaj – ún. *ernyőfaj*ként kezelhetjük, mert jelenléte értékes molyhos tölgyhez kötődő lepkéközösséget jelez. A vizsgált területeken a facsoportok közötti sziklagyep-foltok lepkéközössége is tartalmaz értékes állatföldrajzi színezőelemeket, mint a mediterrán-xeromontán elterjedésű *Chersotis margaritacea* és *Dichagyris nigrescens*, vagy a pontokászpi-dél-szibériai *Cucullia dracunculi*, *C. xeranthemi* és *Gortyna borelii lunata* (fokozottan védett, közösségi jelentőségű faj!) (5. függelék az Online Függelékben: 3. kép), továbbá ponto- és holomediterrán sztyep-sziklagyeplakó fajokat, mint amilyen az *Ocnogyna parasita* (5. függelék az Online Függelékben: 4. kép), a *Cryphia muralis* és a *C. domestica*. (vö. 1. ábra)

#### Értékelés

Eredményeink azt bizonyítják, hogy a Mátra déli részének xerotherm tölgyesei igen értékes lepkéközösségnek adnak otthont. A fajok között közösségi jelentőségűeket is találunk, melyek közül a magyar téliaraszolónak (*Erannis ankeraria*) országos és egyben európai jelentőségű populációi élnek ezeken az élőhelyeken (László M. & Ronkay 2002, Mihoci & Franjevic 2011).



1. ábra. A xerotherm tölgyesekre jellemző védett és fokozottan védett lepkefajok előfordulási adatai a Mátrában.



2. ábra. A javasolt új Natura 2000 SCI terület elhelyezkedése.

Kutatási eredményeink alátámasztják a Pannon régió vegetációjának kutatásával kapcsolatos újabb eredményeket, miszerint a Dunántúli-középhegységben mezoklimatikus okok miatt meglévő szubmediterrán molyhostölgyes öv keleti irányban nem szűnik meg az ún. Középdunai Flóraválasztónál, hanem az Északi-középhegység déli lábánál ez a vegetációs zóna megfelelő edafikus körülmények között (dolomiton, „kagylós” mészkövön és könnyen aprózódó vulkanitokon) felszakadozva folytatódik (Bölöni *et al.* 2008). A Mátra déli és délnyugati részén a bokorerdő-sziklagyep élőhelykomplexek (1. függelék az Online Függelékben: 1-3. kép) értékes, fajokban gazdag lepkeközössége egyben azt is jelzi, hogy ezek az élőhelyek egykor szorosabb kapcsolatban lehettek a Dunántúli-középhegység – a kedvező klimatikus okok miatt akkor még jóval kiterjedtebb – szubmediterrán molyhostölgyes zónájával, és a klíma fokozatos változásával fűződtek le a zonális molyhostölgyes övről, reliktum-jellegű élőhelyekként maradván fenn.

Ezen élőhelyeket és lepkeközösségeit nagyban veszélyeztetik az izolációból és a kis területi kiterjedésből adódó negatív hatások, amihez a túlszaporodott mufflon-állomány kártétele (legelése, rágása és taposása) is hozzájárul. Az utóbbi időben létesített fatüzelésű biomassza-erőművek (pl. Kazincbarcika) további potenciális veszélyforrást jelenthetnek a drasztikusan megnövekedett faigény miatt. További veszélyeztető tényezőt jelentenek az újonnan létesülő szőlőparcellák is (pl. Kisnána). Kevésbé jelentős, de létező veszélyforrást jelentenek az emberi gondatlanságból bekövetkező tüzesetek (pl. Gyöngyös: Sár-hegy 2007.).

#### *Természetvédelmi javaslat*

Az értékes lepkeközösség hosszú távú megőrzése csak területi védelemmel biztosítható. Ennek érdekében javasoljuk egy új Natura 2000 SCI terület kijelölését Kisnána és Pálosvörösmart között (2. ábra), az alábbi jelölő élőhelyekkel és fajokkal:

#### Jelölő élőhelyek:

- 6190 Pannon sziklagyep (Stipo-Festucetalia pallentis)
- 6240 Pannon lejtősztyepp és sziklafüves lejtők
- 91H0 Pannon molyhos tölgyesek *Quercus pubescens*szel
- 91M0 Pannon cseres-tölgyesek



Jelölő fajok:

*Dioszeghyana schmidtii* (Poulation: C vagy B)

*Erannis ankeraria* (Poulation: B vagy A)

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Ezúton is szeretnénk kifejezni hálás köszönetünket Enyedi Róbertnek, Harmos Krisztiánnak (BNPI), Kiss Richárd Istvánnak, Kiss Zsoltnak, Magos Gábornak (BNPI) és Urbán Lászlónak (BNPI) a terepmunka során nyújtott segítségért. A cikk részben a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0024 projekt támogatásával valósult meg.

### Irodalomjegyzék

- Bálint, Zs., Gubányi, A. & Pitter, G. (2006): *Magyarország védett Pillangóalakú lepkéinek katalógusa a Magyar Természettudományi Múzeum gyűjteménye alapján.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 136 pp. + 12 színes tábla
- Böloni, J., Molnár, Zs., Biró, M. & Horváth, F. (2008): Distribution of the (Semi-)Natural Habitats in Hungary II. Woodland and Shrublands. – *Acta Botanica Hungarica* **50**(Suppl.): 107–148.
- Buschmann, F. (1981): Adatok a Mátra hegység nagylepkefaunájának ismeretéhez. – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **7**: 65–70.
- Buschmann, F. (2004): Király László nagylepke-gyűjteménye a Mátra Múzeumban. – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **28**: 213–218.
- Fazekas, I. (1979): A Mátra-hegység nagylepke-faunája I. Geometridae: Eupithecia CURT. – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **5**: 63–75.
- Fazekas, I. (1988): A Mátra-hegység lepkéfaunája III. A gyöngyösi Sár-hegy lepkéfaunájának alapvetése. – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* Suppl. **2**: 13–32.
- Herczig, B. (1986): Az Agriopis ankeraria Staudinger, 1861 a Gerecsében. – *Herman Ottó Kör munkái* **7**: 115–122.
- Jablonkay, J. (1964): Az Erannis ankeraria Stgr. előfordulása a Bükk-hegységben. – *Folia entomologia hungarica* **16**: 240–241.
- Jablonkay, J. (1972): A Mátra-hegység lepkéfaunája. – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **1**: 9–41.
- Jablonkay, J. (1979): Újabb adatok a Mátra-hegység lepkéfaunájához. – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **5**: 57–62.
- Jablonkay, J. (1980): Adatok a Mátra hegység lepkéfaunájához. – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **6**: 127–130.
- Kiss, Á. (2010): Adatok Szurdokpüspöki és környéke nagylepke faunájához (Lepidoptera, Macrolepidoptera). – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **34**: 161–179.
- Kiss, Á., Korompai, T. & Kozma, P. (2010): Újabb adatok a Mátra hegység nagylepke faunájának ismeretéhez II. (Lepidoptera, Macrolepidoptera). – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **34**: 151–159.

- Korompai, T. & Kozma, P. (2004): A *Dioszeghyana schmidtii* (Dioszeghy, 1935) újabb adatai Észak-Magyarországról (Lepidoptera: Noctuidae). – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **28**: 209–212.
- Korompai, T. & Kozma, P. (2005): A *Gortyna borelii lunata* (Freyer, 1843) elterjedésének vizsgálata a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság működési területén (Lepidoptera: Noctuidae). – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **29**: 185–188.
- Korompai, T. & Kozma, P. (2006): Új és ritka fajok adatai a Mátra lepke-faunájának ismeretéhez (Lepidoptera). – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **30**: 247–251.
- László, M. Gy. & Ronkay, L. (2002): *Az Anker-araszoló (Magyar téliaraszoló - Erannis ankeraria Staudinger, 1861) természetvédelmi akcióterve*. – Pars Kft., Budapest, 16 pp.
- Mihoci, I. & Franjevic, M. (2011): Rare and threatened geometrid moth *Erannis ankeraria* in Croatia: Historical review, data analysis & perspectives. – *Sumarski list* **135 (7-8)**: 353–360.
- Ronkay, L., Yela, J.L. & Hreblay, M. (2001): *Hadeninae II. Noctuidae Europaeae Volume 5*. – Entomological Press, Soro, 452 pp. + 21 colour plates
- Szabóky, Cs. (1986): A Mátra hegység lepkefaunája I. Mátraszentistván és környéke lepkefaunája. – *Folia Historico-naturalia Musei Matrensis* **11**: 35–47.
- Szent-Ivány, J. (1943): Adatok a Mátra nyugati részének Macrolepidoptera-faunájához. – *Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici, Pars zoologica* **36**: 174–178.
- Varga, Z. (1989): Gerinctelen állatok. Lepkék (Lepidoptera) rendje. – In: Rakonczay, Z. (szerk.): *Vörös könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 188–244.
- Varga, Z., Ronkay, L., Bálint, Zs., László, M., Gy. & Peregovits, L. (2004): *A magyar állatvilág fajjegyzéke, 3. kötet, Nagylepkék*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 111 pp.

## Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: Jellemző élőhelyek a vizsgálati területeken.

Függelék 2: A kutatás célfajai.

Függelék 3: A kutatás módszerei.

Függelék 4: Elterjedési térképek.

Függelék 5: A vizsgált területeken előforduló, természetvédelmi szempontból jelentős lepkefajok.

**Individual species and communities of species in  
the xerotherm oak forests of Mátra Mountains important  
for nature conservation (Insecta: Lepidoptera)**

Ádám Kiss<sup>1</sup>, Tamás Korompai<sup>2</sup>, Péter Kozma<sup>3</sup>, Gergely Katona<sup>4</sup>,  
János Pál Tóth<sup>1</sup> and Zoltán Varga<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *University of Debrecen, Faculty of Science and Technology, Department of Evolutionary  
Zoology and Human Biology, H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1.*

<sup>2</sup> *H-3351 Verpelét, Zrínyi Miklós u. 2, e-mail: ecatax@gmail.com*

<sup>3</sup> *Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (BirdLife Hungary), Lepkevédelmi  
Munkacsoport, Bükk Helyi Csoport, H-3300 Eger, Sánc u. 6.*

<sup>4</sup> *Hungarian Natural History Museum, Department of Zoology, Collection Lepidoptera, H-1088  
Budapest, Baross u. 13.*

In this study we present the results of the lepidopterological monitoring researches which were taken in the xerothermic oak woodlands of the southern Mátra mountains. During our researches we recorded the occurrences of some interesting species, such as the Angoran Umber (*Erannis ankeraria*), important for nature conservation and highly protected by national law. This species can be found in the pubescent oak forests of the southern part of Mátra (e.g. Szurdokpüspöki, Kisnána) with population size significant in Europe. Our results also show that we can find in these habitats species typical for pubescent oak forests and steppicolous-rupicolous habitats. These species are considered to be elements of the ponto-mediterranean fauna and should deserve increased protection interest because they form a very diverse lepidopteran community. Their habitats are not yet protected for nature conservation, consequently the survival of these species are not guaranteed. Their long-term survival could be realized only by the protection of the habitats themselves. For this goal, we suggest to designate the new Natura 2000 SCI area for the southern part of the Mátra mountains from the villages Pálosvörösmart to Kisnána.

Keywords: *Dioszeghyana schmidtii*, *Erannis ankeraria*, Natura 2000, pubescental species.

## A mozaikgyepek szerepe a szalakóta (*Coracias garrulus*) táplálkozó területeinek megőrzésében

Kiss Orsolya<sup>1</sup>, Felde Orsolya<sup>1</sup> és Moskát Csaba<sup>2</sup>

<sup>1</sup> SZTE - Ökológiai tanszék, 6726 Szeged, Közép fasor 52, e-mai: orsolyakiss22@gmail.com

<sup>2</sup> MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

Kulcsszavak: táplálékkinálat, szaporodási siker, mesterséges fészkelő odú.

A síkvidéki mezőgazdasági és gyepterületek természetvédelmi tevékenységek szempontjából kiemelkedő jelentőséggel bírnak, mivel mintegy 120 SPEC (Species of European Conservation Concern) prioritású madárfaj költő-és telelőterületét jelentik. Ugyanakkor a gyepekhez és a mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok védelmi helyzete a legrosszabb Európában (BirdLife International 2004). Az 1970-es évektől kezdődően figyelhető meg a csökkenés ezeknél a fajoknál (BirdLife International 2004). Az 1990-2000 közötti időszakban a vizsgált, ezekhez a területekhez kötődő 58 fajból 41 állománya mutatott csökkenő trendet, ebből 19-nél ez szignifikáns volt (Donald *et al.* 2006). Az egyre intenzívebbé váló mezőgazdasági művelés következtében sok legelőt és kaszálót vettek művelés alá, illetve jellemző volt a természetes, féltermészetes területek eltűnése (Fuller *et al.* 1991, Tucker & Evans 1997). Ezek a változások a táplálék minőségének és mennyiségének megváltozásán keresztül hatással lehetnek az itt élő madárpopulációkra (Benton 2002). A rovarévo fajoknál, a táplálékkinálat csökkenése is fontos tényező (Newton 2004, Britschgi *et al.* 2006), a megnövekedett műtárgya használat következtében létrejött sűrűbb növényborítás és csökkent fajdiverzitás negatívan befolyásolja az ízeltlábú közösséget, illetve azok hozzáférhetőségét a madarak számára (Di Giulio *et al.* 2001, Vickery *et al.* 2001). A szalakóta (*Coracias garrulus*) 30-32cm nagyságú, elsősorban rovarévo madárfaj. Zsákmánya főleg egyenesszárnyúakból (*Tettiginidae*, *Acrididae*, *Gryllidae*, *Gryllotalpidae*) és nagytestű bogarakból (*Scarabaeidae*, *Geotrupidae*, *Carabidae*, *Cerabycidae*, *Silphidae*, *Crysolmelidae* stb) áll, de poloskákat, hártýásszárnyúakat és pókokat is elkap (Cramp *et al.*

1993). Monogám faj többnyire faodúban fészkel, de esetenként megtelepszik partfalban, homokfalban is (Cramp *et al.* 1993). Fészkalja leggyakrabban 4-5 (2-7) tojásból áll, melyek 18-19 nap alatt kelnek ki, a fiókanevelés 26-27 nap (Fry & Fry 1999). A faj jellemzően gyepeken, extenzív mezőgazdasági területeken fordul elő (Cramp *et al.* 1993, Tucker & Evans 1997, Avilés *et al.* 1999). A többi fajhoz hasonlóan a szalakóta európai állománya is 1970-es évektől kezdve erőteljes csökkenést mutatott. Több nyugat-európai országból eltűnt, mint költőfaj (Németország, Dánia, Csehország) (Snow & Perrins 1998). Eltűnésének főbb okai még nem ismertek pontosan, Donald (2006) a mezőgazdasági változásokra érzékenyen reagált fajok közé sorolja. Spanyolországi vizsgálatok szerint a különböző mezőgazdasági művelések negatív hatással lehetnek a szaporodási sikerre, különösen az öntözött földeken (Avilés *et al.* 2004). A szalakóta, mint odúban költő faj számára az öreg facsoportok, erdők, ligetek eltűnése is fontos szerepet játszhatott az állomány csökkenésében (BirdLife International 2004). Magyarországon az 1980-as évek óta folyik a mesterséges odúk kihelyezése a megfelelő fészkelőhelyek biztosítására (Molnár 1998), arra azonban hogy ezek az élőhelyek milyen táplálékkínálatot biztosítanak, még nem született vizsgálat. Jelen kutatásunkban arra kerestük a választ, hogy különbözik-e a táplálékkínálat mennyisége és időbeli változása egy összefüggő, nagy kiterjedésű gyep és egy mozaikgyepes élőhelyen. Ezzel összefüggésben megvizsgáltuk, hogy a szalakóta költési eredményei eltértek-e a két élőhelyen, illetve hogy a táplálékkínálat befolyásolja-e a költési eredményeket.

Jelen kutatásban mesterséges odúban költő párokat vizsgáltunk két területen. Az egyik vizsgálati terület a Szatymaz-Zsombói települések közelében elhelyezkedő, mezőgazdasági területek közé ékelődött, 50-150 ha nagyságú, szikes jellegű gyepfoltok voltak (46°22'N, 19°48'E). A másik terület egy 2000ha-os, összefüggő, fokozottan védett szikes gyep, a Baksi-pusztá volt (46°32'N, 20°03'E). Mivel szalakóta fő táplálékát az egyenesszárnyúak és bogarak alkotják (Cramp *et al.* 1993), ezért a táplálékkínálat felméréséhez fűháló és talajcsapda segítségével vettünk mintát. A foglalt odúk 150m-es körzetében 5 darab, hígított (30-50%) etilén-glikolos talajcsapdát ástunk le 1-1 méter távolságra egymástól. A fűhálós mintavételt (3\*50 csapás) is itt végeztük, mivel a szalakóta fiókanevelési időszakban leggyakrabban az odú 160 m körzetében zsákmányol (Avilés *et al.* 2004). A Baksi-pusztán 12, a mozaikos területen pedig 14 foltban vettünk mintát 2009ben. 1 hónapon keresztül működtek a csapdák (június 16-július 20) a fiókanevelési időszak alatt. A talajcsapdákat ét hetente

ürítettük, fűhálózást háromszor végeztünk. A feldolgozás során csak az 1 cm-nél nagyobb ízeltlábúakat, vettük figyelembe, mivel az annál kisebb egyedek már nem jelentenek potenciális zsákmányt a szalakóta számára (Cramp *et al.* 1993). A fogott ízeltlábú egyedeket család szintig határoztuk, majd szárítottuk és lemértük az száraz biomassájuk tömegét (szárítás:72 óra, 60 °C). A költségi paraméterek felmérése érdekében hetente ellenőriztük az odúkat (április.25 -augusztus10). A vizsgált paraméterek a tojásszám, kelési és kirepülési fiókaszám illetve a szaporodás siker voltak. Az adatok elemzését nemparaméteres próbával (Mann-Whitney U-teszt, Wilcoxon-teszt) és generalizált lineáris modellekkel (GLM) végeztük, ehhez az SPSS 17.0 programot használtuk (SPSS version 17.0 for Windows; SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

A fűhálóval gyűjtött mintákban, a vizsgált mérettartományban az egyenesszárnyúak ( Orthoptera) domináltak, Bakson 4340 egyed 91%-a, Szatymazon a 2961 egyed 80,1 %-a tartozott ide. A talajcspadák esetében Bakson a minta 53% volt Orthoptera, 35% Coleoptera, Szatymazon 54% volt Orthoptera, 32,5% Coleoptera. A lineáris modellek paraméterbecslése alapján fűhálóval gyűjtött egyenesszárnyúak mennyiségének rovarok mennyisége (száraz biomassza tömege) összefüggésben volt a kelési (GLM:  $p < 0,05$ ,  $AIC_c = 64.499$ ), kirepülési (GLM:  $p < 0,05$ ,  $AIC_c = 125.015$ ) és szaporodási sikerre (GLM:  $p < 0,05$ ,  $AIC_c = 124.911$ ). A fűhálóval gyűjtött egyenesszárnyúak biomasszája azonban mintavételi időpontokként nem különbözött a két területen. Átlagolva a három mintavételi időpont (06.16; 07.05; 07.20) eredményeit, az egyenesszárnyúak biomasszája a pusztai élőhelyen volt nagyobb (Mann-Whitney:  $U = 55,0$ ,  $n = 25$ ,  $p = 0.035$ ). Továbbá az egyes mintavételi időpontokban gyűjtött biomassza szignifikánsan különböztek egymástól mindkét területen, a későbbi időpontokban az egyenesszárnyúak száraz biomasszája kisebb volt (Wilcoxon-teszt: Baksipusztá: 1-2. mintavételi időpont:  $Z = -2,275$ ,  $p = 0,023$ ; 2-3. mintavétel időpont  $Z = -2,275$ ,  $p = 0,023$ ; Szatymaz-Zsomó mozaikgyepek: 1-2. mintavételi időpont:  $Z = -2,900$ ,  $p = 0,004$ ; 2-3. mintavétel időpont  $Z = -2,480$ ,  $p = 0,013$ ). A talajcspadák esetében nem találtunk különbséget sem az egyenesszárnyúak (Mann-Whitney:  $U = 61,0$ ,  $n = 25$ ,  $p = 0.38$ ) sem a bogarak esetében (Mann-Whitney:  $U = 70,0$ ,  $n = 25$ ,  $p = 0.702$ ). A vizsgált költségi paraméterek közül a lerakott tojásszám ( $U = 60,0$ ,  $n = 25$ ,  $p = 0,306$ ) és a kikelt fiókaszám nem különbözött ( $U = 50,0$ ,  $n = 25$ ,  $p = 0,105$ ) a két területen. Az átlagos kirepült fiókaszám nagyobb volt a szatymazi területen (Szatymaz: 3,7, Baks: 3,5;  $U = 52,0$ ,  $n = 24$ ,  $p = 0,256$ ), de ez az eltérés nem volt szignifikáns.

Jelen vizsgálatunk a mezőgazdasági területek között fennmaradt gyepterületek táplálékkínálatát és annak időbeli változását egy közel természetes állapotú, összefüggő pusztai élőhelyen vett mintákkal hasonítottuk össze. Bár az egyenesszárnnyúak biomasszájának mennyisége összességében nagyobb volt a pusztai élőhelyen, ez a különbség a mintavételi időpontokban eltűnt, így táplálékkínálat sem mennyiségben sem időbeli változásában nem tért el lényegesen a két terület között. A szalakóta esetében költési paraméterek közül a tojákszám és a kelési siker nem különbözött, a kirepült fiókaszám azonban a mozaikos területen volt nagyobb, amit táplálékkínálat nem magyaráz. Az egyik lehetséges ok az eltérő mértékű predáció lehet, amit az odú elhelyezkedése befolyásolhat (Rodríguez *et al.* 2011). A mesterséges fészkelőodúk kihelyezése az odúban költő madárfajok védelmének egyik kedvelt és eredményes módszere. Azonban szem előtt kell tartani, hogy ennek a módszernek az alkalmazása csak körültekintően, az adott faj számára megfelelő élőhelyen történhet, különben ökológia csapdát jelenthet (Mand *et al.* 2005) a védendő faj, így a szalakóta számára is (Rodríguez *et al.* 2011). Hagemeyer and Blair (1997) rámutatott, hogy a szalakótával kapcsolatos kvantitatív adatok hiánya is közrejátszhatott a faj állományának gyors csökkenéséhez. A szalakóta esetében egyes mezőgazdasági művelési formák negatív hatással lehetnek a reprodukciós sikerre (Avilés *et al.* 1999, Avilés *et al.* 2004), ezért a megfelelő fészkelőhely biztosítás mellett a táplálkozó területek vizsgálata is szükséges a faj hatékony védelméhez. Extenzív mezőgazdasági művelésű tájban, 1 cm-nél nagyobb mérettartományban vizsgált potenciális zsákmányállatok biomasszája a kaszálókon a legnagyobb szemben a legelőkkel és a gabonaföldekkel (Golawski *et al.* 2008), így ezek a területek fontos táplálkozó területet jelentenek a rovarevő madárfajoknak. Vizsgálatunk rávilágított arra, hogy táplálékkínálat szempontjából az összefüggő gyepterületek mellett a mozaikos területek megfelelő élőhelyet jelenthetnek egy rovarevő faj, a szalakóta számára. Az eddig a szalakótát érintő természetvédelmi tevékenységek kapcsán a mesterséges odúk jelentős része védett pusztá jellegű élőhelyekre került ki, amelynek oka egyrészt az volt, hogy a terület védettsége egyúttal az ott fészkelő faj számára is oltalmat jelentett. A további odúk kihelyezése a kisebb, mozaikos gyepekre jó módja a faj védelmének, de fontos lenne a táplálékkínálatot a gyepek méretének függvényében is megnézni, illetve az azokat körülvevő mezőgazdaság területe is felmérni, hogy meghatározhatjuk mekkora az a legkisebb, terület, amely elegendő táplálékot nyújt egy pár számára.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönöm a terepmunkában nyújtott nélkülözhetetlen segítséget Dr. Tokody Bélának, valamint az ízelőtlábú felmérésben és határozásban Dr. Torma Attilának, Dr. Gallé Róbertnek, Németh Csabának és Csorba Tündének.

### Irodalomjegyzék

- Avilés, J. M., Sanchez, J. M., Sanchez, A. & Parejo, D. (1999): Breeding biology of the Roller *Coracias garrulus* in farming areas of the southwest Iberian Peninsula. – *Bird Study* **46**: 217–223.
- Avilés, J. M. & Pajero, D. (2004): Farming practices and Roller *Coracias garrulus* conservation in south-west Spain. – *Bird Conservation International* **14**: 173–181.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole L. & Crick H. Q. P. (2004): Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. – *Journal of Applied Ecology* **39**: 673–687.
- BirdLife International (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge, UK (BirdLife Conservation Series no. 12)
- Britschgi, A., Spaar, R. & Arlettez, R. (2006): Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: Lessons for overall Alpine meadowland management. – *Biological Conservation* **130**: 193–205.
- Cramp, S., Perrins, C. M. & Brooks, D. J. (szerk.) (1993): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa-birds of the Western Palearctic Volume 7. Oxford University Press
- Di Giulio, M., Edwards, P. J. & Meister, E. (2001): Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. – *Journal of Applied Ecology* **38**: 310–319.
- Donald, P. F., Sanderson F. J., Burfiel, I. J. & Bommel, F. P. J. (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* – **116**: 189–196
- Fry, C. H. & Fry, K. (1999): Kingfishers, Bee-Eaters & Rollers. Christopher Helm, A & C Black. London.
- Fuller, R. J., Hill, D. & Tucker, G. (1991): Feeding the birds down on the farm: perspectives from Britain. – *Ambio* **20**: 232–237.
- Golawski, A. & Golawski, S. (2008): Habitat preference in territories of the Red-backed Shrike *Lanius Collurio* and their food richness in an extensive agriculture landscape. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **54**(1): 89–97.
- Hagemeyer, W. J. M. & Blair, M. J. (szerk.) (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance. London: T. and A. D. Poyser.
- Mand, R., Tilgar, V., Lohmus A. & Leivits, A. (2005): Providing nest boxes for hole-nesting birds- Does habitat metter? – *Biodiversity and Conservation* **14**: 1823–1840.
- Molnár, Gy. (1998): A szalakóta (*Coracias garrulus*) költésbiológiájának és táplálkozásának vizsgálata a Dél-Alföldön mesterséges telepítése kapcsán. – *Ornis Hungarica* **8**(Suppl. 1): 119–124.



- Newton, I. (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. – *Ibis* **146**: 579–600.
- Rodríguez, J., Avilés, J. M. & Pajero, D. (2011): The value of nestboxes in the conservation of Eurasian Rollers *Coracias garrulus* in southern Spain. – *Ibis* **153**: 735–745.
- Snow, D. W. & Perrins C. M. (1998): *The birds of the Western Palearctic*. Concise edition. Oxford University Press.
- Tucker, G. M. & Evans, M. I. (1997): *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. Cambridge, U.K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 6)
- Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J. & Brown, V. K. (2001): The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. – *Journal of Applied Ecology* **38**: 647–664

## The role of mosaic grasslands in agricultural systems for preserving feeding sites of Rollers (*Coracias garrulus*)

Orsolya Kiss<sup>1</sup>, Orsolya Felde<sup>1</sup> and Csaba Moskát<sup>2</sup>

<sup>1</sup> SZTE-Department of Ecology, 6726 Szeged, Közép fasor 52.

<sup>2</sup> Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences, 1083 Budapest, Ludovika tér 2-6

Decline in populations of farmland and grassland birds has been attributed to the recent changes of agricultural practice in Europe. These changes may affect the availability and quality of food resources. The usage of traditional grassland farming methods and conservation of the remains of natural grasslands may contribute to the preservation of feeding sites of insectivorous bird species. In this study we compared abundance and seasonal trends of food supply and breeding parameters of Roller (*Coracias garrulus*) in mosaic grasslands and an extensive, natural grassland. During the nestling period, the combination of pitfall traps and sweep-net sampling was used to estimate arthropod abundance in the study plots. We checked nest-boxes of rollers weekly to determine breeding parameters. Frequency of Orthoptera collected by sweep-netting had significant effect on hatching, fledging and reproductive success. The total amount of Orthoptera's dry biomass collected by sweep-netting was higher in the extensive natural grassland, but sampling dates had no effect. The seasonal changes in food supply were similar in both of the habitats and declined during the nestling period. However, arthropods' dry biomass, collected by pitfall traps, did not differ in the two sites. Clutch size, number of hatchlings and fledglings, and reproductive success did not differ significantly between the two habitats. Our results supported the idea that mosaic grasslands in agricultural systems can serve as food reservoirs for insectivorous birds.

Keywords: food availability, reproductive success, artificial nest-boxes.

# Fűvetés hatása a parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) tömegességére egy tiszalparti fiatal parlagon

Komoly Cecília<sup>1\*</sup>, Türei Dénes<sup>2</sup>, Csathó András István<sup>3</sup>,  
Pifkó Dániel<sup>4</sup>, Juhász Melinda<sup>1</sup>, Somodi Imelda<sup>1</sup> és Bartha Sándor<sup>1</sup>

<sup>1</sup> MTA ÖK ÖBI, Funkcionális Ökológiai Osztály,  
2163, Vácrátót Alkotmány u. 2-4, \*e-mail: komoly@gmail.com

<sup>2</sup> ELTE TTK, Genetika Tanszék, NetBiol Csoport,  
1117, Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

<sup>3</sup> SZIE Növénytan és Ökofiziológiai Intézet, 2103, Gödöllő, Péter K. u. 1.

<sup>4</sup> TTM-Növénytár, 1097, Budapest, Könyves Kálmán krt. 40.

**Összefoglaló:** A felhagyott szántóföldek regenerációjának elősegítésére egyre növekvő területen alkalmaznak valamilyen gyeprekonstrukciós technikát. Ez gyakran alacsony diverzitású fűmagkeverék vetését jelenti. A vetett fűvek között általában kompetitív fajok is vannak, ezek vetése hatékony eszköz lehet a gyomnövények megfékezésére. Vizsgálatainkat egy Tiszalpart-hoz közeli fiatal parlagon végeztük, melyet másodlagos szikes rétek illetve homoki- és lösz- sztyeprétek vesznek körül. A kísérlet során veresnadrág-csenkesz (*Festuca pseudovina* Hack.), - mely az adott társulásban természetes társulásalkotó lehet - és társulásidegen angolperje (*Lolium perenne* L.) magokat vetettünk. Megvizsgáltuk, hogy a fűvetés milyen hatással van a szántók felhagyását követően gyakran nagy tömegben megjelenő parlagfű borítására, és összehasonlítottuk a különböző vetések diverzitását. Az eredmények szerint a fűvetés az első két évben visszaszorította parlagfűvet, az angolperje jobban, mint a veresnadrág-csenkesz. Három év után a parlagfű borítása a teljes területen elenyésző volt. A csenkesz-vesetés diverzitása magasabb volt, és szerkezete nem volt erősen hierarchikus, mint az angolperjés kezelésé. Ezért restaurációs célokra inkább a természetes társulásalkotó faj vetését javasoljuk a hagyományos extenzív művelési módok fenntartása mellett.

**Kulcsszavak:** gyeprekonstrukció, angolperje, veresnadrág-csenkesz, gyeptelepítés, Kiskunság, parlagfű-mentesítés, parlagszukcesszió, spontán regeneráció.

## Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben végbement társadalmi és gazdasági változások miatt Európában jelentős mértékben hagynak fel korábban intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló területeket (Cramer *et al.* 2008, Prach & Rejmánek 2007). A felhagyást követően kialakuló másodlagos élőhelyek veszélyeztetett fajok menedékeként szolgálhatnak (Kovács *et al.* 2009, Pywell *et al.* 2011), összeköthetik a fragmentált természetes élőhelyeket, pufferezőnát alkothatnak védett

területek körül (Poschlod *et al.* 2005), és olyan fontos ökoszisztéma szolgáltatások fennmaradását biztosíthatják, mint a megporzás (Pywell *et al.* 2011). Másrészt a parlagok invazív és gyomnövények terjedésének gócpontjai lehetnek. Az özöngyomok jelenléte a parlagokon akár évekre megrekesztheti a regenerációs folyamatot (Bartha *et al.* 2010, Török *et al.* 2011b) és fertőzheti a környező természetes élőhelyeket (Poschlod *et al.* 2005). A felhagyott szántóföldeken különböző restaurációs technikákat alkalmaznak (Török *et al.* 2011a, Vida *et al.* 2008), a területre jellemző vegetáció kialakulásának felgyorsítására (Török *et al.* 2010) és a gyomnövények visszaszorításának érdekében (Blumenthal *et al.* 2003). Gyepes esetében a legelterjedtebb restaurációs módszerek közé tartozik a késő szukcessziós, erősen kompetitív növények vetése, ez többnyire a gyepet alkotó vázfajokat jelenti (Török *et al.* 2011a). Ezzel a módszerrel gyorsan megnövelhető a vázfajok tömegessége, viszont a gyep záródásán és az avar felhalmozódásán keresztül erősen csökkenti a kétszikűek megtelepedésének lehetőségét (Török *et al.* 2009). Így a ruderalis kétszikű gyomnövények sem találnak kedvező életfeltételeket, mert nem áll rendelkezésre a csírázásukhoz szükséges csupasz talajfelszín és közvetlen napfény (Baskin & Baskin 1988), illetve a felhalmozódó avar magcsapdaként akadályozza a gyomnövények csírázását (Ruprecht & Szabo, 2011). Kísérletünkben két fűfaj, a társulásidegen angolperje (*Lolium perenne* L.) és a természetes társulásalkotó veresnadrág-csenkesz (*Festuca pseudovina* Hack.) vetésének hatásait vizsgáljuk egy kiskunsági parlag gyepregenerációjára. Ebben a tanulmányban az alábbi kérdésekre kerestük a választ: 1) A fűvetés a kaszálással kiegészítve alkalmazható-e a parlagfű visszaszorítására? 2) A gyepfejlődés elősegítésére és a parlagfű visszaszorítására társulásidegen vagy természetes társulásalkotó faj vetése alkalmasabb-e?

## Módszerek

### *Kísérleti terület*

A kísérleti terület egy, a Duna-Tisza közén, Tiszaalpár határától mintegy 4 km-re DNY-ra fekvő parlag, melyet utoljára 2008-ban vetettek be kukoricával. A terület két oldalon közvetlenül határos a környékbeli legelőkkel, melyek az Általános Élőhely Osztályozási Rendszer szerint (Bölöni, Kun, & Molnár, 2011) másodlagos eredetű szikes rétek, cickórós puszták, lösz- és homoki sztyepprétek. A parlag a Pilis-Alpári-homokhát és a Kiskunsági-löszöshát találkozásánál

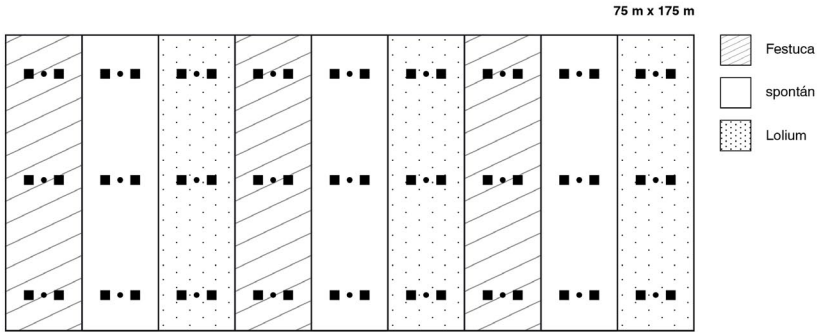
helyezkedik el (Marosi & Somogyi 1999). Ennek következtében a talaj összetétele igen változatos, lösz és homok eltérő arányú keveréke alkotja. A parcella egy DNY-ÉK- i irányultságú lejtőn helyezkedik el, körülbelül 1,2 m szintkülönbséggel. A területre jellemző évi átlagos középhőmérséklet 11,5 C° (http3). Az átlagos éves csapadékösszeg 500-550 mm közé esik (http2). Ettől az értéktől az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság Tiszaalpári Mérőállomásának adatai szerint a kísérlet elmúlt három évének csapadékösszegei jelentősen eltérnek (2009: 405 mm, 2010: 845 mm, 2011: 301 mm). A vetést követően 2008 őszén a sokévi átlagnak megfelelő mennyiségű csapadék hullott, míg az első mintavételi év, 2009 tavasza aszályos volt, 2010 és 2011 tavasza és nyara csapadékosnak tekinthető (http1).

#### *Kísérleti elrendezés és kezelés*

A kezelt terület nagysága 75 m × 175 m (1. ábra). Erre 2008 októberében háromszori ismétlésben közel azonos szélességű sávokban tiszta angolperje (*Lolium perenne* L.), illetve tiszta veresnadrág-csenkesz (*Festuca pseudovina* Hack.) magot vetettünk, közöttük egy-egy sávot kihagyva. A sávok 75 m hosszúak és szélességük a vetés sorrendjében a következő: 18 m *Festuca pseudovina*; 22 m vetetlen terület; 18 m *Lolium perenne* háromszori ismétlésben (összesen 9 sávot kialakítva). A kísérlet kezdete előtt az egész területet mélyszántották 32 cm-es mélységben, majd ezt boronálás követte. A vetéshez gabonavetéshez használt Saxonia vetőgépet alkalmaztunk tövisboronával. A fűmagokból 20 kg/ha mennyiséget vetettünk. A sorok közötti távolság 12,5 cm. A *Festuca pseudovina* vetőmagot a Hortobágyi NP-től szereztük be, melyet a Kékes-pusztán (a Nemzeti Park területén) arattak. A *Lolium perenne* vetőmag kereskedelmi forgalomból származik. A területet mindhárom mintavételi évben augusztusban szárazúzózták, ezt követően késő őszig a szomszédos gyepekről átjáró juhokkal legeltették.

#### *Mintavételi elrendezés*

Minden sávban 6 db 4 m × 4 m-es állandó kvadrátban cönológiai felvételeket készítettünk 2009 és 2011 között, minden év júliusában közvetlenül a szárazúzózás és a legeltetés megkezdése előtt. A mintavételi egységek a sávok hossztengegyében egyenlő távolságban párosával helyezkedtek el. Kezelés típusonként 18, összesen 54 kvadrátban készültek cönológiai felvételek ahol a kvadrátban megtalálható összes faj borításértékét rögzítettük (1. ábra).



**1. ábra.** A mintavételi elrendezés vázlatos rajza. A négyzetek a 4 m × 4 m-es állandó kvadrátok helyét ábrázolják. A pontok a levert fém karók helyét jelölik, melyekkel az állandó kvadrátok helyét rögzítettük.

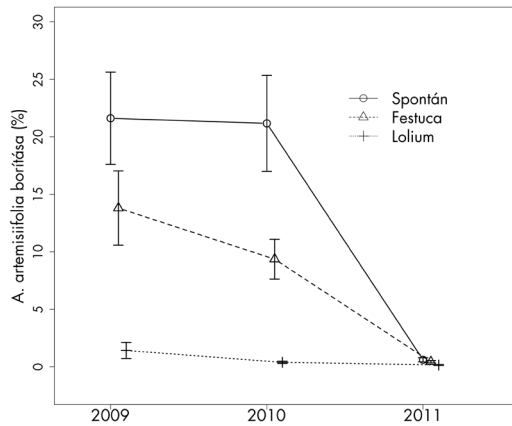
### Adatfeldolgozás

Az állandókvadrát rendszerben gyűjtött adatokat az R-statisztikai program 2.11.0 verzióját használva elemeztük (R Development Core Team, 2008). A borítás értékeket logaritmikusan transzformáltuk. A kezeléseknek a parlagfű borítás értékeire gyakorolt hatásának kimutatására az adatokat évenként csoportosítva lineáris regressziót végeztünk. Az illesztés után a reziduálisok szórásának normalitását grafikusán ellenőriztük.

A kezelésekhez tartozó diverzitásprofilokat a Rényi-féle diverzitás index segítségével számoltuk. Itt az  $\alpha$  paraméter változtatásával különböző diverzitás indexeket rendezünk sorba, oly módon, hogy  $\alpha=0$  esetén az index értéke megegyezik a fajszám logaritmusával, míg alfa paraméter növelésével egyre nagyobb súllyal reprezentálja az egyenletességet. A diverzitás-profilokat az R-program BiodiversityR csomagjának (R. Kindt & R. Coe 2005) „renyiresult” függvényével készítettük. Egy (A) mintát akkor tekinthetünk diverzebbnek egy másiknál (B), ha a hozzá tartozó görbe az  $\alpha$  paraméter minden értékénél a másik mintához tartozó görbe felett fut ( $A \geq B$ ) (Tóthmérész 1995).

### Eredmények

Minden évben a kontroll (spontán) sávokban voltak a legnagyobbak a parlagfű borítás értékei. A csenkeszes (*Festuca pseudovina*) kezelésben a



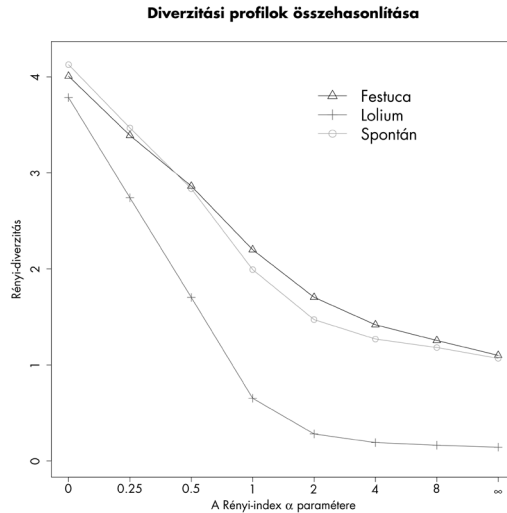
**2. ábra.** A parlagfű borítás értékeinek átlaga és szórása évenként a különböző kezelési típusokban

**1. táblázat.** A lineáris modellek eredményei. Szignifikancia kódok: ‘\*\*\*\*’  $p < 0.0001$  ‘\*\*\*’  $p < 0,001$  ‘\*’  $p < 0,01$ ; NS:  $p > 0,05$ .

Mintavételi év	Kezelés típus	Tengelymetszet	Becsült együttható	$p$
2009	Festuca	1.68185	-0.23241	NS
	Lolium		-0.79143	***
2010	Festuca	1,4663	-0.26701	NS
	Lolium		-0.83574	***
2011	Festuca	-0,22366	-0.05764	NS
	Lolium		-0.11092	**

parlagfű átlagos borítása ennél minden évben kisebb volt (2. ábra). A veresnadrág-csenkesz vetésének negatív hatása a parlagfű borítására kimutatható, de a hatás nem volt szignifikáns (1. táblázat). A kísérlet minden évében az angolperjésben (*Lolium perenne*) voltak a legkisebbek a parlagfű borítás értékei (2. ábra), ez a negatív kapcsolat erősen szignifikáns volt (1. táblázat). A harmadik évben minden kezelési típusban nullához közeli parlagfű-borítás értékeket mértünk.

A diverzitásvizsgálatok eredményei szerint a csenkeszes kezelésekből és a kontroll sávokban szignifikánsan nagyobb diverzitású növényközösségek ala-



**3. ábra.** Rényi diverzitásprofilok a 2010-es adatok alapján.

kultak ki, mint az angolperjés kezelésekben. Az angolperjés kezelések erősen hierarchikus szerkezetet mutattak, míg a spontán fejlődésű és csenkessel kezelt területek dominancia viszonyai kiegyenlítettebbek voltak. A 2010-es év adatai alapján készült diverzitásprofilok a 3. ábrán láthatók. Mindhárom évben hasonló eredményeket kaptunk.

### Értékelés

Vizsgálataink eredménye szerint a fűvetés sikeresen visszazorította a parlagfűvet, az angolperje hatása jóval erősebb, mint a veresnadrág-csenkeszé. Az angolperje vetésben már a felhagyást követő első évben nagyon alacsony volt a parlagfű borítása. Az első évhez képest a második évben a parlagfű borításának átlaga a csenkeszes kezelésben nagyobb mértékben csökkent, mint a kontroll parcellákban. Feltehetően a csenkeszes vetés második évtől kezdődő megerősödése miatt. A vetett *Festuca* ilyen jellegű biomassza növekedését más tanulmányok is kimutatták (Török *et. al.* 2010). A harmadik évben a teljes területen összeomlott a parlagfű populáció. Ez az eredmény alátámasztja az eddigi tapasztalatokat, melyek szerint termőhelytől és a bolygatás mértékétől függően 2-4 év alatt kiszorul a parlagfű a záródó gyeptől (Szigetvári & Benkő 2004). A



parlagfű természetbarát vegyszermentes irtására elsősorban a rendszeres kaszálást javasolják (Béres *et al.* 2005). Ez a módszer azonban a talaj rendszeres bolygatásán keresztül elősegítheti a parlagfű állomány hosszú távú fennmaradását (Szigetvári & Benkő 2004). Kísérletünkben évente egyszer történt szárazúzózás és nyártól őszig mérsékelt legelési nyomásnak volt kitéve a terület. A legelés, a kaszálás és a magvetés együttes hatása lehet, hogy a parlagfű borítása már a harmadik évben elenyésző volt minden kezelés típusban. Ez támogatja azt az elméletet, hogy ahol a gyepeket hagyományosan extenzíven használták, ott a természetes folyamatok fenntartásához, és a gyepregeneráció elősegítéséhez a legeltetés fenntartása is elengedhetetlen (Papanastasis 2009). A kaszálás és mérsékelt legelés az avar-felhalmozódást akadályozva elősegítheti a természetes társulásokra jellemző kétszikűek betelepülését (Török *et al.* 2009). Az évi egyszeri szárazúzózás feltehetően nem okoz olyan mértékű bolygatást, ami megerősítené a parlagfű állományt. A bolygatás hatását maguk a vetett fajok is mérsékelhetik a nyílt foltok létrejöttét akadályozva, és gátolva a felszínre kerülő gyommagvak csírázását és talajba jutását (Ruprecht & Szabo 2011).

Az olcsón beszerezhető, könnyen telepíthető, jól sarjadó, erősen versenyképes, de társulásidegen angolperje vetése, a ruderalis növényeket már a szukcesszió első néhány évében sikerrel visszaszorítja. Diverzitás-rendezési vizsgálataink eredménye alapján azonban, a természetes társulás kialakulásának elősegítésére nem javasoljuk a társulásidegen faj vetését, mert a létrejövő erősen hierarchikus dominancia szerkezetű gyepek nemcsak a gyomnövények, de a természetes társulásalkotó fajok megtelepedését és megerősödését is akadályozhatják. Ezzel évekre megrekeszthetik a regenerációs folyamatot egy fajszegény állapotban. Később viszont mivel a társulásidegen fajok a helyi körülményekhez nem adaptálódtak, állományuk legyengül (Walker *et al.* 2004), ismét utat engedve a gyomoknak. Egyes vizsgálatok szerint a nemesített füvek vetése hosszú távon nem segíti a természetes társulásra jellemző növényközösségek kialakítását (Lepš *et al.* 2007). Amennyiben szükség van valamilyen restaurációs beavatkozásra, természetes társulásalkotó növények vetését javasoljuk, mert így a tájra jellemző fajközösség gyorsabban kialakulhat (Kiehl 2010, Török *et al.* 2010), és a helyi körülményekhez adaptálódott vetett növények stabil populációt kialakítva hosszú távú gyommentességet biztosíthatnak (Török *et al.* 2010). Ha nincs propagulum-limitáltság és nincs invázióknak kitéve a terület, akkor akár a spontán szukcessziós folyamatokra is hagyatkozhatunk (Prach & Hobbs 2008). Legtöbb vizsgálat szerint leghatékonyabban a természetes regenerációra támasz-

kodva hozhatunk létre fajgazdag gyepet (Jongepierova *et al.* 2007). Gyepok restaurációjakor, ha a spontán regenerációs folyamatokra támaszkodunk a terület extenzív használatának fenntartása is fontos (Kelemen *et al.* 2010).

\*

*Köszönetnyilvánítás* – A kísérleti területet Dr. Bihari Katalin és Prof. Komoly Sámuel biztosították. A kísérletben felmerülő költségeket az OTKA 72561-es számú pályázattól finanszíroztuk. Szakmai segítségét és tanácsait köszönöm Botta-Dukát Zoltánnak, Czucz Bálintnak, Kalapos Tibornak, Deák-József Áronnak és Tóth Tibornak. A terepmunkában és a kísérlet gyakorlati kivitelezésében köszönöm a Hortobágyi Nemzeti Park és a Kiskunsági Nemzeti Park, Czinege István, Bártol István és a barátaim kitaró segítségét. Az ábrák kivitelezésében nyújtott segítségét köszönöm Sallay Nórának. Somodi Imeldát a PD 83522 számú OTKA pályázat támogatta.

### Irodalomjegyzék

- Bartha, S., Házi, J., Horváth, A., Margóczy, K., Molnár, Cs., Molnár, Zs., Óvári, M., Purger, D. & Schmidt, D. (2010): A parlagszuccesszió jellegzetességei: ismétlődés és változatosság. In: Molnár, Cs. Molnár, Zs. & Varga, A. (szerk.): *“Hol az a táj szab az életnek teret, Mit az Isten csak Jókedvében terem” Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből. 2003–2009.* MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 480–483.
- Baskin, C. C. & Baskin, J. M. (1988): Germination ecophysiology of herbaceous plant species in a temperate region. – *American Journal of Botany* **75**: 286–305.
- Böloni, J., Kun, A. & Molnár, Z. (szerk.). (2011): *Magyarország Élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ANÉR 2011.* MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. pp. 1–441.
- Blumenthal, D. M., Jordan, N. R. & Svenson, E. L. (2003): Weed Control as a Rationale for Restoration: The Example of Tallgrass Prairie. – *Conservation Ecology* **7**: 6.
- Béres, I., Novák, R., Hoffmanné Pathy, Z. & Kazinczi, G. (2005): Gyomkutatás az ürömlevelű parlagfű (Ambrosia artemisiifolia L.) elterjedése, morfológiája, biológiája, jelentősége és a védekezés lehetőségei. – *Gyomnövények, gyomirtás* **6**: 1–48.
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J. & Standish, R. J. (2008): What’s new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. – *Trends in ecology & evolution* **23**: 104–112.
- Jongepierova, I., Mitchley, J. & Tzanopoulos, J. (2007): A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. – *Biological Conservation* **139**: 297–305.
- Kelemen, A., Török, P., Deák, B., Valkó, O., Lukács, B. A., Lengyel, S., & Tóthmérész, B. (2010): Spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernásokban. – *Tájökológiai Lapok* **8**(1): 33–44.
- Kiehl, K. (2010): Plant species introduction in ecological restoration: Possibilities and limitations. – *Basic and Applied Ecology* **11**: 281–284.

- Kindt, R. & Coe, R. (2005): Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi.
- Kovács, A., Báldi, A., Batáry, P. & Tóth, L. (2009): Az ugarok jelentősége a madárvédelmében a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 193–203.
- Lepš, J., Doležal, J., Bezemer, M. T., Brown, V. K., Hedlun, K., Arroyo, M. I., Jörgensen, H. B., Lawson, C. S., Mortimer, S. R., Peix, G. A., Rodríguez Barrueco, C., Santa Regina, I., Šmilauer, P. & van der Putten, W. H. (2007): Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. – *Applied Vegetation Science* **10**: 97–110.
- Marosi, S. & Somogyi, S. (szerk.) (1999): *Magyarország kistáji katasztere 1–2*. Magyar Tudományos Akadémia Földrajzi Kutató Osztály, Budapest
- Papanastasis, V. P. (2009): Restoration of Degraded Grazing Lands through Grazing Management: Can It Work? – *Restoration Ecology* **17**: 441–445.
- Poschlod, P., Bakker, J. P. & Kahmen, S. (2005): Changing land use and its impact on biodiversity. – *Basic and Applied Ecology* **6**: 93–98.
- Prach, K. & Hobbs, R. J. (2008): Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. – *Restoration Ecology* **16**: 363–366.
- Prach, K. & Rejmánek, M. (2007): Old field succession in Central Europe: local and regional patterns. – In: Cramer, V. A. & Hobbs, R. J. (szerk.): *Old fields. Dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, Washington, pp. 180–201.
- Pywell, R. F., Meek, W. R., Hulmes, L., Hulmes, S., James, K. L., Nowakowski, M. & Carvell, C. (2011): Management to enhance pollen and nectar resources for bumblebees and butterflies within intensively farmed landscapes. – *Journal of Insect Conservation* **15**: 853–864.
- R Development Core Team. (2008): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Development. Vienna. URL <http://www.R-project.org>.
- Ruprecht, E. & Szabo, A. (2011): Grass litter is a natural seed trap in long-term undisturbed grassland. – *Journal of Vegetation Science, in press*. 1-10. doi:10.1111/j.1654-1103.2011.01376.x
- Szigetvári, C. & Benkő, Z. R. (2004): Örömlévelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.). – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.), *Biológiai inváziók Magyarországon özönnövények*. TermészetBÚVÁR Alapítvány, Budapest. pp. 337–371.
- Tóthmérész, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. – *Journal of Vegetation Science* **6**: 283–290.
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011a): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. – *Biodiversity and Conservation* **20**: 2311–2332.
- Török, P., Migléc, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, S. & Tóthmérész, B. (2011b): Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? – *Journal for Nature Conservation, in press*. doi:10.1016/j.jnc.2011.07.006
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz., & Tóthmérész, B. (2010): Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. – *Biological Conservation* **143**: 806–812.

- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Miglécz, T., Vida, E., Deák, B. & Lengyel, Sz. (2009): Avarfelhalmozódás szerepe a gyepesítést követő vegetáció-dinamikában. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 160–170.
- Vida E., Török, P., Deák B. & Tóthmérész, B. (2008): Gyepék létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: A gyepesítés módszereinek áttekintése. – *Botanikai Közlemények* **95**: 115–125.
- Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J. & Pywell, R. F. (2004): The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. – *Biological Conservation* **119**: 1–18.
- http1: <http://www.atikovizig.hu/vizrajz/csapadek.aspx>
- http2: [http://met.hu/eghajlat/magyarorszag\\_eghajlata/altalanos\\_eghajlati\\_jellemzes/csapadek/](http://met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/altalanos_eghajlati_jellemzes/csapadek/)
- http3: [http://owww.met.hu/eghajlat/Magyarorszag/altalanos\\_jellemzes/homereklet/](http://owww.met.hu/eghajlat/Magyarorszag/altalanos_jellemzes/homereklet/)

## The effects of sowing grass seeds on the abundance of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) in a young abandoned field near Tiszaalpár, Hungary

Cecília Komoly<sup>1\*</sup>, Dénes Türe<sup>2</sup>, András István Csathó<sup>3</sup>, Dániel Pifkó<sup>4</sup>,  
Melinda Juhász<sup>1</sup>, Imelda Somodi<sup>1</sup> and Sándor Bartha<sup>1</sup>

<sup>1</sup> MTA ÖK ÖBI, Funkcionális Ökológiai Osztály,  
2163, Vácrátót Alkotmány u. 2-4, \*e-mail: komoly@gmail.com

<sup>2</sup> ELTE TTK, Genetika Tanszék, NetBiol Csoport,  
1117, Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

<sup>3</sup> SZIE Növénytani és Ökofiziológiai Intézet, 2103, Gödöllő, Páter K. u. 1.

<sup>4</sup> TTM-Növénytár, 1097, Budapest, Könyves Kálmán krt. 40.

Sowing low-diversity seed mixture is a frequently used technique in grassland restoration to enhance the succession and to suppress weeds. Seed mixtures often contain strongly competitive non-native species. Our experiment was conducted on a recently abandoned field near Tiszaalpár, which is surrounded by sand and loess-steppes. We compared the effects of sowing the non-native perennial rye grass (*Lolium perenne* L.), and the site-specific grass *Festuca pseudovina* on the control of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.), a short-lived invasive weed occurring in high abundance in Hungary shortly after land-abandonment. Extensive land use was continued during the experiment as well. We found that the sown grasses can successfully control common ragweed after the first two years of abandonment, after the third year ragweed cover declined to negligible on the whole site. The diversity of areas treated with *Festuca pseudovina* was much higher than that of those treated with rye grass. Therefore we recommend applying site-specific species in grassland restoration, besides maintaining the traditional extensive land use practices.

Keywords: grassland restoration, *Lolium perenne*, *Festuca pseudovina*, Kiskunság, ragweed control, old-field succession, spontaneous regeneration.

## Védett futóbogarak (Col.: Carabidae) előfordulása hazánk mezőgazdasági területein

Kutasi Csaba<sup>1</sup>, Szél Győző<sup>2</sup>, Kádár Ferenc<sup>3</sup> és Markó Viktor<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Bakonyi Természettudományi Múzeum,  
8420 Zirc, Rákóczi tér 3-5, entomologia@bakonymuseum.koznet.hu

<sup>2</sup> Magyar Természettudományi Múzeum,  
1088 Budapest, Baross utca 13.

<sup>3</sup> MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Növényvédelmi Intézet,  
1022 Budapest, Herman O. út 15.

<sup>4</sup> Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar,  
1118 Budapest, Ménesi út 44.

**Összefoglaló:** Hazánk különböző területein végzett vizsgálatok során 36 szőlő- és gyümölcsültetvényt, valamint 21 szántóföldi kultúrát vizsgáltunk. A kutatások során több mint 150 ezer futóbogarat határoztunk meg, melyek között 23 védett fajt találtunk. Kimutattuk, hogy a szőlő- és gyümölcsültetvényekben a legelterjedtebb és leggyakoribb faj a bőrfutrinka (*Carabus coriaceus*) volt, míg szántóföldjeink jellemző és gyakori faja az aranypettyes bábrabló (*Calosoma auropunctatum*). A védett fajok közül még a változó futrinka (*Carabus scheidleri*) fordul elő jelentős egyedszámban agrárterületeinken. Az általunk talált védett fajok mind a gyümölcsösben, mind a szántón szinte kizárólag a *Calosoma*-, *Carabus*-, és *Cychrus*-genuszok képviselői. Ezek zömmel olyan erdőlakó fajok, melyek a növényvédőszeres kezelésekre és az élőhelyüket érintő változásokra érzékenyen reagálnak, ezért leginkább erdei környezetbe telepített, környezetkímélő, vagy minimális növényvédelmi kezelésű, kisebb zavarásnak kitett, évelő kultúrákban találhatóak. A védett futóbogarak populációinak megőrzéséhez az intenzív ültetvények helyett környezetkímélő, vagy minimális növényvédelmi kezelésű ültetvények kialakítását kell szorgalmazni.

**Kulcsszavak:** Carabidae, *Carabus*, *Calosoma*, gyümölcs- és szőlőültetvények, szántóföldi kultúrák, védett fajok, Magyarország.

### Bevezetés

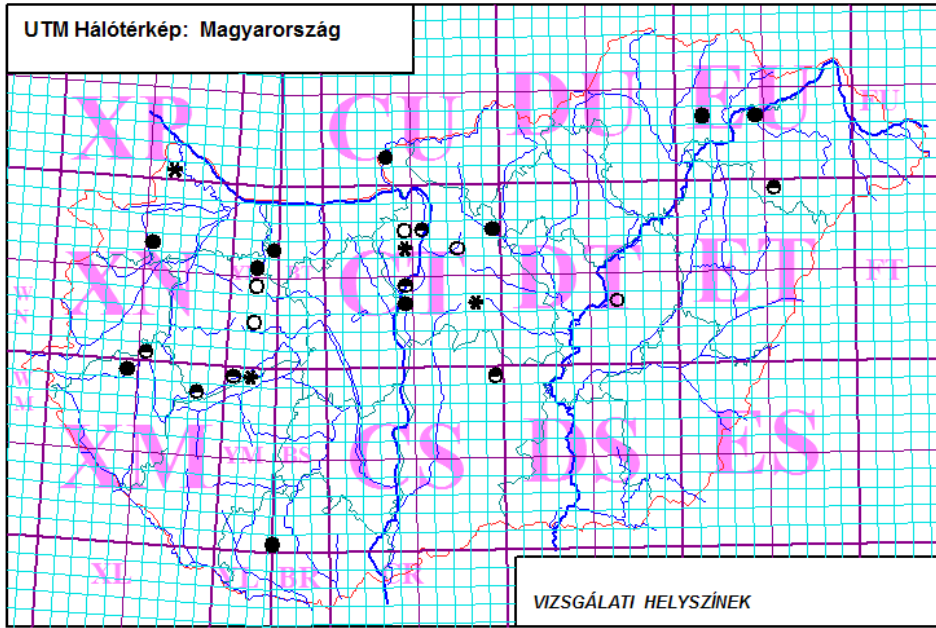
A Magyarországon előforduló mintegy 530 futóbogárfajból 42 áll törvényes védelem alatt, közülük három fokozottan védett és 100.000 Ft eszmei értéket képvisel. A védelem alatt álló futóbogarak elsősorban természetes és természetközeli élőhelyeken fordulnak elő (Merkl & Vig 2009), közülük azonban számos faj az ország jelentős részét kitevő agrárterületeken is megtalálható.

A hazai mezőgazdasági területek rovarfaunisztikai vizsgálata 1976-tól, az almaültetvényekben és kukoricatáblákon folytatott részletes biocönológiai feltáró munkával (Mészáros 1984a, b) vett nagy lendületet. Számos cikkben találunk védett futóbogarakra vonatkozó adatokat hazai gyümölcsültetvényekből (Fazekas *et al.* 1992, Kutasi *et al.* 2004) és szántóföldi kultúrákból (Bujáki *et al.* 1997, Horvatovich 1980, Horvatovich & Szarukán 1980, 1986, Kiss *et al.* 1994, 1998, Lövei 1984, 1989, Mészáros 1984a, Kádár *et al.* 1998, 2004, Szeőke 1993, Szél & Kutasi 2003) is. Ezekben a publikációkban a védett fajok nincsenek kiemelten kezelve. Cikkünkben – az újabban megfogalmazódó agrár-környezetvédelmi szempontokat szem előtt tartva és a védett futóbogarakra fókuszálva – ismertetjük hazánk agrárterületein több évtizeden keresztül végzett vizsgálatainkat.

### Módszerek

Hazánk különböző tájegységein, összesen 36 szőlő- és gyümölcsültetvényben végeztünk gyűjtéseket talajcsapdával 1992 és 2011 között. Az ültetvények közül 22 üzemi, hagyományos művelésű (széles hatásspektrumú inszekticidekkel kezelt, továbbiakban: üzemi), 14 pedig felhagyott (művelésből kivont) ültetvény volt (1. ábra). Az ültetvények helyszíneit, típusát és a gyűjtési időtartamot, valamint a talajcsapdák számát az 1. táblázat tartalmazza. A gyűjtéseket a megadott években májustól október végéig folytattuk, egyedül Tihanyban kezdtük a mintavételezést június végétől. Az ültetvények egy részét korábban már részletesen ismertettük (Kutasi 2005, Kutasi *et al.* 2004, Markó & Kádár 2005, Szél & Kutasi 2003).

A szőlő- és gyümölcsültetvények mellett összesen 21 szántóföldi kultúrában is gyűjtöttünk talajcsapdákkal. A Kisalföldön Mosonszolonok térségében a Faragó Sándor által elindított és jelenleg is folyó, hosszútávú vizsgálatosorozat (Lajta-projekt) során begyűjtött (Faragó 1990a, 1990b, Szél *et al.* 1997) futóbogáranyag egy részét is feldolgoztuk. A minták az 1984-1996 közötti időszakból, 13 szántóföldi kultúrából származtak (1. táblázat). Csévharaszt és Vasad térségében 3 (Szél & Kutasi 2005), Nagykovácsiban 4 szántóföldi kultúrában gyűjtöttünk, Tihanyban pedig egy lucernásban végeztünk vizsgálatokat (1. táblázat). A mintavételezéseket Mosonszolonokon májustól-augusztusig, Tihanyban, a Kisalföldön és Nagykovácsiban májustól október végéig végeztük.



**1. ábra.** A vizsgált mezőgazdasági területek helyszínei: ●: üzemi ültetvények, ○: felhagyott ültetvények, ◐: üzemi és felhagyott ültetvények, ✱: szántóföldi kultúrák.

## Eredmények

A szőlő-és gyümölcsültetvényekben összesen 56 ezer futóbogarat gyűjtöttünk. Az üzemi ültetvényekből 15 védett futóbogárfaj került elő, a védett fajok aránya nem érte el a fél százalékot sem. A leggyakoribb és legerjedtebb védett faj a 13 ültetvényben megfigyelt bőrfutrinka (*Carabus coriaceus*) volt. A legtöbb védett futóbogárfaj a bakonyszombathelyi almaültetvényből került elő. Hat ültetvényben nem fordultak elő védett fajok: Györgytarló (körteültetvény), Halásztelek, Kecskemét (szőlő), Kecskemét-Szarkás, Pókaszeptek, Szerencs (almaültetvények).

A nyolc vizsgált felhagyott ültetvényben 18 védett fajt találtunk, dominanciájuk 14 %-os volt. A legerjedtebb fajnak szintén a bőrfutrinka (*Carabus coriaceus*) bizonyult, viszont legnagyobb egyedszámban a változó futrinkát (*Carabus scheidleri*) gyűjtöttük. Ez utóbbi két ültetvényben is 28 %-os dominanciával volt jelen. A nagykovácsi körteültetvényben domináns, a hárskúti



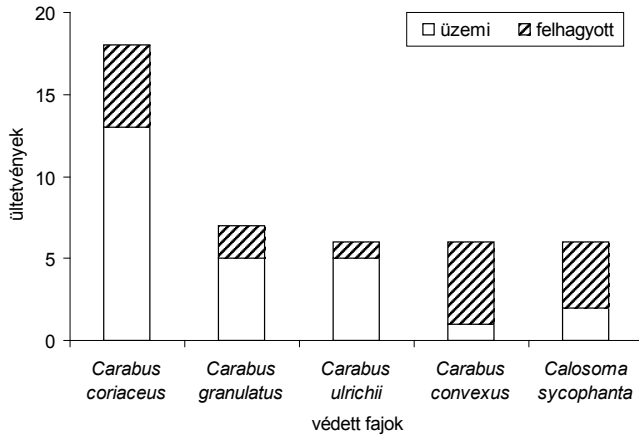
**1. táblázat.** A vizsgált ültetvények és mezőgazdasági kultúrák helyszínei, típusa, a gyűjtések időtartama, valamint a talajcspadák száma.

Település	Ültetvény, kultúra típusa	Vizsgálati idő	Cspadszám
Bakonygyirót	üzemi almás	1998-2001	10
Bakonyszombathely	üzemi almás	2010	10
Fegyvernek	felhagyott almás	2006	10
Györgyarló	üzemi almás és körtés	1998-2001	10-10
Halásztelek	üzemi és felhagyott almás	2006-2007	10-10
Hárskút	felhagyott almás	2003-2005	10
Hegymagas	üzemi és felhagyott szőlő	2006-2007	10-10
Isaszeg	felhagyott szilvás	2008	10
Kecskemét	üzemi szőlő, felhagyott szőlő, felhagyott almás	1999-2001; 1998-2000	6-6-10
Kecskemét-Szarkás	üzemi almás	1992-1994	10
Mihályi	üzemi almás	2010	25
Nagykovácsi	felhagyott almás és körtés	1998-1990, 2005	10-10
Pókaszeptk	üzemi almás	2001-2002	10
Pomáz	üzemi almás és felhagyott körtés	2008-2009; 2010	10-10
Porva	felhagyott almás	2005	10
Szentlőrinc	üzemi almás	2000-2001	10
Szerencs	üzemi körtés	2005	10
Szigetcsép	üzemi almás és körtés	1998-2001	10-10
Tihany	üzemi szőlő	2001	6
Tura	üzemi almás és körtés	1998-2000	10-10
Türje	felhagyott almás	2005	10
Újfehértó	üzemi és felhagyott almás	1999-2001	10-10
Vámosmikola	üzemi almás	1999-2001	12
Zalaszentgrót	üzemi almás	2005	10
Zánka	üzemi és felhagyott szőlő	2011	10-10
Mosonszolnok	borsó, burgonya, cukorrépa, facélia, hibridkukorica, kukorica, lucerna, őszi árpa, őszi búza, repce, silókukorica, tavaszi árpa, triticále	1984, 1986, 1988- 1994, 1996	5
Csévharaszt	lucerna, szántó, tarka koronafürt tábla	2001-2002	4
Tihany	lucerna	2000-2001	10
Nagykovácsi	árpa, maglucerna, idős lucerna, új telepítésű lucerna	1995-1998	10

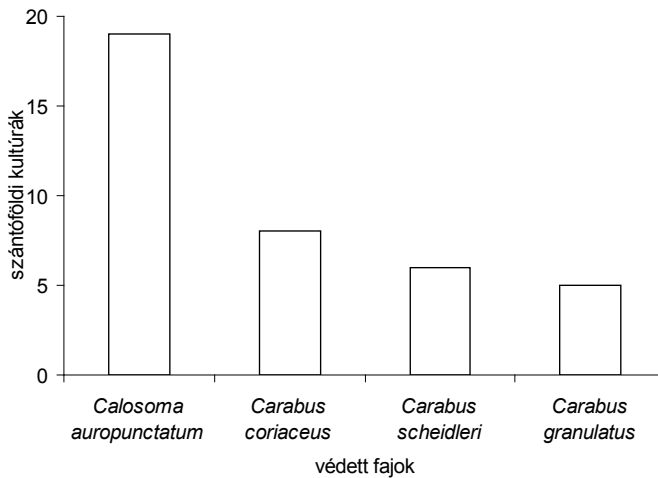
almásban pedig szubdomináns faj volt, de a porvai almaültetvényben is közel 5 %-os gyakoriságban fordult elő. A felhagyott ültetvények közül a legtöbb védett fajt a hárskúti (11), majd a porvai almaültetvényben találtuk (8). Három ültetvényben (Halásztelek, Kecskemét (szőlő), Túrje) egyetlen védett fajt sem gyűjtöttünk. A szőlő- és gyümölcส์ültetvényekben a legjobban elterjedt fajok (2. ábra) közül a mezei futrinka (*Carabus granulatus*) és a rezes futrinka (*Carabus ulrichii*) inkább az üzemi, míg a selymes futrinka (*Carabus convexus*) és az aranyos bábrabló (*Calosoma sycophanta*) inkább a felhagyott ültetvényekben volt jelen. Vizsgálataink során a hazai 42 védett futóbogárból a szőlő- és gyümölcส์ültetvényekben 22 fajt sikerült kimutatnunk.

A szántóföldi kultúrákból több mint 100 ezer futóbogarat azonosítottunk. A Kisalföld térségében (Mosonszolnok) viszonylag sok, 7 védett faj került elő. A leggyakoribb és legerjedtebb faj az aranypettyes bábrabló (*Calosoma auropunctatum*) volt. Kultúránként maximum 3 védett fajt regisztráltunk (borsó, burgonya, hibridkukorica, lucerna, őszibúza, silókukorica). A kukoricában és a tavaszi árpában csak egy védett faj, az aranypettyes bábrabló (*C. auropunctatum*) volt jelen. Ez a faj a facéliában elérte a 10 %-os gyakoriságot, míg további 5 kultúrában (borsó, tavaszi árpa, kukorica, cukorrépa, lucerna) 1-3 % közötti dominanciát mutatott. A többi védett fajból mindössze 1-2 egyedet gyűjtöttünk.

A Csepvarashton vizsgált kultúrákban mindössze 3 védett fajt találtunk, gyakoriságuk 0,44% volt. A védett fajok közül legnagyobb egyedszámban a selymes futrinka (*C. convexus*) került elő, és ez volt a legerjedtebb faj is. A tihanyi lucernásban mindössze egyetlen védett faj, a bőrfutrinka (*C. coriaceus*) került elő, dominanciája nem érte el az egy százalékot sem (0,86%). Nagykovácsiban a vizsgált kultúrákban (lucerna, árpa) 4 védett fajt gyűjtöttünk, melyek közül a legnagyobb egyedszámban előforduló faj a változó futrinka (*C. scheidleri*) volt. Ez a faj a maglucernában és az új telepítésű lucernában is 10 %-ot meghaladó gyakorisággal képviseltette magát, míg a másik két kultúrában 6,5 %-os dominanciát mutatott. A védett fajok dominanciája elérte a 12 %-ot. A változó futrinkán (*C. scheidleri*) kívül mind a négy kultúrában előfordult az aranypettyes bábrabló (*C. auropunctatum*) és a dunántúli kékfutrinka (*Carabus germari*) is. A vizsgált szántóföldi kultúrákban az aranypettyes bábrabló (*C. auropunctatum*) csaknem mindenhol előfordult, míg az öt követő bőrfutrinka (*C. coriaceus*) már csak a vizsgált kultúrák alig több mint harmadában volt jelen (3. ábra). A szántók egy részében még a változó futrinka (*C. scheidleri*) és a mezei futrinka (*C. granulatus*) is megjelent. Vizsgálataink során a hazánkban védett 42 futóbogárfajból szántóföldi kultúrákban 10 fajt sikerült kimutatnunk.



**2. ábra.** A legerterjedtebb védett futóbogárfajok előfordulási gyakorisága a vizsgált 36 szőlő-és gyümölcsültetvényben (üzemi és a felhagyott ültetvények).



**3. ábra.** A legerterjedtebb védett futóbogárfajok előfordulási gyakorisága a vizsgált 21 szántóföldi kultúrában

## Értékelés

Vizsgálataink alapján a hazai gyümölcs- és szőlőültetvényekben a legelterjedtebb védett futóbogárfaj a bőrfutrinka (*C. coriaceus*). A széles hatásspektrumú inszekticidekkel kezelt ültetvényekben csak kis egyedszámban fordultak elő védett futóbogarak, míg a felhagyott ültetvényekben jelentős számban képviseltették magukat. Az üzemi ültetvényekben a bőrfutrinka (*C. coriaceus*), a felhagyott ültetvényekben pedig a változó futrinka (*C. scheidleri*) a leggyakoribb faj, ez utóbbi egyes ültetvényekben domináns is lehet. A legtöbb védett fajt hegyvidéki területen, erdő melletti ültetvényekben gyűjtöttük.

Vizsgálataink alapján a Kisalföldön a leggyakoribb védett futóbogár az aranypettyes bábrabló (*C. auropunctatum*). A Kiskunságban védett futóbogarak csak kis egyedszámban fordultak elő.

Az általunk talált védett fajok mind a gyümölcsösökben, mind a szántókon szinte kizárólag a *Calosoma*-, *Carabus*-, és *Cychrus*-genuszok képviselői voltak. Ezek zömmel erdőlakó, nedvességkedvelő fajok, melyek az ökológiai zavarásokra (növényvédőszeres kezelések, mechanikai talajmunkák) is érzékenyen reagálnak (Scherney 1959, Turin *et al.* 2003).

A gyümölcs- és szőlőültetvények közül összesen kilencben nem mutattunk ki védett fajokat. Ez az üzemi ültetvények tekintetében nem meglepő, hiszen ezeken a helyszíneken összesen is csupán 1–2 egyed gyűjtöttünk. Azok az ültetvények, ahonnan védett faj nem került elő, vagy száraz homokterületen helyezkednek el (a kezelésnek itt nincs nagy jelentősége), vagy jelentős növényvédőszer-terhelés alatt állnak, és ez az oka a védett fajok hiányának. Fontos tényező a felsoroltakon kívül az ültetvény környékén a fás vegetáció hiánya, illetve az ültetvények mérete is.

A kimutatott védett futóbogarak leginkább erdei környezetben, környezetkímélő, vagy minimális növényvédelmi kezelésű, viszonylag állandó kultúrákban, illetve ültetvényekben található.

Az általunk vizsgált szántóföldi kultúrákban a legelterjedtebb és leggyakoribb faj az aranypettyes bábrabló (*C. auropunctatum*) volt. Ennek a fajnak a széles körű szántóföldi elterjedését a szakirodalom is megerősíti (Bujáki *et al.* 1997, Horvatovich 1980, Horvatovich & Szarukán 1986, Kiss *et al.* 1994, 1998, Kádár *et al.* 2004, Kutasi 2000, Szeőke 1993). Vizsgálataink során Mosonszolnokon facéliában 10 %-os gyakoriságban volt jelen. A szántóföldi területekről összesen 10 fajt mutattunk ki, melyek közül az aranypettyes bábrablón (*C. auropunctatum*)

kívül csak a változó futrinka (*C. scheidleri*) fordult elő számottevő egyedszámban.

A vizsgálataink alapján elmondható, hogy a hazai védett futóbogárfajok 55 százaléka mezőgazdasági területeken is előfordul. Külföldi cikkekben a védett fajokat külön nem értékelik, viszont a védett fajok jelentős részét hazánkban és külföldön is kitevő *Carabus*-fajokat külön is kiemelik. Európában a mezőgazdasági területekről ezek a fajok az inszekticidek és műtrágyák nagymérvű használata miatt eltűntek, vagy jelentősen visszaszorultak (Kromp 1999, Turin *et al.* 2003). Norvégiában mezőgazdasági területeken az ország *Carabus*-faunájának 44%-a volt jelen (Andersen 1991), hazánkban ez a szám 76%. A *Carabus*-fajok száma mezőgazdasági területeken Európa nyugati és keleti felében eltérő. Kelet-Európában a *Calosoma auropunctatum* és a *Carabus scheidleri* is gyakori lehet (Lövei & Sárospataki 1990). Ez utóbbi két faj gyakoriságát saját vizsgálatainkkal is alátámasztottuk.

A védett fajok előfordulását főként természetközeli élőhelyekhez társítjuk, ennek ellenére hazánk mezőgazdasági területein is megtalálhatók. Magyarországon 62% feletti a mezőgazdasági területek aránya (Anonymus 2009), ezért a fentebb említett két fajnak jelentős populációi élnek agrárterületeken. Összességében nem elhanyagolható a kisebb számban előforduló védett fajok száma sem. A védett futóbogarak populációinak megőrzéséhez az intenzív ültetvények helyett környezetkímélő, vagy minimális növényvédelmi kezelésű ültetvények kialakítását kell szorgalmazni. Mezővédő erdősávok, ökológiai folyosók kialakítása szintén segítik a védett fajok fennmaradását. Az ültetvények felhagyásával olyan szukcessziós folyamat indul el, ami számos védett faj, például az újfahértői felhagyott almaültetvényben megtalált, fokozottan védett és Natura2000-es *Carabus hungaricus* előfordulását is lehetővé teszi.

### Irodalomjegyzék

- Andersen, A. (1991): Carabidae and Staphylinidae (Col.) frequently found in Norwegian agricultural field. New data and review. – *Fauna norvegica Series B* **38**: 65–76.
- Anonymus (2009): *A magyar mezőgazdaság és élelmiszeripar számokban*. – Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest pp. 30.
- Bujáki, G., Kádár, F., Kárpáti, Z., Tóth, F. & Tréfás, H. (1997): Őszibúza futóbogár faunájának összehasonlítása az azt körülvevő élőhelyekével. – *Növénytermelés* **46**: 313–319.
- Faragó, S. (1990a): Vizsgálatok a szárnyasvad állati eredetű táplálékbázisáról mezőgazdasági környezetben Magyarországon I. A szárnyasvad tápláléka, a táplálékbázis vizsgálatok anyaga és módszere. – *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények* 1989 (2): 153–192.

- Faragó, S. (1990b): Vizsgálatok a szárnyasvad állati eredetű táplálékbázisáról mezőgazdasági környezetben Magyarországon II. Mosonszolnok (Kisalföld). – *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények* 1989(2): 193–308.
- Fazekas, J., Kádár, F. & Lövei, G. L. (1992): Comparison of ground beetle assemblages (*Col.: Carabidae*) of an abandoned apple orchard and the bordering forest. – *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 27: 233–238. p.
- Horvatovich, S. (1980): Vas megyei vörösherésekben élő futóbogarak (*Col.: Carabidae*) faunisztikai vizsgálata. – *A Vas megyei múzeumok értesítője* 13-14: 59–65.
- Horvatovich, S. & Szarukán, I. (1986): Faunal investigation of ground beetles (*Carabidae*), in the arable soils of Hungary. – *Acta Agronomica Hungarica* 35 (1-2): 107–123.
- Kádár, F., Hatvani, A., Kiss, J. & Tóth, F. (2004): Futóbogarak előfordulása öszibúza-táblában és táblaszegélyben (Coleoptera: Carabidae). – *Növényvédelem* 40: 53–59.
- Kádár, F., Szél, Gy. & Faragó, S. (1998): Futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) egy kisalföldi agrárterületen. – *Növényvédelem* 34: 3–10.
- Kiss, J., Kádár, F., Tóth, F., Barth, R. & Hatvani, A. (1998): Predatory arthropods sampled in pitfall traps in winter wheat in northern Hungary. – *Integrated control in Cereal Crops. IOBC Bulletin* 21: 81–90.
- Kiss, J., Kádár, F., Tóth, I., Kozma, E. & Tóth, F. (1994): Occurrence of predatory arthropods in winter wheat and in the field edge. – *Ecologie* 25: 127–132.
- Kutasi, Cs. (2000): Futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) a Pannonhalmi Tájvédelmi Körzetből. – *Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis* 15: 93–100.
- Kutasi, Cs. (2005): Futóbogár-együttesek (Coleoptera: Carabidae) szerkezetének vizsgálata gyümölcsültetvényekben. – Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Doktori értekezés, Budapest, 128 pp.
- Kutasi, Cs., Markó, V. & Balog, A. (2004): Species composition of carabid (Coleoptera: Carabidae) communities in apple and pear orchards in Hungary. – *Acta Phytopatologica et Entomologica Hungarica* 3: 71–78.
- Kromp, B. (1999): Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 187–228.
- Lövei, G. (1984): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in two types of maize fields in Hungary. – *Pedobiologia* 26: 57–64.
- Lövei, G. (1989): Antropogén élőhelyek futóbogáregyütteseinek szerkezete és táplálkozásbiológiájuk. – Kandidátusi értekezés, MTA Növényvédelmi Kutatóintézete, 131 pp.
- Lövei, G. & Sárospataki, M. (1990): Carabid beetle in agricultural field in Eastern Europe. – In: Stork, N. E. (ed.): *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*, Intercept, Andover, pp. 87–93.
- Markó, V. & Kádár, F. (2005): Effects of different insecticide disturbance levels and weed patterns on carabid beetle assemblages. – *Acta Phytopatologica et Entomologica Hungarica* 40: 111–143.
- Merkl, O. & Vig, K. (2009): *Bogarak a Pannon régióban*. – Vas Megyei Múzeumok Igazgatósága, Szombathely 494. pp.
- Mészáros, Z. (szerk.) (1984a): Results of faunistical studies in Hungarian haize stands (Maize Ecosystem Research No. 16). – *Acta Phytopathologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 19: 65–90.

- Mészáros, Z. (szerk.) (1984b): Results of faunistical and floristical studies in Hungarian apple orchards (Apple Ecosystem Research No. 26). – *Acta Phytopathologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **19**: 91–176.
- Scherney, F. (1959): *Unsere Laufkäfer* – Die Neue Brehm Bücherei, 245., A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 80 pp.
- Szeőke, K. (1993): A tarlóégetés hatása a gabonafutrinkára (*Zabrus tenebrioides* Goeze), szalmadarázsra (*Cephus pygmaeus* L.) és a predátor futóbogár- (Carabidae) faunára. – *Növényvédelem* **29**: 11–15.
- Szél, Gy., Kádár, F. & Faragó, S. (1997): Abundance and habitat preference of some adult-overwintering ground beetle species in crops in western Hungary (Coleoptera: Carabidae). – *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* **32**: 369–376.
- Szél, Gy. & Kutasi, Cs. (2003): Tihanyi élőhelyek bogárfaunisztikai vizsgálata. – *Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis* **20**: 77–106.
- Szél, Gy. & Kutasi, Cs. (2005): Influence of land-use intensity on the ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Central Hungary. – *European Carabidology 2003. Proceedings of the 11<sup>th</sup> European Carabidologists' Meeting*, Arhus July 2003, 305–312.
- Turin, H., Penev, L., Casale, A., Arndt, E., Assmann, Th., Makarov, K., Mossakowski, D., Szél, Gy. & Weber, F. (2003): Chapter 5. Species account. – In: Turin, H., Penev, L. & Casale, A. (eds.): *The genus Carabus L. in Europe. A synthesis. Fauna Europaea Invertebrata. No 2*. Pensoft, Sofia-Moscow, pp. 151–280.

## Protected ground beetles (Col.: Carabidae) in agricultural landscape in Hungary

Csaba Kutasi<sup>1</sup>, Győző Szél<sup>2</sup>, Ferenc Kádár<sup>3</sup> and Viktor Markó<sup>4</sup>

<sup>1</sup> *Natural History Museum of Bakony Mountains,  
8420 Zirc, Rákóczi tér 3-5.*

<sup>2</sup> *Hungarian Natural History Museum,  
1088 Budapest, Baross utca 13.*

<sup>3</sup> *Plant Protection Institute, Centre for Agricultural Research,  
Hungarian Academy of Sciences  
1022 Budapest, Herman O. út 15.*

<sup>4</sup> *Corvinus University of Budapest Faculty of Horticultural Science,  
1118 Budapest, Ménesi út 44.*

The carabid fauna of agricultural fields has been surveyed in 36 vineyards and orchards and in 21 arable fields in Hungary between 1991 and 2011. As a part of this study the protected carabid species were also assessed. From the 42 carabid species currently protected by law in Hungary, 23 were found in agricultural fields. Most of the protected carabids collected in the surveyed crop systems belonged to the genera *Calosoma*, *Carabus*, and *Cychrus*. Most of these species are connected to forests and their dispersal power is known to be limited. They were found mainly in agricultural fields with low disturbance levels (perennial crops, low insecticide input) and close to woodlands. In the examined vineyards and orchards the most widespread protected carabid species was *Carabus coriaceus*, occurring in 18 locations (50%). In the vineyards and orchards where broad spectrum insecticides were applied, the relative abundance of protected species was low (0.42%) and the most common species was *C. coriaceus*. In abandoned vineyards and orchards, the protected species were more abundant (14%) and the dominant species was *Carabus scheidleri*. In arable fields, the most widespread and most abundant protected carabid species was *Calosoma auropunctatum*, followed by *C. scheidleri*. Our results suggest that less intensive farming practices (e.g. reduced use of pesticides, less intensive weed control) will help conserve protected carabid populations in agricultural fields.

Keywords: Carabidae, *Carabus*, *Calosoma*, protected species, fruit orchards, vineyards, agricultural fields, Hungary.



# Élőhelyi és tájléptékű hatások a rózsagubacsok parazitoidjaira

László Zoltán<sup>1</sup> és Tóthmérész Béla<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Universitatea Babeş-Bolyai, Departamentul de Biologie și Ecologie al Liniei Maghiare, Clinicilor nr. 5-7, 400006 Cluj-Napoca, Romania, e-mail: laszlozoltan@gmail.com*

<sup>2</sup> *Debreceni Egyetem, Ökológia Tanszék, 4010 Debrecen, Pf. 71*

**Összefoglaló:** A rózsagubacsdarázs (*Diplolepis rosae*) négy parazitoid fajának forrásfelosztását (gubacs átmérő, gubacsok és gazdanövények denzitása) vizsgáltunk élőhelyi és tájléptékben. A rózsagubacsdarázs parazitoidjai közül egyesek a tájléptékű (effektív foltméret, mezőgazdasági területek és természetes élőhelyfoltok), míg mások az élőhelyi jellemzőkkel (gazdanövények és gubacsok denzitása, az átlagos gubacsátmérő) voltak összefüggésben. A mezőgazdasági területek arányának növekedése a gubacsonkénti relatív gyakoriság csökkenésével, míg az élőhelyfoltok arányának növekedése a gubacsonkénti relatív gyakoriság növekedésével járt együtt. A parazitoid fajok gubacsonkénti együttes jelenlét/hiánya csupán a tájléptékű változókkal, míg a gubacsonkénti együttes relatív gyakorisága a tájléptékű és élőhelyi változókkal is összefüggést mutatott. Így a parazitoid fajok gubacsonkénti együttes jelenlét/hiányát a tájléptékű, míg az egyes fajok gubacsonkénti relatív gyakoriságát élőhelyi jellemzők határozzák meg. A fragmentáció a parazitoidok relatív gyakoriságát és jelenlét/hiányát is csökkentette.

**Kulcsszavak:** parazitoid, jelenlét/hiány, relatív gyakoriság, élőhelyfragmentáció, tájhasználat, koegzisztencia, háromszintű trofikus rendszer.

## Bevezetés

Az élőhelyfragmentáció a gazdanövény-herbivór-parazitoid közösségek esetében befolyásolja az interspecifikus interakciókat és csökkenti a fajgazdagságot (Tschamtké *et al.* 2002). Az élőhelyfragmentáció hatásának erőssége változik a léptékkel és a különböző fajok eltérő módon reagálnak rá (Steffan-Dewenter *et al.* 2002). A magasabb trofikus szinteken elhelyezkedő parazitoidok sokkal érzékenyebbek az élőhelyfragmentációra, mint gazdafajaik (Kruess & Tschamtké 1994). A tájhasználat változása a gazdanövények és herbivór gazdák abundanciáiban jelentős változásokat okoz, ami megváltoztatja a gazda-parazitoid interakciókat és a parazitoid fajok koegzisztenciáját is. Az élőhelyfoltok mérete (Debinski & Holt 2000) és minősége (Kuussaari

et al. 2000) szintén fontos tájszintű tulajdonságok a gazdanövény-herbivór-parazitoid közösségek szerkezetének meghatározásában. A magasabb trófikus szinteken fajai ritkábban fordulnak elő erősen fragmentált élőhelyeken, mivel az élőhelyek méreteiből adódóan érzékenyebbek a sztochasztikus ingadozásokra (Amarasekare 2000).

Háromszintű trofikus rendszerben teszteltük a következő hipotéziseket: (a) az élőhelyek fragmentáltsága negatívan befolyásolja az együttes parazitizmust és a jelenlét/hiányt; (b) a tájhasználat jelentősen befolyásolja az együttes parazitizmust és a jelenlét-hiányt; (c) az egyedi parazitoid fajokat eltérő módon befolyásolják az élőhely tájléptékű tulajdonságai (fragmentáció és tájhasználat).

### Módszerek

A vadrózsán (*Rosa canina*) gyakori rózsagubacsdarázs (*Diplolepis rosae* (Linnaeus, 1758)) többkamrás gubacsainak parazita közösségét vizsgáltuk. Az adatokat három magyarországi (Berettyóújfalu: ter1, Derecske: ter2 és Emőd: ter3) és négy erdélyi (Kolozsvár: ter4, ter5, ter6 és Marosvásárhely: ter7) vizsgálati területről 2004–2006-ban gyűjtöttük. A kutatási területeken 50 m<sup>2</sup>-es kvadrátokat vizsgáltunk évi egyszeri mintavételezéssel (1. táblázat).

A kutatási területek 5×5 km-es környékét a vizsgálat idejéhez legközelebbi időpontban készült műholdképek (Google Earth™, <http://earth.google.com>) alapján digitalizáltuk a Quantum GIS (<http://qgis.osgeo.org>) szoftver segítségével. A digitalizálás során mezőgazdasági, cserjés és cserjés-gyep foltokat (ez utóbbiak a *D. rosae* élőhelyei, itt a legmagasabb a gazdanövények abundanciája) vettünk figyelembe. Területenként kiszámítottuk az effektív foltméretet (Jaeger 2000) és a mezőgazdasági foltok arányát (*MFA*), az élőhelyfoltok arányát a teljes területhez viszonyítva (*ÉFA*), valamint az élőhelyfoltok átlagos méretet (*ÉFM*). GPS segítségével azonosítottuk a rózsacserjék koordinátáit, amelyekről februárban vagy márciusban gyűjtöttük be a gubacsokat. Begyűjtés után a gubacsokban lévő fajokat egyenként elkülönítve kineveltük. A kirepült egyedeket 70%-os etil-alkoholban tároltuk a faji szintű azonosításig. A parazitoid fajok közül az alábbi, tömeges fajokat vizsgáltuk: *Orthopelma mediator* (Thunberg, 1822), *Torymus bedeguaris* (Linnaeus, 1758), *Glyphomerus stigma* (Fabricius, 1793) és *Pteromalus bedeguaris* (Thomson, 1878).

Kiszámítottuk a fajonkénti relatív gyakoriságot (egy adott gubacsra az *i*-edik parazitoid faj esetében: *i*-edik faj egyedszáma törve a gubacs teljes

**1. táblázat.** A kvadrátok száma ( $n = 58$ ) évenként és területenként ( $N_{\text{kvd}}$ ) a vizsgált területek élőhely fragmentációs (effektív foltméret ( $\text{km}^2$ ):  $m$ ), tájhasználati indexei (mezőgazdasági foltok aránya (%):  $MFA$ , természetes élőhelyfoltok aránya (%):  $ÉFA$ , természetes élőhelyfoltok átlagos mérete ( $\text{km}^2$ ):  $ÉFM$ ) és az élőhelyi léptékű változók (cserje abundancia:  $CsA$ , gubacs abundancia:  $GA$ , átlagos gubacs átmérő (mm):  $ÁGA$ ).

	ter1	ter2	ter3	ter4	ter5	ter6	ter7
$N_{\text{kvd}}$ 2004	1	3	0	3	3	3	4
$N_{\text{kvd}}$ 2005	3	3	2	3	3	3	3
$N_{\text{kvd}}$ 2006	3	3	3	3	3	3	3
$m$	0,057	0,954	0,051	0,051	0,733	0,922	0,025
$MFA$	67,8	31,8	67,5	12,8	20,7	45,2	33,3
$ÉFA$	10,1	43,1	10,3	12,2	33,4	45,4	5,5
$ÉFM$	0,172	1,178	0,321	0,277	0,698	0,942	0,231
$CsA$ ( $\pm SE$ )	43,7 ( $\pm 12,04$ )	15,3 ( $\pm 4,88$ )	57,6 ( $\pm 12,09$ )	9,3 ( $\pm 1,96$ )	23,7 ( $\pm 2,13$ )	28,7 ( $\pm 10,72$ )	19,5 ( $\pm 5,97$ )
$GA$ ( $\pm SE$ )	44,1 ( $\pm 15,42$ )	21,9 ( $\pm 5,68$ )	24,0 ( $\pm 4,93$ )	12,0 ( $\pm 2,63$ )	25,2 ( $\pm 5,64$ )	15,2 ( $\pm 4,02$ )	28,9 ( $\pm 10,65$ )
$ÁGA$ ( $\pm SE$ )	19,4 ( $\pm 0,54$ )	20,1 ( $\pm 0,67$ )	17,0 ( $\pm 0,61$ )	21,7 ( $\pm 0,68$ )	16,9 ( $\pm 0,62$ )	21,5 ( $\pm 0,72$ )	18,8 ( $\pm 0,62$ )

egyedszámával; továbbiakban: relatív gyakoriság) és a négy faj együttes relatív gyakoriságát (egy adott gubacsra a négy parazitoid faj együttes egyedszáma törve a gubacs teljes egyedszámával; továbbiakban: együttes relatív gyakoriság). Meghatároztuk a fajonkénti (egy adott gubacsban az  $i$ -edik parazitoid a 4-ből jelen van = 1; nincs jelen = 0; továbbiakban: jelenlét/hiány) és a négy faj együttes jelenlét/hiányát (egy adott gubacsban a négy parazitoid faj legalább egyik faja jelen van = 1; egyik sincs jelen = 0; továbbiakban: együttes jelenlét/hiány).

A függő változók a relatív gyakoriság és a jelenlét/hiány voltak. Az effektív foltméret, az  $MFA$ ,  $ÉFA$  és  $ÉFM$  voltak a független változók. Élőhelyi szintű független változók a cserjék és gubacsok abundanciája, valamint az átlagos gubacsátmérők voltak. A relatív gyakoriság és jelenlét/hiány hatását binomiális és kvázibinomiális hibaeloszlású logisztikus regresszióval elemeztük. A tájleptékű eltérések kimutatására kétmintás permutációs  $t$ -tesztet alkalmaztunk ( $N = 7$ , szimulációk száma = 2000). Az élőhelyi szintű változók összehasonlítását negatív binomiális és lineáris regresszióval végeztük. A permutációs tesztek (DAAG

csomag) és az általános lineáris modellek illesztéseit (GLM) az R statisztikai környezetben (<http://www.r-project.org/>) végeztük. Az adatok beágyazottságát (évekre, kvadrátokra és bokrok) figyelembe vettük az elemzések során.

### Eredmények

Összesen 1482 cserjét vizsgáltunk, amelyekből 492 volt fertőzött *D. rosae*-val. A cserjékről 890 gubacsot gyűjtöttünk be, amelyekből 12731 hártvászárnúyú egyedét neveltünk ki. Az előbbiekből 2697 egyed a gubacsokozó, míg 5937 egyed a vizsgált négy parazitoid fajba tartozott (2. táblázat).

Az effektív foltméret (permutációs t-teszt:  $p = 0,03$ ), az *MFA* (permutációs t-teszt:  $p = 0,04$ ), az *ÉFA* (permutációs t-teszt:  $p = 0,02$ ), valamint az *ÉFM* (permutációs t-teszt:  $p = 0,03$ ) a vizsgálati területek között szignifikáns eltéréseket mutattak. A cserjék denzitása (negatív binomiális GLM:  $df = 6$ , deviancia = 25,87, reziduális  $df = 51$ , reziduális deviancia = 63,41,  $p < 0,001$ ; GOF:  $p = 0,11$ ), a gubacsok abundanciája (negatív binomiális GLM:  $df = 6$ , deviancia = 13,41, reziduális  $df = 51$ , reziduális deviancia = 62,85,  $p < 0,03$ ; GOF:  $p = 0,12$ ) és az átlagos gubacsátmérő (LM:  $F_{6, 883} = 8,03$ ,  $p < 0,001$ ) szintén szignifikáns eltéréseket mutattak a vizsgálati területek között (1. táblázat).

Az *O. mediator* esetében a relatív gyakoriságot és a jelenlét/hiányt csupán olyan élőhelyi léptékű tulajdonságok befolyásolták, mint a gubacsok abundanciája és az átlagos gubacsátmérő. Relatív gyakorisága és jelenlét/hiánya magas gubacs abundancia, nagy gubacsátmérő és kis *MFA* mellett volt maximális, függetlenül az *ÉFM*-től és fragmentációtól (2. táblázat). A *T. bedeguaris* esetében a relatív gyakoriságot és a jelenlét/hiányt az összes léptéken ható tulajdonságok befolyásolták. A *T. bedeguaris* relatív gyakorisága és jelenlét/hiánya nagy kiterjedésű és kevésbé fragmentált élőhelyeken, nagy gubacsátmérő, alacsony cserje denzitás és gubacs abundancia mellett maximális (2. táblázat). A *G. stigma* relatív gyakoriságát léptéktől függetlenül több változó befolyásolta: negatívan a fragmentáció, *MFA*, gubacs abundancia és gubacsátmérő; pozitívan az *ÉFM* és a cserjék denzitása. A jelenlét/hiányát negatívan befolyásolta a *MFA* és a cserjék denzitása. A *G. stigma* relatív gyakorisága nagy területű és kevésbé fragmentált élőhelyeken, kis gubacsátmérő, magas cserje denzitás és alacsony gubacs abundancia mellett maximális. A *G. stigma* jelenlét/hiánya alacsony *MFA* és alacsony gubacs abundancia mellett maximális. A *P. bedeguaris* esetében a relatív gyakoriságot és a jelenlét/hiányt a tájhasználat és az élőhelyi léptékű

**2. táblázat.** A fajonkénti kinevelt egyedek száma ( $N$ ), az átlagos gubacsonkénti abundancia ( $\bar{A}$ ), jelenlét/hiány ( $\bar{A}JH$ ) és relatív gyakoriság ( $\bar{A}RGy$ ), valamint a tájfragmentáció (effektív hálóméret:  $m$ ), tájhasználat (mezőgazdasági foltok aránya (%):  $MFA$ , élőhelyfoltok aránya (%):  $\bar{E}FA$ , élőhelyfoltok mérete ( $km^2$ ):  $\bar{E}FM$ ) és az élőhelyi léptékű változók (cserje abundancia:  $CsA$ , gubacs abundancia:  $GA$ , átlagos gubacs átmérő (mm):  $\bar{A}G\bar{A}$ ) hatása a fajonkénti és együttes relatív gyakoriságokra ( $RGy$ ), illetve a jelenlét/hiányra ( $JH$ ) (kvázibinomiális és binomiális hibaeloszlású GLM) (\*:  $p < 0,5$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*\*\*:  $p < 0,001$ ) a *Diplolepis rosae* gubacsok esetében ( $n = 890$ ).

	<i>Orthopelma mediator</i>	<i>Torymus bedeguaris</i>	<i>Glyphomerus stigma</i>	<i>Pteromalus bedeguaris</i>	összeg
$N$	2199	1017	2014	707	5937
$\bar{A}$ ( $\pm SE$ )	2,47 ( $\pm 0,22$ )	1,14 ( $\pm 0,10$ )	2,26 ( $\pm 0,16$ )	0,79 ( $\pm 0,07$ )	7,80 ( $\pm 0,33$ )
$\bar{A}JH$ ( $\pm SE$ )	0,45 ( $\pm 0,02$ )	0,38 ( $\pm 0,02$ )	0,61 ( $\pm 0,02$ )	0,32 ( $\pm 0,02$ )	0,91 ( $\pm 0,01$ )
$\bar{A}RGy$ ( $\pm SE$ )	0,17 ( $\pm 0,01$ )	0,08 ( $\pm 0,01$ )	0,23 ( $\pm 0,01$ )	0,07 ( $\pm 0,01$ )	0,56 ( $\pm 0,01$ )
<i>RGy</i>					
$m$	0,18	0,52**	0,31*	-0,41	0,4**
$MFA$	-0,01***	-0,01**	-0,02***	0,01**	-0,02***
$\bar{E}FA$	0	0,01**	0,01	-0,01*	0,01**
$\bar{E}FM$	0,26	0,47*	0,33*	-0,56*	0,42**
$CsA$	0	-0,01**	0*	0,01**	-0,01**
$GA$	0,01*	-0,01	-0,01***	0,01***	0
$\bar{A}G\bar{A}$	0,03***	0,03**	-0,06***	-0,04**	-0,02**
<i>JH</i>					
$m$	-0,02	0,5**	-0,02	-0,11	0,43
$MFA$	0	-0,01***	-0,02***	0,01*	-0,02**
$\bar{E}FA$	0	0,01**	0	0	0,01
$\bar{E}FM$	-0,06	0,43*	-0,01	-0,21	0,55
$CsA$	0	-0,01**	0	0	-0,01
$GA$	0,01**	-0,01*	-0,01***	0,01*	0
$\bar{A}G\bar{A}$	0,05***	0,1***	-0,02	0,02*	0,03

tulajdonságok befolyásolták. A *P. bedeguaris* relatív gyakorisága magas *MFA* és kis *ÉFM*, kis gubacsátmérő és magas gubacs abundancia mellett maximális. A *P. bedeguaris* jelenlét/hiánya magas *MFA*, magas gubacs abundancia és nagyobb átlagos gubacsátmérő mellett maximális (2. táblázat).

Az együttes relatív gyakoriságra az effektív foltméret szignifikánsan hatott. Az együttes jelenlét/hiányra a tájszintű fragmentáció nem volt hatással. A *MFA*-ának szignifikáns hatása volt az együttes relatív gyakoriságra és a jelenlét/hiányra. Az együttes relatív gyakoriságra csupán a növekvő cserje denzitás és átlagos gubacsátmérő volt szignifikáns hatással. Az együttes jelenlét/hiányt nem magyarázták az élőhelyi léptékű változók (2. táblázat).

### Értékelés

Az élőhelyfragmentáció, a tájhasználat és az élőhelyi tulajdonságok hatása a *D. rosae* parazitoid közösségére szignifikáns volt. A vizsgált parazitoid fajok eltérő válaszokat adtak a tájléptékű és élőhelyi léptékű hatásokra, ami igazolja azt a hipotézist, mely szerint az egymással versengő fajok együttélése a niche-felosztás és a környezeti tényezők egyedi leképezése révén valósul meg. Az együttes relatív gyakoriság minden léptéken változásokat mutatott, míg a jelenlét/hiány csupán tájléptéken, ami azt jelenti, hogy a parazitoidok általában mindenhol előfordulnak, ahol gazdafajuk megtalálható, azonban relatív gyakoriságukat környezeti tényezők kontrollálják.

Az élőhelyek fragmentációja a herbivórokra gyakorolt parazitoid nyomást gyengíti és ez hatással van a gazdaszervezetek gradációjára (Kruess & Tscharrntke 1994). A kártevők gradációja csökkenő parazitoid nyomással valószínűbbé válik mezőgazdasági művelés esetén, amikor a herbivórok kártevők (Kareiva 1987). A megnövekedett élőhelyfragmentáció következtében lecsökkent parazitoid nyomás a gradációk miatt fajvesztéshez vezethet (Tilman *et al.* 1994). Eredményeink igazolják azt a hipotézist, amely szerint az élőhelyi fragmentáció alacsony parazitoid relatív gyakorisághoz vezet. Ez a jelenség csökkenti a foltok fajszeit, mivel a herbivórok gradációja a gazdanövények folton belüli eltűnéséhez vezethet. Az élőhelyek fragmentációja a *D. rosae* parazitoid nyomását csökkentette. Az együttes relatív gyakoriságot az élőhelyek fragmentációja csökkentette, míg a jelenlét/hiányra nem volt hatással a fragmentáció.

Az élőhely méretének csökkenése a herbivórok parazitáltságát csökkenti a

*Trifolium pratense* rágókártevői és magpredátorai (Kruess & Tschardtke 1994), a *Vicia sepium* ormányosbogarak (Kruess & Tschardtke 2000) esetében. Ezek az eredmények egybecsengenek az élőhelyfragmentáció hatásával a *D. rosae* közössége esetében, továbbá a jelenlét/hiányra vonatkoztatva is hasonlóak voltak az eredmények.

Az élőhelyi léptékű változások hatásait a parazitoidok relatív gyakoriságára a *D. rosae* esetében gyakran tanulmányozták (Stille 1984, László & Tóthmérész 2011). Egy ilyen hatás a parazitoidok relatív gyakoriságának csökkenése a növekvő gubacsmérettel, amelyet adataink igazolnak, és amely annak következménye, hogy a nagyobb gubacsokban kevesebb gubacsokozó lárva parazitált a felület/térfogat arány következtében. Kevesebb gubacsokozó kamra található egy nagy gubacs felszíni kamrarétegében a belső kamraszámhoz képest, mint a kis gubacsok esetében, így a parazitoidok eleve kevesebb kamrához férhetnek hozzá. Az együttes relatív gyakoriság függetlennek bizonyult a gubacsok abundanciájától csakúgy, mint a *Giraudiella inclusa* (Tschardtke 1992) és *Urophora cardui* (Johannesen & Seitz 2003) esetében. Eredményeink igazolják, hogy a parazitoidok relatív gyakorisága csökken *D. rosae* cserjék denzitásának növekedésével (László & Tóthmérész 2011), akárcsak az *Andricus quercuscalicis* gubacsainak parazitoidja, a *Mesopolobus xanthocerus* esetében (Hails & Crawley 1992). Az élőhelyi léptékű változások hatásait a parazitoidok jelenlét/hiányának tekintetében ritkán tanulmányozták. Az együttes parazitoid jelenlét/hiány denzitásfüggőséget mutatott a gazdanövény és a gubacsokozó esetében is. Egy gubacsokozó levélbolha, a *Pachypsylla celtidismamma* parazitoidjai hasonló mintázatot mutattak a gazdanövény levelein található gubacs abundanciával kapcsolatosan (Lill 1998).

Eredményeink igazolják a *Phytomyza ilicis* (Diptera, Agromyzidae) esetében megfigyelt parazitoidok közötti niche felosztásra vonatkozó megfigyeléseket (Klapwijk & Lewis 2011). A *D. rosae* parazitoidjainak fajonkénti eltérő viselkedése az élőhelyek tájléptékű tulajdonságainak függvényében az eltérő niche felosztást igazolja. Összegzésként elmondhatjuk, hogy a vizsgált rendszer parazitoidjai a környezetüket eltérő módon képezik le különböző léptékek esetében, ami az együttélésük feltétele. A tájléptékű tulajdonságok, mint a fragmentáció vagy a tájhasználat nemcsak az együttes gyakoriságokat és jelenlétet, hanem a fajok gyakoriságait és jelenlétét is meghatározzák.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönet Nagy H. Beátának, Varga Tamásnak és Kereki Lászlónak a felmérések során nyújtott segítségért. László Zoltán munkáját a 413/2010 számú PN II-RU CNCSIS-UEFISCSU, Tóthmérész Béla munkáját a 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007 számú TAMOP pályázat támogatta.

### Irodalomjegyzék

- Amarasekare, P. (2000): Coexistence of competing parasitoids on a patchily distributed host: local vs. spatial mechanisms. – *Ecology* **81**: 1286–1296.
- Debinski, D. M. & Holt, R. D. (2000): A survey and overview of habitat fragmentation experiments. – *Conservation Biology* **14**: 342–355.
- Hails, R. S. & Crawley, M. J. (1992): Spatial density dependence in populations of a cynipid gall-former *Andricus-queruscalicis*. – *Journal of Animal Ecology* **61**: 567–583.
- Jaeger, J. A. G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. – *Landscape Ecology* **15**: 115–130.
- Johannsen, J. & Seitz, A. (2003): Larval distributions of the ectoparasitoid wasp *Eurytoma robusta* relative to the host tephritid gall fly *Urophora cardui*. – *Entomologia Experimentalis et Applicata* **107**: 47–55.
- Kareiva, P. (1987): Habitat-fragmentation and the stability of predator-prey interactions. – *Nature* **326**: 388–390.
- Klapwijk, M. J. & Lewis, O. T. (2011): Spatial ecology of multiple parasitoids of a patchily-distributed host: implications for species coexistence. – *Ecological Entomology* **36**: 212–220.
- Kruess, A. & Tschamtkke, T. (1994): Habitat fragmentation, species loss, and biological control. – *Science* **264**: 1581–1581.
- Kruess, A. & Tschamtkke, T. (2000): Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. – *Oecologia* **122**: 129–137.
- Kuussaari, M., Singer, M. & Hanski, I. (2000) Local specialization and landscape-level influence on host use in an herbivorous insect. – *Ecology* **81**: 2177–2187.
- László, Z. & Tóthmérész, B. (2011): Parasitoids of the bedeguar gall (*Diplolepis rosae*): effect of host scale on density and prevalence. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **57**: 219–232.
- Lill, J. T. (1998): Density-dependent parasitism of the hackberry nipplegall maker (Homoptera: Psyllidae): a multi-scale analysis. – *Environmental Entomology* **27**: 657–661.
- Steffan-Dewenter, I., Munzenberg, U., Burger, C., Thies, C. & Tschamtkke, T. (2002): Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. – *Ecology* **83**: 1421–1432.
- Stille, B. (1984): The effect of hostplant and parasitoids on the reproductive success of the parthenogenetic gall wasp *Diplolepis rosae* (Hymenoptera, Cynipidae). – *Oecologia* **63**: 364–369.



- Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L. & Nowak, M. A. (1994): Habitat destruction and the extinction debt. – *Nature* **371**: 65–66.
- Tscharntke, T. (1992): Fragmentation of phragmites habitats, minimum viable population-size, habitat suitability, and local extinction of moths, midges, flies, aphids, and birds. – *Conservation Biology* **6**: 530–536.
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A. & Thies, C. (2002): Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. – *Ecological Research* **17**: 229–239.

## Local and landscape-scale effects on multiparasitoid coexistence

Zoltán László<sup>1</sup> and Béla Tóthmérész<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Hungarian Department of Biology and Ecology, Babeş-Bolyai University,  
Clinicilor nr. 5–7, 400006 Cluj-Napoca, Romania  
e-mail: laszlozoltan@gmail.com*

<sup>2</sup>*Béla Tóthmérész: Ecological Department, University of Debrecen,  
P. O. Box 71, 4010 Debrecen, Hungary  
e-mail: tothmeresz.bela@science.unideb.hu*

We studied the resource use of four parasitoid species of the gall inducer *Diplolepis rosae* at landscape and local scale to evaluate their responses to resource patterns. Parasitism rates and parasitoid incidence for some of the species showed correlations with local, of some species with landscape characteristics or for some species with both. Overall parasitism rate was influenced by landscape structure, land use and local characteristics with the exception of herbivore host abundance. Habitat fragmentation diminished only the overall parasitism rate. Overall parasitoid incidence was determined only by land use. Differences between species-specific and overall responses highlight the importance of species characteristics when considering multiparasitoid communities, and support both fine and coarse partitioning between coexisting species sharing the same community.

Keywords: parasitoid, incidence, parasitism rate, landscape fragmentation, land use, coexistence, tritrophic system.

# Partimadarak állományváltozása és potenciális táplálékbázisa a balmazújvárosi Nagy-sziken (előzetes eredmények)

Lisztes Anna<sup>1</sup>, Végvári Zsolt<sup>2</sup>, Varga Márta<sup>1</sup>,  
Mózes Edina<sup>1</sup> és Barta Zoltán<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, Viselkedésokológiai Kutatócsoport, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1, e-mail: lisztes.anna@gmail.com*

<sup>2</sup> *Debreceni Egyetem-Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, Természetvédelmi Zoológia Tanszék, 4024 Debrecen, Sumen utca 2.*

Összefoglaló: Az utóbbi évtizedekben a szikes tavak esetében gyakran megfigyelhető átalakulásuk és minőségbeli változásuk, amely a megváltozott vízjárás és szervesanyag forgalom illetve feltételezhetően a csökkenő talajvízszint negatív hatásainak következménye. Az balmazújvárosi Nagy-szik megváltozott állapotának visszaállítása érdekében 2010--2013 között LIFE+ élőhelyrekonstrukció folyik a területen. Kutatásunk célja, hogy fényt derítsünk azokra a tényezőkre, amelyek pozitívan befolyásolják a fészkelő partimadarak, mint szikes tavi indikátorszervezetek megtelepedését és sikeres költését a területen. A kutatás nem csupán a partimadarakra irányul, vizsgálnunk kell a potenciális vízi és szárazföldi táplálékbázisukat valamint a terület szerkezetében jelentkező változásokat is. Eddigi eredményeink alapján a 2011-es évben a fészkelő partimadarak faj- és egyedszámában növekedést tapasztaltunk a 2010-es évhez képest. A pozitív változást az élőhelyrekonstrukció hatásai mellett feltehetően a 2010-es év extrém csapadékos jellege okozta. A korábbi irodalmi adatok alapján megállapítottuk, hogy az általunk gyűjtött gerinctelenek alkalmasak a partimadarak potenciális táplálékbázisának vizsgálatára.

Kulcsszavak: szikes tó, élőhelyrekonstrukció, fészkelő partimadár, vízi gerinctelen, szárazföldi gerinctelen.

## Bevezetés

A szikes tavak kopár partvonalú sekély, időszakos vízállások, amelyek vize legalább 1000 mg/l mennyiségben tartalmaz nátrium- és nátrium-hidrogénkarbonát ionokat (Boros 2010). A szikes vizek élővilága a speciális ökológiai körülményeknek köszönhetően a sótartalommal és kémhatással szemben tágtűrűsű fajokból áll valamint olyan fajokból, amelyek szikes-sós vizekre specializálódtak és jól tűrik a lúgos közeget (Boros 2001). A szikes tavak nemzetközi jelentőségűek lehetnek a vonuló partimadarak számára (Boros 1999). E területek azonban nemcsak a vonuló madarak pihenő- és táplálkozóhelyei, hanem fontos fészkelőhelyei

is a hazai partimadár fajoknak, például a gulipánnak (*Recurvirostra avosetta*), a gólyatöcsnek (*Himantopus himantopus*), a bíbicnek (*Vanellus vanellus*) vagy a piros lábú cankónak (*Tringa totanus*). A partimadarak és potenciális táplálékbázisuk összefüggését korábban több szikes tó esetében is vizsgálták. Forró és Boros 1992--1993-ban hazai szikes vizekben vizsgálta a vízi kistrákegyütteseket mint a gulipán potenciális táplálékbázisát. Pozitív korrelációt találtak az ágascsapú és evezőlábú rákok mennyiségi eloszlása és a gulipánok térbeli elhelyezkedése között (Forró & Boros, 1997). Boros 1999-ben kiskunsági szikes tavakon végzett vizsgálatait során pozitív kapcsolatot állapított meg a vonuló réti cankó (*Tringa glareola*) és a vízi poloskák (*Heteroptera*) mennyiségi eloszlása között (Boros 2001). A partimadarak táplálkozására és költésére azonban nemcsak a vízi, hanem a szárazföldi táplálékbázis is hatással lehet. Például a széki lile (*Charadrius alexandrinus*) fészkeljainak száma függ a fiókák kelési idejére várható ízeltlábúak denzitásától és száraz biomasszájától (Székely *et al.* 1993).

Az utóbbi évtizedekben számos szikes tó esetében megfigyelhető az élőhely átalakulása és minőségbeli változása, amely hatással van a vízi életközösségekre és a partimadár állományokra is. A csatornázások megváltoztatták e területek vízjárását, a legelő állatállomány csökkenése negatív hatást gyakorol a szervesanyag forgalomra, a talajvízszint süllyedése pedig megnehezíti az ásványi anyagok felszínre kerülését.

A balmazújvárosi Nagy-szik is a megváltozott állapotú szikes tavak körébe sorolható, a fent említett okok miatt (Ecsedi *et al.* 2004). A terület állapotának visszaállítása érdekében 2010--2013 között LIFE+ élőhelyrekonstrukció történik, az élőhely szerkezetében bekövetkező változások hatására várhatóan helyreáll a szikes élőhely víz- és szervesanyagforgalma. A partimadarak mint szikes tavi indikátorszervezetek jól reprezentálják a szikes tavi élőhely természetközeli állapotát. Kutatásunk során nyomon követjük a Nagy-szik partimadár állományának változásait és igyekszünk fényt deríteni azokra a tényezőkre, amelyek befolyásolják a fészkelő fajok megtelepedését és sikeres költését a szikes tavi élőhelyen. Az élőhelyrekonstrukció hatására várhatóan növekedni fog a beavatkozás előtt is fészkelő partimadarak (bíbic (*Vanellus vanellus*), piros lábú cankó (*Tringa totanus*)) egyedszáma illetve várakozásaink szerint költő fajként jelenik meg a területen a gulipán (*Recurvirostra avosetta*), a gólyatöcs (*Himantopus himantopus*) esetleg az évtizedekkel ezelőtt még fészkelő széki lile (*Charadrius alexandrinus*). Ennek érdekében az élőhelyrekonstrukció ideje alatt vizsgáljuk a partimadarak térbeli és időbeli eloszlását, a potenciális vízi és szárazföldi táplá-

lékbázis jellemzőit illetve az élőhely szerkezetbeli változásait is. Eddig eredményeink szerint az élőhelyrekonstrukció első két évében különbség mutatható ki az egyes évek fészkelő partimadarainak fajszámában, egyedszámában és térbeli elhelyezkedésében. A vízi és a szárazföldi gerinctelenek térbeli és időbeli eloszlása változó volt a kutatás első évében. A partimadarak és potenciális táplálékbázisuk, valamint az élőhelyszerkezet változásai közti kapcsolatok feltárása kutatásunk következő feladatai közé tartozik.

### Módszerek

A terepi adatgyűjtés és mintavétel 2010. és 2011. évben áprilistól júliusig tartott, heti rendszerességgel a Hortobágy térségében, Balmazújváros mellett elhelyezkedő Nagy-sziken.

#### *Potenciális táplálékbázis mintavételezése*

A Nagy-sziket előzetesen 13 alterületre osztottuk fel egy 2005-ben készült műholdfelvétel alapján, az egyes mikrohabitatok elkülönülése szerint. A partimadarak potenciális táplálékbázisát heti egy alkalommal 30 mintavételi ponton vizsgáltuk. Öt mintavételi pontot a mintavételező jelölt ki a mintavételi napon, lehetőleg minél közelebb a partimadarakhoz, de azok esetleges zavarásának elkerülésével. A fennmaradó 25 mintavételi pontot random módszerrel jelöltük ki. Amennyiben egy adott random pont száraz területre esett, ragasztólapos rovarcsapdát helyeztünk el a mintavételi ponton. A csapda 10x10 cm-es átlátszó, félkemény műanyag fóliából készült, amelyet Bábolna Biostop típusú, polibutén és poliizobutén tartalmú ragasztóanyag borított. A rovarcsapdák két teljes napon át gyűjtötték a talajfelszínen mozgó ízeltlábúakat, ezután beszedésre kerültek. Amennyiben egy adott mintavételi pont vizes területen helyezkedett el, vízi gerincteleneket gyűjtöttünk kiszorítós módszerrel, egy 30 liter űrtartalmú, 40 cm átmérőjű, két végén lyukas hordó segítségével. A gerincteleneket kézi hálóval gyűjtöttük össze a mintavételi hordóból, majd a mintát jól záródó, 3 dl űrtartalmú flaskába mostuk. A terepi mintavétel során begyűjtött vízi gerincteleneket tartalmazó mintákat laboratóriumban válogattuk. Ennek során 20 ml almintát vettünk a 3 dl-es mintából abban az esetben, mikor a vízben lévő gerinctelenek kis testmérete és nagy egyedszáma nem tette lehetővé az egyedek teljes körű válogatását és eltávolítását. A ragasztólapos rovarcsapdákat a begyűjtött ízeltlá-

búák épségének megőrzése mellett kisebb darabokra vágtuk. A gerincteleneket 70%-os izopropil alkoholt tartalmazó, dátummal és mintavételi sorszámmal ellátott üvegekbe helyeztük, majd a mintákat 5-8 °C-on tároltuk. A gerinctelenek határozása sztereomikroszkóppal történt, az egyes egyedek taxonómiai kategóriáját család vagy magasabb taxon szintjéig határoztuk meg valamint minden egyed testhosszát negyedmilliméteres pontossággal lemértük.

### *Partimadár felmérési módszerek*

A potenciális táplálékbázis heti rendszerességű mintavételezésekor a mintavételi pontok 100 méteres körzetében pontszámlálást végeztünk. Ezután két nappal a Nagy-szik teljes bejárásával felmértük az adott napra jellemző partimadár állományt is. Az észlelések során rögzítettük a megfigyelő GPS-el mért EOV-koordinátáit, az észlelt madár megfigyelőtől való méterben megadott távolságát, az északi iránnyal bezárt szöveget, a madárfajt és a viselkedést. A madarak egyedi jelölése hiányában és az egész napos adatgyűjtés jellegéből adódóan az adatbázisban ugyanazon a napon egy madár többször is szerepelhet, tehát az adatok nem a madarak pontos egyedszámát, hanem a megfigyelések számát tükrözik. A partimadár revírek elhelyezkedésének meghatározása a heti kétszeri adatgyűjtés alapján történt. A szaporodással összefüggő viselkedési formákat (például nászrepülést, párzást, kotlást) mutató madarakat kiszámolt koordinátáit ArcGIS program segítségével ábrázoltuk a Nagy-szik műholdképén. A revíreket vizuális módon jelöltük ki azokon a területeken, ahol az ábrázolt madarak legalább három, egymást követő héten egyértelműen aggregáltan helyezkedtek el. Az általunk egy revírhez kijelölt madarak pontjaira a legkisebb megrajzolható poligont helyeztük el, amelyet ezután revírként kezelünk.

### Eredmények

A partimadarak potenciális vízi táplálékkínálatának vizsgálata során 2010-ben 37 gerinctelen taxont határoztunk meg (1. táblázat). Az egyes taxonok egyedszáma eltérő volt, a legnagyobb egyedszámban a Cladocera (ágascsapú rákok), a Cyclopoida (evezőlábú rákok), az Ostracoda (kagylósrákok) és a Chironomidae (árvaszúnyog) taxonok voltak jelen. A partimadarak szárazföldi táplálékbázisának vizsgálata során 2010-ben 23 taxont találtunk a ragasztólapos rovarcsapdákra (2. táblázat). Magas volt a Collembola (ugróvillások) rend egyedszáma, de

1. táblázat. Vízi gerinctelen taxonok 2010-ben.

taxon	egyedszám	átlagos egyedszám/ liter
Asellidae	214	0,79
Calanoida	183	2,26
Ceratopogonidae	49	0,63
Chaoboridae	241	0,69
Chironomidae	7104	10,34
Cladocera	57121	60,92
Coleoptera	92	0,43
Collembola	307	3,78
Corixidae	1112	5,22
Culicidae	747	2,75
Cyclopoida	31558	39,38
Diptera	179	0,85
Dytiscidae	580	0,86
Ephemeroptera	218	0,92
Ephydriidae	541	4,18
Gastropoda	1388	1,82
Gerridae	2	0,12
Haliplidae	14	0,20
Heteroptera	3	0,10
Hirundinidae	2	0,15
Hydrachnidae	781	3,00
Hydrophilidae	134	0,33
Libellulidae	13	0,11
Limnophora	1	0,13
Nematoda	3	0,33
Notonectidae	26	0,21
Oligochaeta	246	2,50
Ostracoda	11666	13,64
Pleidae	4	0,24
Sialidae	1	0,07
Spercheidae	16	0,29
Stratiomyidae	4	0,15
Syrphidae	4	0,18
Tabanidae	3	0,36
Tipulidae	10	0,31
Trichoptera	1	0,09
Zygoptera	18	0,26
Nem határozható	88	0,40
<b>Összesen:</b>	<b>114675</b>	<b>159,76</b>

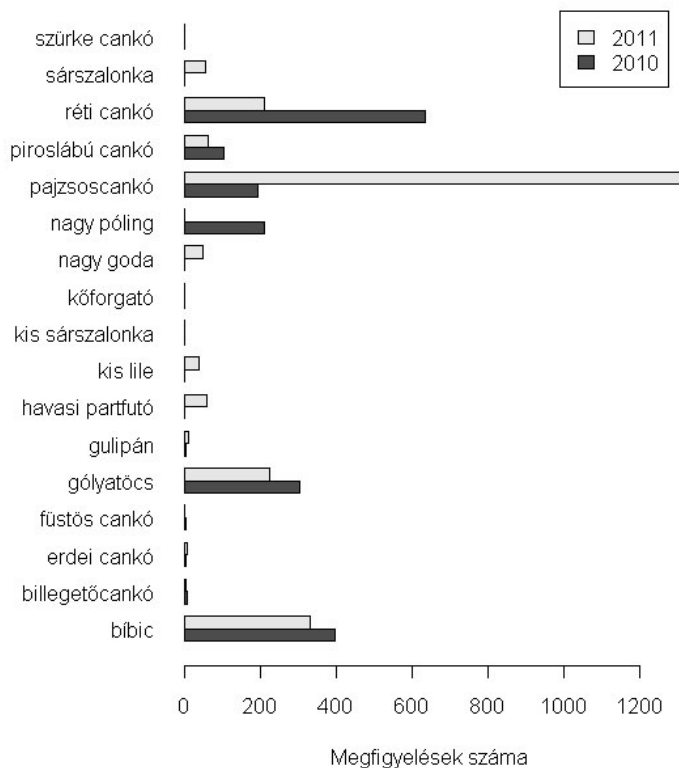
## 2. táblázat. Szárazföldi gerinctelen taxonok 2010-ben

taxon	egyedszám
Acari	17
Aphidina	99
Aranea	45
Brachycera	2464
Caelifera	13
Chironomidae	146
Chironomidae (lárva)	11
Cicadellidae	328
Coleoptera	155
Coleoptera (lárva)	13
Collembola	25853
Culicidae	1305
Ensifera	52
Ephydridae	3
Ephydridae (lárva)	1
Formicidae	139
Gastropoda	1
Heteroptera	6
Hymenoptera	323
Lepidoptera	7
Neuroptera	1
Oribatidae	33
Staphylinidae	6
Tettigoniodea	7
Thysanoptera	66
Tipulidae	51
Nem határozható	203
<b>Összesen:</b>	<b>31348</b>

számottevő példányszámban voltak jelen a Brachycera (rövidcsápú kétszárnyúak) és a Culicidae (csípőszúnyog) taxonok képviselői is.

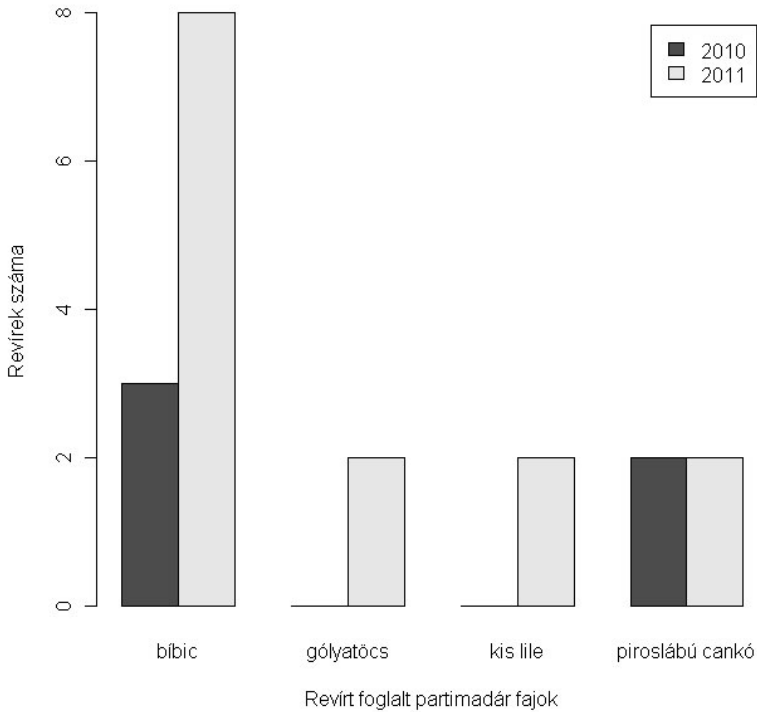
A fészkelő partimadarak eltérő egyedszámban és fajszámban voltak jelen a 2010-es és 2011-es évben. A második évben a megfigyelt madarak egyedszáma és fajszáma is nőtt (1. ábra), újabb fészkelő fajok (gólyatöcs (*Himantopus himantopus*) és kis lile (*Charadrius dubius*)) illetve vonuló fajok (például havasi partfutó (*Caladris alpina*), köforgató (*Arenaria interpres*)) jelentek meg. Az egyedszámok szórása 2010-ben 12.13, 2011-ben 24.62 volt. A revírek el-





**1. ábra.** Partimadár megfigyelések száma fajonként a 2010-2011-es években.

helyezkedésében és fajösszetételében is különbséget tapasztaltunk a két év között. A 2010-es évben csak a Nagy-szik északkeleti részén lévő felhagyott kubikgördöknél két faj, bíbic (*Vanellus vanellus*) és piroslábú cankó (*Tringa totanus*) foglalt revírt. A 2011-es évben újabb területen jelentek meg a revírt tartó madarak, miközben a fészkelő párok faj- és egyedszáma egyaránt nőtt. A 2010-es évhez képest jelentősen nőtt a bíbicek száma és két újabb fészkelő faj, a gólyatöcs (*Himantopus himantopus*) és a kis lile (*Charadrius dubius*) is megjelent a területen. (2. ábra és 1. függelék az Online Függelékben). A revírek elhelyezkedésének ismerete feltétlenül szükséges kutatásunk következő szakaszában, a partimadarak és potenciális táplálékbázisuk térbeli és időbeli összefüggéseinek megállapításában.



**2. ábra.** Partimadár revírek száma fajonként 2010-2011-ben.

### Értékelés

A 2011-es év költési időszakában nagyobb faj- és egyedszámban észleltünk partimadarakat, mint 2010-ben. Az évek közti szóráskülönbség alátámasztja, hogy a második évben nagyobb változatosság tapasztalható az első évhez képest a partimadarak egyedszámának tekintetében. 2011-ben megjelent költő fajként a tipikus szikes tavi fészkelő a gólyatöcs (*Himantopus himantopus*). Mindez arra enged következtetni, hogy a Nagy-sziken olyan pozitív változások mentek végbe, amelyek kedvezőbb feltételeket alakítottak ki a szikes területen fészkelő partimadarak számára. Az eredmény értékelésekor figyelembe kell vennünk, hogy a 2010-es évben jelentős mennyiségű csapadék hullott, míg a 2011-es év

extrém száraz időszak volt. A partimadarak faj- és egyedszámának valamint a revírek számának növekedését okozhatta a 2010-es hosszan tartó vízborítás, amely visszahúzódása után számos kopár iszapfelszint hagyott maga után, táplálkozóhelyet és fészkelőhelyet biztosítva a partimadarak számára.

A korábbi partimadár gyomortartalom vizsgálatok során számos vízi gerinctelen taxonról derült ki, hogy szerepel a partimadarak tápláléklistáján (Sterbetz 1988). Az általunk begyűjtött vízi gerinctelen taxonok mindegyike szerepel a gyomortartalmak alapján megállapított listán. A ragasztólapos rovarcsapdákon talált szárazföldi gerinctelen taxonok 80%-át korábbi gyomortartalom vizsgálatok során már kimutatták (Bruchanan *et al.* 2006).

Az irodalmi adatok alapján a 2010-ben a Nagy-sziken gyűjtött vízi és szárazföldi gerinctelen taxonokat az irodalmi adatok alapján alkalmasnak találtuk a további vizsgálatok elvégzéséhez, melyek során a taxonokat a partimadarak potenciális táplálékbázisaként kezelhetjük. A szikes vizek jelentős vízszintingadozásokon megy keresztül az egyes években, illetve jelentős vízszintbeli különbségek mutatkozhatnak az egyes évek között is. Ezért a partimadarak vízi táplálékbázisa jelentős térbeli és időbeli változásokat mutathat az évek között és egy éven belül is (Kiss *et al.* 2001). Ahhoz, hogy a változások hatásait kezelni tudjuk és kellően megalapozott eredményeket érjünk el, mindenképpen több éven át tartó vizsgálatokat kell végeznünk.

Kutatásunk következő lépéseiben térbeli analízisekkel igyekszünk felfedni a lehetséges kapcsolatokat a partimadarak és potenciális vízi és szárazföldi táplálékbázisuk eloszlása között. Terveink között szerepel a partimadarak élőhelyszerkezet-preferenciájának vizsgálata is. Várakozásaink szerint az élőhelyrekonstrukció okozta változások megjelennek a Nagy-szik szerkezetében és életközösségeinek összetételében is. Kutatásunk három éve alatt nyomon tudjuk követni a változásokat és megismerhetjük azokat a tényezőket, amelyek a partimadarak mint szikes tavi indikátorszerkezetek megjelenését és megtelepedését okozzák a területen.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Ezúton is szeretném megköszönni a kutatásban szakdolgozóként részt vett hallgató, Gyenes Zoltán, és önkéntes segítő, Kiss Gergely munkáját valamint a Viselkedésokológiai Kutatócsoport tagjainak segítségét. A kutatás a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Biodiverzitás Doktori Program keretein belül valósult meg.

## Irodalomjegyzék

- Boros, E. (1999): A magyarországi szikes tavak és vizek ökológiai értékelése. – *Acta biologica Debrecina. Supplementum oecologica hungarica* **9**: 13–80.
- Boros, E. (2001): Vonuló partimadarak (Charadriiformes) speciális táplálékkínálata szikes vizekben. – *Hidrológiai Közlöny* **81**: 332–333.
- Boros, E. (2010): *Összefoglaló jelentés „A Kárpát-medencei szikes tavak védelme” című LIFE07NAT/H/000324 program 2009. évi eredményeiről*
- Ecsedi, Z. (szerk.) (2004) *A Hortobágy madárvilága*. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület pp. 59.
- Graeme, M. B., Murray, C. G., Roy, A. S. & James, W. P.-H. (2006): The contribution of invertebrate taxa to moorland bird diets and the potential implications of land-use management. – *Ibis* **148**: 615–628.
- Forró, L. & Boros, E. (1997): Microcrustacean zooplankton as potential food of *Recurvirostra avosetta* in sodic waters of the Hungarian plain. – *Wetlands International Publications* **43**: 239–250.
- Kiss, B., Lengyel, Sz., Müller, Z., Juhász, P., Olajos, P., Szállassy, N., Dévai, Gy. & Grigorszky, I. (2001): A Kiskunsági Nemzeti Park szikes víztereiben élő vízi makroszervezetek mennyiségi vizsgálata (Hirudinea, Gastropoda, Odonata és Heteroptera). – *Hidrológiai Közlöny* **81**: 385–388.
- Székely, T., Karsai, I. & Kovács, S. (1993): Availability of Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) prey on a Central Hungarian grassland. – *Ornis Hungarica* **3**: 41–48.

### Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelék a folyóirat honlapján található.

Függelék 1: Partimadár revírek elhelyezkedése a Nagy-sziken 2010-2011-ben

## **Population change and potential food base of the shorebirds on the Nagy-szik of the Hortobágy (preliminary results)**

Anna Lisztes<sup>1</sup>, Zsolt Végvári<sup>2</sup>, Márta Varga<sup>1</sup>, Edina Mózes<sup>1</sup> and Zoltán Barta<sup>1</sup>

*<sup>1</sup>University of Debrecen, Department of Evolutionary Zoology and Human Biology,  
Behavioural Ecology Research Group*

*<sup>2</sup>University of Debrecen-Hortobágy National Park,  
Department of Conservation Zoology*

Sodic lakes are unique habitats in the Carpatian Basin, with special water cycles and chemical parameters. These habitats are important in conservation biology, because they hold many protected plants and animals. Unfortunately, many sodic lakes have been declining in the last decades due to the decrease of the ground water table, and the changes in water regimen and in organic matter circulation. Nagy-szik is a declining sodic lake near Balmazújváros (Hortobágy, E-Hungary) and is undergoing habitat restoration from 2010 to 2013 aiming the recovery of the natural state of this area. Here we study factors, which may positively influence the nesting of shorebirds. We recorded the density of nesting shorebirds and estimate the potential aquatic and terrestrial food sources and their density as well as the changes occurring after the habitat restoration. Compared to 2010 in 2011 we found increase in the number of specimen and species of nesting shorebirds. Positive change will be caused by effect of the habitat restoration and extremely wet 2010 year. Based on the previous literary data, we determined that the sampled invertebrates are suitable for the analysis of the potential food base of shorebirds.

Keywords: sodic lake, alkali lake, habitat restoration, nesting shorebird, aquatic invertebrate, terrestrial invertebrate.

# Vegetációátmenetek dinamikája szikes élőhelykomplexumokban, eltérő csapadékjárású években

Lukács Balázs András<sup>1</sup> és Radócz Szilvia<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tisza-kutató Osztály, 4026 Debrecen, Bem tér 18/C, e-mail: marsilea@freemail.hu

<sup>2</sup> Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

Összefoglaló: A Balmazújvárosi „Nagy-szik” szikes élőhely-komplexumban három, nagy kiterjedésben előforduló növényközösséget és átmeneti zónákat vizsgáltuk állandó transzszektek segítségével. Összesen 10, egyenként tizenkettő 1m<sup>2</sup>-es kvadrátból álló transzszektekben végeztünk cönológiai felvételezést magasan fekvő rövidfűvű szikes gyepek (*Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae*), mély fekvésű sziki sásrét (*Agrostio-Caricetum distantis*) és köztes helyzetű szikfok (*Puccinellietum limosae*) közösségekben, illetve a közösségek között elhelyezkedő átmeneti zónákban egy átlagos (2009) és egy magas (2010) csapadékú évben. Kvadrátonként kettő, 20×20cm-es területről begyűjtöttük a teljes földfelszín feletti növényi biomasszát. Vizsgálatainkban a csapadékmennyiség társulások fajösszetételére, és a fitomassza produkciójára gyakorolt hatását tanulmányoztuk. Vizsgálataink során kimutattuk, hogy a többlet csapadék az alacsonyabban fekvő, nedvességkedvelő szikes növényközösségek (sás dominálta és szikfok) fajkészletében és azok tömegességében jelentősebb változásokat okozott, mint a magasabban fekvő, többletvíz által kevésbé érintett növényközösségek esetében. A megnövekedő csapadék hatására a kvadrátok átmeneti zónáiban csökkent a vegetáció borítása és a vegetációs határok a magasabb térszínre irányába kissé eltolódtak.

Kulcsszavak: szikfok, szikes rét, szikes gyepek, vegetáció, fitomassza, csapadék.

## Bevezetés

A Kárpát-medencei szikesek a szikes élőhelyek legnyugatibbi képviselői, a sztyeppékhez szorosan kötődő sajátos flóra- és faunaelemek őrzői (Török *et al.* 2011). A szikes élőhelyek között megtalálhatóak a magasabban fekvő, pázsitfűvek dominálta szikes gyepek, alacsonyabban fekvő és sások dominálta szikes rétek, köztes térszínen elhelyezkedő szikpádkák, illetve a mélyebben

fekvő tartósabb vízállásos területeken szikes tavak és szikes mocsarak (Borhidi 2003). Ezek az élőhelyek általában egymással mozaikolva helyezkednek el, szikes élőhely-komplexumokat hozva létre (Magyar 1928, Bodrogekőzy 1965). A térbeli mozaikosságon kívül intenzív térbeli dinamika is jellemző rájuk vagyis, hogy az élőhely-foltok határai rövid időléptékben is jelentősen eltolódni képesek (Molnár 2010). A mozaikos szerkezet fenntartásában fontos szerepet játszik a mikrodomborzat, a talajvíz és a felszíni vizek mennyisége és minősége, a vízgyűjtő terület vízrajzi állapota, a csapadékvizonyok és az ezekkel összefüggésben álló egyéb klimatikus tényezők (Török *et al.* 2011, Molnár & Borhidi 2003).

A vegetációátmenetek tanulmányozása, azok ökológiai háttértényezőkké váló ok-okozati kapcsolatainak feltárása közelebb vihet bennünket szikeseken zajló dinamikai folyamatok megértéséhez és így a szikeseken alkalmazható természetvédelmi és konzervációs kezelések tervezéséhez és kivitelezéséhez (Török *et al.* 2010).

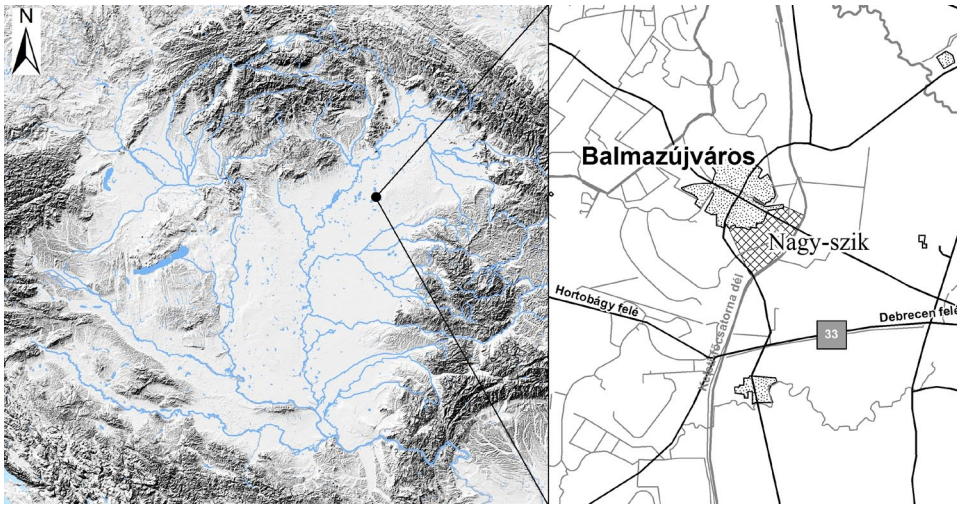
A szikes élőhely-komplexumok összetételében és kiterjedésében az egymást követő, de eltérő csapadékjárású években is markáns különbségeket tapasztalhatunk. Kutatásunk célja a balmazújvárosi Nagy-sziken a szikes élőhelymozaikok növényzeti változásának vizsgálata volt, különös tekintettel a szélsőséges csapadékvizonyok okozta változásokra.

## Módszerek

### *A mintaterület jellemzése*

A Nagy-szik Balmazújvárostól dél-keletre található mintegy 360 ha-os terület (1. ábra). A terület évi középhőmérséklete 2009-ben és 2010-ben is 10-11 °C volt. 2009-ben a terület éves csapadékmennyisége 500-600 mm volt, míg 2010-ben 1000-1100 mm közé esett. A napsütéses órák száma 2009-ben 2200-2300 volt, míg 2010-ben 1880-1980 (OMSZ 2012).

A magasabban fekvő, szárazabb térszíneken cickafarkfüves szikes puszta (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*), és ürmös szikes gyepek (*Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae*) található. Az alacsonyabban fekvő területek a többletvíz által leginkább befolyásolt területek legmélyebben fekvő részein sziki sásrét (*Agrostio-Caricetum distantis*), a magasabb térszínnek irányában szikfok (*Puccinellietum limosae*) vegetáció és a valódi sőtűrő (halofiton) vakszik közösség (*Camphorosmetum annuae*) a meghatározó.



**1. ábra.** A Nagy-szik földrajzi elhelyezkedése.

### *Mintavételi elrendezés*

Vizsgálatainkat tíz állandó kijelölésű transzszektekben végeztük. Az öt gyepszik (GS) átmenetet tükröző transzszektekkel az ürmös szikes gyepek és a szikfok társulások közötti átmenetet, míg az öt sászik (SS) átmenetet tükröző transzszektekkel a sziki sásrét és a szikfok társulások közötti átmenetet mintáztuk. Minden transzszekt 12 darab 1×1 méteres kvadrátból állt. A transzszektek úgy jelöltük ki, hogy a két növényközösség átmenete a transzszektek közepére (5., 6. és 7. kvadrát) essen. Az 1. számú kvadrátot minden esetben a zártabb közösségben (sziki sásrét és ürmös szikes gyepek) jelöltük ki, a 12. kvadrát pedig a nyíltabb közösségbe esett (szikfok közösség). Nagy pontosságú GPS készülék segítségével rögzítettük a kvadrátok középpontjának szélességi (x), hosszúsági (y) és magassági (z) koordinátáit cm-es pontossággal. A mintavétel során rögzítettük a kvadrátokban előforduló növényfajok százalékos borítási értékeit. Minden kvadrát közelében két 20×20 cm-es kvadrátból származó, teljes földfelszín feletti fitomassza mintát is vettünk. A mintavételek időpontjai változóak voltak a két év során, igazodva a vegetáció fejlettségéhez. 2009-ben az átlagos évnek köszönhetően június végén, míg 2010-ben a nagy csapadék mennyiség miatt augusztus elején történt.



### *Adatfeldolgozás*

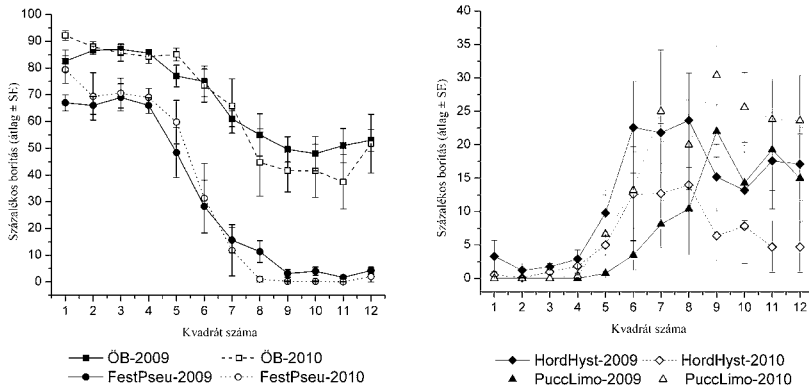
Az adatfeldolgozás során a relatív sóigény, relatív tápanyagigény és a szociális magatartás típus kategóriák borítással súlyozott értékeit vizsgáltuk (Borhidi 1995). A fitomassza mennyiségi mintákat holt, egyszikű és kétszikű csoportokra válogattuk, majd csoportok száraztömegeit 0,01 g-os pontossággal mértük. Az összetartozó két fitomassza minta eredményeit kvadrátonként átlagoltuk. Az adatok négyzetgyökös transzformálást követően a cönológiai felvételek nem metrikus többdimenziós skálázását Community Analysis Package 4 programcsomag segítségével végeztük. Az ordinálás során Bray-Curtis hasonlósági függvényt alkalmaztunk. A borítás és a fitomassza értékeket a GS és SS transzszektek esetében is szikfok átmenet előtti (ürmös, illetve sásos 1-4 kvadrát), szikfok átmeneti (5-7) és szikfok (8-12 kvadrát) bontásában elemeztük. Az elemzések során az előbbi csoportosítás szerint átlagoltuk a borítás és fitomassza értékeket, majd módosított páros t-teszt (Wilcoxon-teszt) segítségével vizsgáltuk az átlag értékek két vizsgálati év között tapasztalható eltérését (Zar 1999). A fenti tesztek és a leíró statisztikák elkészítéséhez Statistica 7 programcsomagot használtunk. A növényfajok nevezéktanára Simon (2000), a társulások elnevezése Borhidi (2003) nevezéktanát követi.

### Eredmények

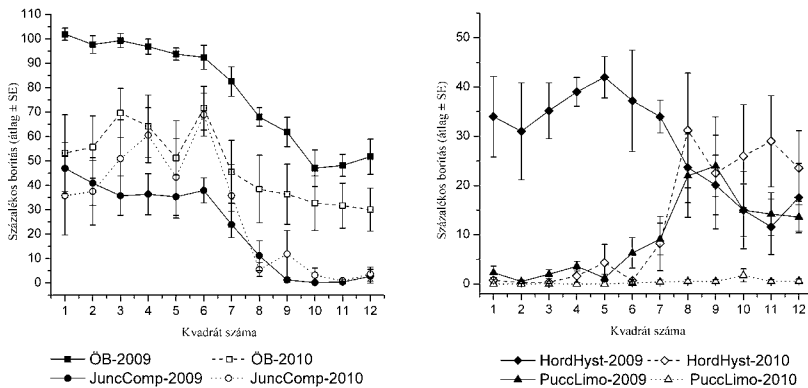
#### *Vegetáció*

A vizsgált két évben összesen 57 fajt találtunk (20 egyszikű és 37 kétszikű). A mintavételi egységeinkben detektált fajszám 2009-ben 51, 2010-ben 32 volt. A GS és SS transzszektek átlagos fajszáma 2009-ben szignifikánsan magasabb volt, mint 2010-ben (1-2. Függelék). A legalacsonyabb tszf-i. magasságon a zárt sziki sásrét (SS 1-4: 89.59 m), legmagasabban az ürmös szikes gyep (GS 1-4: 89.78 m) volt található, míg az átmeneti szikfok társulás köztes helyzetben (GS/SS 5-7: 89.69 m) helyezkedett el. A GS és SS transzszektek kvadrátjainak összborítás és a legjellemzőbb egyszikű fajainak kvadrátonkénti borításadatait a 2. és 3 ábra mutatja be.

A GS transzszektek alacsonyabban fekvő szikfok kvadrátjaiban a *Puccinellia limosa* borítása 2010-re jelentősen megnőtt, míg a *Hordeum hystrix* borítása jelentősen csökkent. Amíg 2009-ben az SS transzszektek kvadrátjainak összborítása az alacsonyabban fekvő közösségekben volt a legmagasabb (3. ábra)



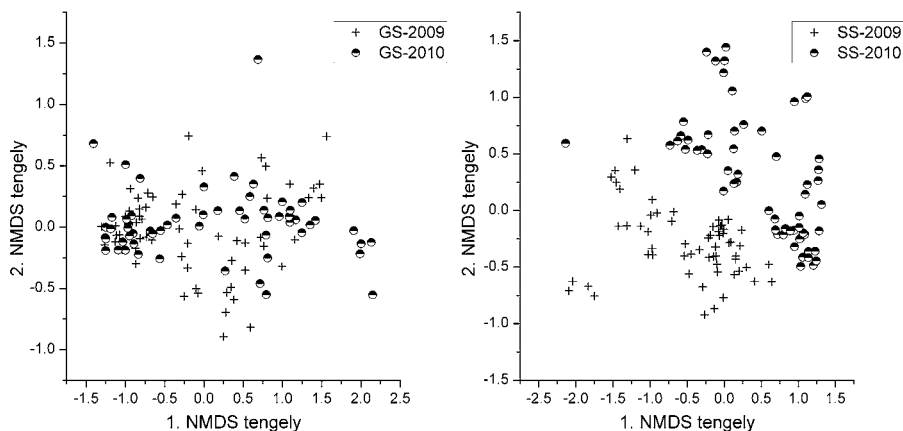
**2. ábra.** A GS transektek kvadrátjainak összborítása és a három leggyakoribb egyszikű faj kvadrátonkénti borítása 2009-ben és 2010-ben (átlag±SE). Jelölések: FestPseu – *Festuca pseudovina*, PuccLimo – *Puccinellia limosa*, HordHyst – *Hordeum hystrix*, ÖB – összborítás.



**3. ábra.** Az SS transektek kvadrátjainak összborítása és a három leggyakoribb egyszikű faj kvadrátonkénti borítása 2009-ben és 2010-ben (átlag±SE). Jelölések: HordHyst – *Hordeum hystrix*, JuncComp – *Juncus compressus*, PuccLimo – *Puccinellia limosa*, ÖB – összborítás.

addig 2010-ben az alacsonyabban fekvő sziki sásrét és a köztes magasságban levő átmeneti kvadrátokban együttesen tapasztaltuk a legmagasabb összborítást (3. ábra).

Az SS sásos (1-4) kvadrátokban 2009-hez képest alacsonyabb összborítás mellett magasabb *Juncus compressus* borítás volt tapasztalható, amely a



**4. ábra.** Az SS és GS transzszektek kvadrátjainak 2009. és 2010. évi borításadatainak nem metrikus többdimenziós skálázása.

transzszektek szikfok (8-12) kvadrátjaiban hirtelen a 2009. évihez hasonló értékre csökkent. A *Juncus compressus* borítása 2010-ben már a köztes magasságban lévő SS átmeneti (5-7) kvadrátokban volt a legmagasabb. A *Puccinellia limosa* borítása 2010-ben minden kvadrátban jelentősen lecsökkent. A *Hordeum hystrix* az SS sásos (1-4) kvadrátokból szinte teljesen eltűnt, míg az SS szikfok (8-12) kvadrátokban a borítása megnőtt.

A GS és SS transzszektek nem metrikus skálázása (4. ábra) alapján elmondható, hogy a kvadrátokat reprezentáló pontok a GS transzszekt esetében kismértékű, míg az SS transzszektek esetében jelentős elmozdulást mutatnak 2009 és 2010 között.

2010-ben szignifikánsan alacsonyabb átlagos fajszámot és kétszikű borítást tapasztaltunk az előző évi adatokhoz képest minden transzszekt ürmös/sásos (1-4), átmeneti (5-7) és szikfok (8-12) kvadrátjaiban (1-2. Függelék). 2010-re az egyszikűek borítása szignifikánsan magasabb lett a legmagasabban fekvő GS ürmös (1-4) kvadrátokban, illetve szignifikánsan kisebb lett a legalacsonyabban fekvő SS sásos (1-4) kvadrátokban. Az SS átmeneti (5-7) és SS szikfok (8-12) kvadrátokban szignifikánsan nem változott az egyszikűek borítása. A természetes élőhelyek fajainak aránya kizárólag az SS átmeneti (5-7) és SS szikfok (8-12) kvadrátjaiban csökkent szignifikánsan. A növényi tápanyagigény értékszám borítással súlyozott értékei szignifikánsan lecsökkent a GS szikfok (8-12) kvadrátok és minden SS kvadrát esetében 2010-ben. A nagy relatív sóigényű

fajok aránya a GS átmeneti (5-7) kvadrátok kivételével szignifikánsan lecsökkent 2010-ben. A GS ürmös, SS sásos, GS-SS átmeneti és szikfok közösségekre jellemző kétszikű fajok hasonló tendenciát mutattak (2. Függelék). A *Polygonum aviculare* és az *Inula britannica* 2009-es és 2010-es borítása között nem tapasztaltunk jelentős különbséget. Az *Artemisia santonicum* és a *Bupleurum tenuissimum* borítása a GS transzszektek kvadrátjaiban szignifikánsan csökkent, mivel az SS transzszektek kvadrátjaiból 2010-re eltűnt ez a két faj. A szikfokra jellemző fajok többsége (*Lepidium ruderales*, *Matricaria chamomilla*, *Plantago tenuiflora*, *Suaeda maritima*) a 2010-es évre a *Spergularia* fajok kivételével mindkét típusú transzszektből eltűnt.

### *Fitomassza*

Az egyszikűek fitomassza mennyisége 2010-ben szignifikánsan lecsökkent a GS ürmös és GS átmenet utáni kvadrátok, illetve a SS szikfok kvadrátok esetében.

A kétszikű fitomassza mennyisége 2010-ben szignifikánsan lecsökkent a GS ürmös és GS szikfok kvadrátokban és minden SS kvadrátban. A holt fitomassza mennyisége a GS és SS transzszektekben szignifikánsan nem változott (1. Függelék). A holt fitomassza mennyisége minden transzszekt esetében 2009-ben volt a magasabb.

### Értékelés

Az elsődleges szikes puszták igen stabil élőhelyek (Sümegei *et al.* 1998), amelyek természetes hidrológiai folyamatairól részletes információkkal rendelkezünk (Molnár 1999, Szabolcs 1994). Ezen jellemzők közül a talajvíz szintje, illetve a területre érkező felszíni vizek mennyisége és időbeli eloszlása nevezhető a legfontosabb környezeti tényezőnek. A megnövekedő csapadékmennyiség, és a tartós felszíni vízborítás hatására a szikes vegetáció mozaikos szerkezete, a térszintekben megjelenő apró eltérések hangsúlyosan befolyásolják a vegetáció fejlődését (Molnár 2010).

Jelen közleményünk egy sokak által megtapasztalt, de korrekt adatokkal kevésbé alátámasztott kérdést vizsgál, amely során kimutattuk, hogy a többlet csapadék az alacsonyabban fekvő, nedvességkedvelő szikes (sás dominálta és szikfok) növényközösségek fajkészletében és az itt előforduló fajok

tömegességében jelentősebb változásokat okozott, mint a magasabban fekvő közösségek esetében. Tehát a szikes élőhely-komplexumok vegetációjának szerkezete és fajösszetétele a hidrológiai folyamatokban bekövetkező változásokat jelezni képesek. A víz tartós borítása csak a szikfok átmeneti élőhelyek és a legalacsonyabban fekvő SS élőhelyek egyszikű fitomassza mennyiségében nem okozott szignifikáns csökkenést, mivel ezek az élőhelyek alapvetően nyíltak, illetve alkalmazkodtak a vizes környezethez.

A szikes gyepek holt fitomassza mennyiségéről elmondható, hogy a zárt szikes és löszgyep közösségekben a szukcesszió előrehaladtával általában növekszik (Török *et al.* 2008, Deák *et al.* 2011). A csapadék mennyiségének növekedése egyik transzszekt esetében sem okozott szignifikáns holt fitomassza változást, amely a víz szokatlanul tartós borításával, a rendszeres legeltetéssel és ezeknek a növényközösségeknek a természetesen alacsony produktívásával magyarázható.

A megnövekvő csapadék hatására a GS és SS transzszektek alacsonyabban és magasabban fekvő kvadrátjaiban is alacsonyabb összborítást, illetve szignifikánsan alacsonyabb átlagos fajszámot valamint egyszikű és kétszikű borítást tapasztaltunk. Az összborítás változása azonban az SS transzszektek esetében kifejezettebb volt, amelyet a 4. ábra ordinációja is jól szemléltet. Az összborítás változása ugyanakkor a legalacsonyabban fekvő szittyó és sás dominálta kvadrátokban volt a legmarkánsabb. A különböző társulások domináns egyszikű fajai eltérően reagáltak a vízállapot megváltozására. A GS transzszektek magasabban fekvő, zártabb részeire jellemző *Festuca pseudovina* borítása nem változott szignifikánsan. Az SS transzszektek domináns egyszikű fajai közül 2010-re a *Juncus compressus* borítása növekedett, míg a *Puccinellia limosa* borítása csökkent. Ebből is következik, hogy a tartós vízborítás jobban befolyásolja az alacsonyabban fekvő közösségek fajösszetételét, mint a magasabban fekvőket, amely egybevág Molnár (2010) eredményeivel. A *Juncus* fajok borításnövekedésének lehetséges oka, hogy a nedves évben az abiotikus környezeti feltételek optimálisak voltak számukra, így a talajban levő magkészletük lehetővé tette tömeges megjelenésüket a területen. Számos vizsgálat kimutatta, hogy a *Juncus* fajok igen nagy denzitású hosszútávú perzisztens magkészlettel rendelkeznek (Valkó *et al.* 2011: akár 96 000 mag/m<sup>2</sup>) és magjaik akár több évtizedig is életképesek lehetnek. 2010-ben az SS transzszektek szikfok (8-12) és átmeneti (6-7) kvadrátjait igen hosszú ideig csaknem 10cm-es víz borította. Itt az összborítás csökkenését az itt előforduló fajok vízborítást

nem toleráló képességeivel magyarázhatjuk. Az SS transzszektekben 2010-ben a tartós vízborítás miatt számos faj, köztük a *Puccinellia limosa* visszaszorult. A fajok közül a *Hordeum hystrix* borítása nem változott szignifikánsan. A GS transzszektek legmagasabb térszínein extrémén nagy csapadékmennyiség esetén sem alakult ki tartós vízborítás, ezért e közösségek kétszikűinek mennyisége kevésbé változott a csapadéktöbblet hatására. A tartós vízborítás hatására tehát általánosan csökkent az összborítás. Ez a csökkenés az átmeneti zónákban azonban fokozottan jelentkezett, így a vegetációs határok a magasabb térszínnek irányába tolódtak el. Ezt jól példázza az SS transzszektek kvadrátjainak összborítás csökkenése és a *Juncus compressus* (az alacsonyabban fekvő sászik karakterfaj) borításának az átmeneti (5-7) kvadrátban történő borítás növekedése. A GS transzszektekben a vegetációs határok eltolódását tükrözi, hogy a szikfok élőhelyek karakterfajának számító *Puccinellia limosa* borítása 2009-ben a 6. kvadrátban, 2010-ben pedig egy kvadráttal előrébb, a magasabban fekvő 5. kvadrátban ugrott meg jelentősen. Ez az eredmény szintén egybevág Molnár (2010) azon megfigyelésével, hogy csapadéktöbblet hatására a szikerek, szikfokok és vakszikek lényegesen jobban átalakulnak, legalább szubasszociációt váltanak. A 2009-ben tapasztalható fokozatos átmenettel rendelkező vegetációs zónákban tehát a csapadék hatására élesen elkülönülő vegetációs határok rajzolódtak ki, amelyet az SS transzszektekben az összborítás és a *Puccinellia limosa* borításának 2010-es adatait tükröző görbék meredek esése szemléltet.

A csapadék mennyiségének növekedése a szikfok növényzetre jellemző kétszikű fajok (*Matricaria chamomilla*, *Plantago tenuiflora*, *Suaeda maritima*, *Spergularia* spp.) jelentős visszaszorulását is okozta. A szikfok társulások ezen jellemző kétszikű fajai ugyan jól bírják a magas sótartalmat és az élőhelyek időszakos kiszáradását (vö. ökológiai értékszámok, Horváth *et al.* 1995), viszont gyenge kompetíciós képességük miatt a zártabb közösségekből kiszorulhatnak, és a tartós vízborítást sem képesek sokáig elviselni.

Mindezek alapján valószínűsíthető, hogy hosszú távon a tartós vízborítás a társulások határainak általános áthelyeződéséhez és kopárosodáshoz vezethet. A társulások átalakulása is várható: az ürmös-szikes gyeptársulások, kiváltképp a szélein felnyílhatnak, és szikfok társulásokká alakulhatnak (Borhidi & Sánta 1999). A mélyebben fekvő sziki sásrét társulások pedig hosszú távon állandó vízborítás alá kerülhetnek. Vizsgálataink alapján feltételezhető, hogy az aktív természetvédelmi beavatkozások, például a terület vízállapotának szabályozása elengedhetetlenül fontos a jelenlegi, mozaikos, természetközeli állapot

fenntartásához. A módosított vízháztartással rendelkező szikes tavak vízhiányos és csapadéokban bővelkedő időszakokban mutatott vegetációs képe alapján levonható következtetések jól használhatóak élőhely-rehabilitációs munkák tervezéséhez, illetve az elérendő ökológiai állapot meghatározásához.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – A szerzők köszönetüket fejezik ki Tar János természetvédelmi őrnök és Deák Balázsnak (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság) a terepi munka segítségével, Ecsedi Zoltánnak (Hortobágy Természetvédelmi Egyesület) valamint Kelemen Andrásnak, Miglécz Tamásnak, Török Péternek, és Valkó Orsolyának (Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék) a terepmunkában és a laboratóriumi munkában nyújtott segítségével.

### Irodalomjegyzék

- Bodrogközy, Gy. (1965): Ecology of the halophilic vegetation of the Pannonicum II. Correlation between alkali („szik”) plant communities and genetic soil classification in the Northern Hortobágy. – *Acta Botanica Hungarica* **11**: 11–51.
- Borhidi, A. (2003): *Magyarország Növénytakarulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Borhidi, A. & Sánta, A. (szerk.) (1999): *Vörös könyv Magyarország növénytakarulásairól*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Miglécz, T., Ölvedi, T., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. – *Plant Biosystems* **145**: 730–737.
- Horváth, F., Dobolyi, K., Morschauer, T., Lőkös, L., Karas, L., Szerdahelyi, T. (1995): *Flóra adatbázis*. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Magyar, P. (1928): *Adatok a Hortobágy növényzociológiai és geobotanikai viszonyaihoz*. – *Erdészeti Kísérletek* **30**: 26–63.
- Molnár, B. (1999): A szikesedés és a víz kapcsolata a Duna-Tisza közén. – *Agrokémia és Talajtan* **48**: 469–480.
- Molnár, Zs. & Borhidi, A. (2003): Hungarian alkali vegetation: Origins, landscape history, syntaxonomy, conservation. – *Phytocoenologia* **33**(2-3): 377–408.
- 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): 1–29.
- Molnár, Zs. (2010): Az elsődleges szolonyec szikes puszta növénytakarulásainak dinamikai kapcsolatai. – In: Molnár, Cs., Molnár, Zs. & Varga, A. (szerk): *Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből 2003-2009*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete Vácrátót.
- OMSZ (2012): [http://met.hu/eghajlat/magyarorszag\\_eghajlata/eghajlati\\_visszatekinto](http://met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/eghajlati_visszatekinto).

- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok - virágos növények.* Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Sümegei, P., Hertelendi, E., Magyar, E. & Molnár, M. (1998): Evolution of the environment in the Carpathian Basin during the last 30.000 BP years and its effects on the ancient habits of different cultures. – In: Költő, L. & Bartosiewicz, L. (szerk.): *Archimetrial research in Hungary*, Budapest pp. 183–197.
- Szabolcs, I. (1994): Prospects of soil salinity for the 21st century. – *Agrokémia és Talajtan* **43**: 5–24.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Lontay, L., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2008): Tájleptékű gyeprekonstrukció lösz és szik fűmag-keverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztakócs) területén. – *Botanikai Közlemények* **95**(1-2): 101–113.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2010): Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. – *Biological Conservation* **143**: 806–812.
- Török, P., Kapocsi, I., Deák, B. (2011): Conservation and management of alkali grassland biodiversity. in Central-Europe. – In: Zhang, W. J. (szerk.) *Grasslands: Types, Biodiversity and Impacts*. New York: Nova Science Publishers Inc., 2011. pp. 1–10.
- 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? – *Restoration Ecology* **19**: 9–15.
- Zar, J. H. (1999): *Biostatistical analysis*. Prentice & Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

### Függelék:

1. Függelék: A gyepes (GS) transzszektek növényzetének adatai.
2. Függelék: A sás dominálta (SS) transzszektek növényzetének adatai.
3. Függelék: A GS és SS transzszektekben 2009-ben legnagyobb borítás értékekkel rendelkező kétszikű fajok.



## The effects of precipitation growth on vegetation transitions in alkaline habitat complexes

Balázs A. Lukács<sup>1</sup> and Szilvia Radócz<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Department of Tisza Research, Balaton Limnological Institute, Centre for Ecological Research, Hungarian Academy of Sciences, Bem sq. 18/C, Debrecen, H-4026, e-mail: marsilea@freemail.hu

<sup>2</sup> Department of Ecology, University of Debrecen, Egyetem sq. 1, Debrecen, H-4032

Alkaline habitat complexes offers good opportunity to investigate the effects of water to vegetation composition. We used 10 fixed situated transects, each contains 12 relevés with an area of 1 m<sup>2</sup>. Transects were situated between alkali grassland (*Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae*) positioned in higher reliefs and alkali hollow (*Puccinellietum limosae*) communities positioned in transient reliefs; and between the alkali wet-meadows (*Agrostio-Caricetum distantis*) positioned in lower reliefs and alkali hollow communities. Plant species abundance data was examined and above-ground plant biomass data of two 20×20 cm plots from each relevés were collected in two years (2009 and 2010). Sampling years differed in the amount of annual precipitation. We investigate the effects of high precipitation to species composition and biomass composition of the plant communities. Our findings indicate that high precipitation had significantly higher effects on species composition of alkali wet-meadows than alkali grasslands. Higher precipitation caused the decrease of species abundance in transient alkali hollow communities shifting the borders of plant communities to upper reliefs.

Keywords: alkali hollow community, saline meadow community, saline grassland community, species composition, above-ground biomass, precipitation.

## Önkéntesek bevonása 8-18 évesek természetvédelmi nevelésébe: a Süni táborok 25 éve

Malatinszky Ákos<sup>1</sup>, Ádám Szilvia<sup>1</sup>, Benicsek Mihály<sup>2</sup>, Bundai Zsófia<sup>2</sup>,  
Fehérvári Bence<sup>2</sup> és Filó Andrea<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Szent István Egyetem, MKK, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék, 2103 Gödöllő, Páter k. u. 1., e-mail: malatinszky.akos@kti.szie.hu

<sup>2</sup> Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesület  
8426 Pénzesgyőr, Béke u. 57.

Összefoglaló: A Süni néven ismertté vált nomád természetismereti táborokat, mint a fenntarthatóságra nevelés nagy múltra visszatekintő eszközeit huszonöt éve, évente más hazai hegyvidéken szervezzük. A táborok gerincét napközbeni komplex szakmai programok és délutáni játékok, manuális jellegű foglalkozások alkotják, amelyeket esti népdaléneklés, beszélgetés és a tábor átívelő keretmese foglal egységes rendszerbe. Módszerünk az egyéni felfedezés ösztönzése, a természet megismertetése és megszerettetése felszabadult hangulatban, közvetlen tapasztalásra építve, minél több kötődést teremtve a résztvevők és a természet között. A szervező és lebonyolító önkéntesek döntő része ebben a közösségben nőtt fel, így hitelesen képviseli nemcsak szakmai, hanem szemléleti és metodológiai oldalról is mindazt, amit e táborok hordoznak. A közös cél érdekében, elkötelezettséggel végzett feladataik felelősségteljesek, vezetésük összetett és a szokványostól eltérő stratégiákat igényel.

Kulcsszavak: környezeti nevelés, tábor, önkéntes, élménypedagógia.

### Bevezetés

A környezeti, illetve a fenntarthatóságra nevelési tevékenységek hatékonyságát alapvetően meghatározzák az alkalmazott módszerek típusai, az eszköztár sokfélesége. Huckle & Sterling (1996) felosztása szerint a környezetért végzett nevelés, oktatás (*education for the environment*) a fenntarthatóságra nevelés legfontosabb alapja. Távlati céljai között szerepel a holisztikus szemléleten alapuló kritikus gondolkodás, környezeti tudatosság és problémamegoldó készség kialakítása, a problémák okainak és okozatainak megismertetése, a környezet állapota és minősége iránti érzékenység kialakítása, a társadalmi részvétel erősítése és mindezek elérését szolgáló oktatási stratégiák megalkotása (Vásárhelyi & Victor 2003).

Magyarországon a fenntarthatóság pedagógiája a környezeti nevelés kibővült tartalmára épül, és azzal rendszerként összekapcsolódik a globális nevelés különböző törekvéseinek köre, így része kell legyen többek között az egészségnevelés, a környezet és a természet elemeinek, folyamatainak és összességüknek védelmére, a biológiai és a tájképi sokszínűség megismerésére, a helyi és globális felelősségre és igazságra, valamint a környezeti erőforrásokkal való bölcs, körültekintő gazdálkodásra irányuló nevelés (Wheeler & Bijur 2001).

A fenntartható társadalom megteremtését célzó szemléletformálási programok sikerének egyik kulcskérdése a fiatalok környezettudatos állampolgárrá nevelése, a megfelelő környezeti attitűdök, viselkedésmódok kialakítása. Ebben az életszakaszban formálható legkönnyebben az emberek szokásrendszere (Lehoczky 1999). A környezettudatos gondolkodásmód kialakítását, illetően magatartásformák elsajátítását célzó fenntarthatóságra nevelés nagy múltra visszatekintő informális eszköze hazánkban a természetismereti tábor.

### Módszerek

A természetismereti táborok közül hazánkban az egyik legismertebb a Göncöl Társaság által 1986-ban indított és napjainkban a Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesület által szervezett Süni tábor. Ez a 8 és 18 év közötti korosztály aktív részvételével évről évre különböző hegyvidéki helyszíneken megvalósuló nomád természetismereti tábor számos szinten kínál programokat. Legfontosabb szemléletformáló ereje a naponta változó szakmai kirándulásokban rejlik, amelyek botanikai, zoológiai, geológiai, csillagászati, néprajzi, táj- és kultúrtörténeti, gyakorlati túravezetési ismereteket nyújtanak, a tábort átívelő keretmese révén egységes rendszerbe foglalva. Mindezeket kiegészítik a manuális vagy szakmai jellegű játékos foglalkozások, csapatversenyek és a globális, komplex témákról a holisztikus szemlélet kialakításának céljával folytatott beszélgetések. Mintaként számos előzmény, így a Cserkészmozgalom, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Börzsönyi Ornitológiai és Természetvédelmi Táborai és a Göncöl Társaság pénteszgyőri Természet-megfigyelő Háza körül indított táborok szolgáltak.

A táborok keretében, miközben a természettel ismerkednek, a résztvevők azt is megtanulják, hogyan tudják ellátni magukat és közösségben, összhangban élni a természettel. Elsődleges cél a természeti elemek szépségének, ezen keresztül értékének megismertetése és a bolygó iránti felelősségteljesebb szemlélet

elsajátíttatása. A nomád természetismereti tábor kiválóan alkalmas a nagyvárosi szemléletmódtól való elszakadásra. Minden oldalról bemutatja a természeti elemeket, azok részleteit és összefüggéseit egyaránt. A szoros kapcsolat kialakítása érdekében a pozitív emocionális élmények megerősítése jellemzi.

### Eredmények

Az 1986 óta megrendezett táborokban évente 75-85 fő vett részt a 8-13 éves (Süni), valamint 35-45 fő a 14-18 éves (Sündörgő) korosztályból. Többen közülük éveken át visszatérő résztvevők, így az elmúlt 25 év során biztosított több, mint 3000 táborozói helyet mintegy 1900 gyermek foglalta el. Számuk az évek során minimálisan fluktuál, az időközben lezajlott jelentős gazdasági, társadalmi és szemléletbeli változások ellenére folyamatosan a befogadóképesség (7 családban 12 fő) felső határáig sikerült feltölteni a létszámot. Mindeközben az alapvető mondanivaló, a nomád jelleg és kis ökológiai lábnyom a mindennapi életvitel drasztikus változásai ellenére fennmaradt, és ma is népszerű a gyermekek körében.

A szervezésben és megvalósításban részt vevő önkéntes segítők száma ugyanakkor jelentős fluktuációt mutatott: egyes években mindössze 15 fő vállalkozott a feladatok ellátására (ami többletterheket, komoly igénybevételt jelentett), míg az utóbbi 5 évben, elsősorban a táborozókból önkéntessé váló és a felnőtt korosztály mellé segítőként beálló mintegy évi 2-3 főnek köszönhetően, stabilan 30 és 35 fő között alakul. A táborok hatása a fenti mellett számos egyéb esetben is tetten érhető a táborozók utóéletében: többekkel a felsőoktatási biológus, illetve természetvédelmi vagy vadgazda mérnöki szakok hallgatói között, különböző társadalmi szervezetek önkénteseként vagy munkatársaiként találkozhatunk, mások a gazdasági élet különböző helyein képviselik a fenntarthatóság eszméit. Az azonban gyakorlatilag minden gyermekre igaz, hogy a táborból hazatérve a család és környezetük életét kisebb-nagyobb mértékben befolyásolják a tanultakkal: új szokásokat vesznek fel és erre tanítják a környezetüket is.

### *Speciális célok és pedagógiai módszerek*

A Süni természetismereti táborokban alapvető pedagógiai célunk minél több kötődést teremteni a gyermekek és a természet között, hogy ismerjenek rá a sokféleségre és arra, hogy a természet minden eleme önmagában és a rendszer részeként is értékes, megóvása fontos, és ébredjen fel bennük az igény a fenn-

tartható társadalom kialakítására, amelynek érdekében tegyenek is lépéseket. Mindez egybecseng a Föld Kartában (<http1>) leírtakkal, illetve a kompetencia alapú oktatás elterjedésének szándékával. A következő alapvető kompetenciákat igyekszünk fejleszteni: természettudományos ismeretek, ökológiai gondolkodás; hagyományok, helyi kultúra ismerete; környezeti problémák és lehetséges kezelésük, megelőzésük helyben és globálisan; ember és természet viszonya, összefüggései; a környezettudatos életvezetés elemei; a rendszerben való gondolkodás képessége, igénye; az együttműködés, közösségépítés képessége; felelősségérzet, felelős döntéshozatal; a jövőre irányuló gondolkodás, tervezés. Ezek fejlesztése nem külön-külön történik az egyes programokon, hanem az egész tábori programot úgy állítjuk össze, hogy nevelő hatásaik egymást erősítsék, kiegészítsék. Az érzelmi kötődés megteremtése és megerősítése mellett elsődleges szakmai célunk a táborozók ismereteinek bővítése és azok egységes rendszerben láttatása, hangsúlyosan beillesztve az alap- és középfokú oktatásban elhanyagolt területeket.

A 8–13 éves korú táborozók esetében a szakmai programok legfontosabb célja, hogy a gyerekek közvetlen kapcsolatba kerüljenek a természet egészével és egyes elemeivel, megismerjék a táborhely környékén előforduló fő fa- és cserje-, madár- és rovarfajokat, az adott hegységet felépítő kőzetanyagokat, a táborszéli patakban élő vízi makrogerincteleneket, a legfontosabb gyógynövényeket és hatásukat, népdalokat, egyszerűen elkészíthető tábori ételeket, a helyben élő emberek régi és mai életét, a Naprendszer bolygóit, elsajátítsák a tábortűzgyújtás és a tájékozódás módszereit, mindeközben csoportmunkára és együttműködésre neveljük őket.

A szakmai programok során több dimenzióból is megtapasztaltatjuk a természeti elemeket és jelenségeket nagyító használata, levél- és kéreglenyomat készítése, különböző színű virágszirom-darabok összegyűjtése (öntapadó kártyára), apró kompozíciók készítése, nyomolvasás, kőzeteknél egyszerű vegyi vizsgálati módszerek segítségével, amelyek mind a sokféleség értékének és szépségének felismerését szolgálják. Ugyanarra a jelenségre többféleképpen is felhívjuk figyelmüket, például versek, mondókák, népdalok, legendák, népi hiedelmek, mesék felhasználásával, hiszen többféle asszociációs lehetőség útján könnyebben elsajátítják a gyerekek. Nagy segítséget nyújtanak a különböző természetismereti (érzékelésfejlesztő, térérzékelő, kreativitást, empátiakészséget, fantáziát és kommunikációt fejlesztő, figyelemösszpontosító, memorizáló) játékok (Adorján 1998, F. Nagy & Molnár 2004), amelyek szintén a természeti környezethez való

érzelmi kötődést segítik. Ebben a korban a fő cél az, hogy minél több kötődést teremtsünk a gyerekek és a természet között, hogy ráismerjenek a változatosságra, a megismert és megszeretett természeti elemek védelmét, megóvását pedig érezzék fontosnak.

A Nemzeti Alaptanterv előírásai, valamint a Nemzeti Környezeti Nevelési Stratégia (Vásárhelyi & Victor 2003) és több nemzetközi ajánlás szerint is a környezeti neveléssel kapcsolatos információkat a graduális oktatás, formális nevelés során minden tantárgyba integrálni kell. Egy kellőképpen integrált szemléletű környezeti nevelési program során ugyanakkor akár az összes (általános- és középiskolai) tantárgyat érinthetjük egyetlen témakörből kiindulva. Így például egy-egy növényfajt látva bemutathatjuk annak biológiai jellemzőit (szervezetten és rendszertan), morfológiai sajátosságait különös tekintettel a „mechanikusan működtethető” virágszerkezetre (matematika, fizika), hatóanyagait (kémia) és ezekből fakadó gyógy- vagy mérgező hatásait (orvostudomány), állati interakciók során adott színreakcióit (fizika), magyar és latin neve, népi megnevezése kialakulását (nyelvészet), bibliai vagy mitológiai szerepét (irodalom, vallástan), a hozzá kötődő történelmi személyeket, hiteles történeteket és legendákat (történelem, filozófia), szimbolikát (rajz) és hiedelmeket (néprajz), elterjedését és hazai termőhelyeit (földrajz), élőhelyét (biológia), annak kialakulását (amennyiben másodlagosan, emberi tevékenység hatására jött létre) és megőrzésének lehetőségeit (mezőgazdaság, természetvédelem), védettségi státuszát és ennek indokát (jogtudomány), utalhatunk megjelenésére nép- és műdalainkban (ének-zene) és a hozzá kapcsolódóan játszható játékokat (testnevelés), manuális foglalkozásokat (pl. növényi festőanyag kinyerése és felhasználása) (technika).

A 14–18 évesek kirándulásain (a Sündörgő táborban, ahol egy választott szakterülettel három napig foglalkoznak) bemutatásra kerülnek a tábor tágabb környezetében élő védett növény- és állatfajok, a faji és területi szintű védelem mellett a gyakorlati természetvédelmi beavatkozások módjai, szükségessége a táj és a gazdálkodás változásainak fényében. Felhívjuk figyelmüket a domborzat és az ökológiai háttér változásaihoz, illetve az emberi tevékenységekhez kötődő élőhelyekre, megkülönböztetünk több élőhelytípust (ebben nagy szerepe van az útvonalválasztásnak). Hallanak a természetben fellelhető ehető növényi részek elkészítéséről, a régi népi gyógymódokról, a vízszennyezés során átalakuló vízi makrogerinctelen faunáról, a geológiai folyamatokról és azoknak a jelenlegi élővilág kialakulásában betöltött szerepéről. Kőzeteket, ásványokat és ősmaradványokat gyűjtenek, megismernek több mérgező növényt és a gyógynövények

alkalmazási módjait részleteiben is, hajnali madarászon és éjszakai csillagászon vesznek részt. Célunk a többoldalú látásmód, a globális gondolkodás kialakítása, a jelen megismertetése a múlt feltárásával és egy ökológiailag érzékeny életmódú jövőkép kialakításával egyidejűleg, a pazarlásra épülő fogyasztói társadalom visszasságainak bemutatásával (elsősorban esti beszélgetések során).

Mindezen célok eléréséhez, a programok során fő módszerünk a rácsodálkoztatás, a természet megismertetése és megszerettetése felszabadult hangulatban, a közvetlen tapasztalásra és a megélt helyzetekre építve, ahol a gyermekek aktív közreműködői saját tanulási folyamatuknak. Hangsúlyt fektetünk ugyanakkor a közösségi tudat fejlesztésére is.

### *Önkéntesek feladatai és ezek meghatározása, vezetése*

A tábor vezetőjét a szervező önkéntesek közössége választja ki a szervezés időszakában. Karizmatikus, hiteles, és határozott fellépésű személyiségének rendelkeznie kell irányítási, delegálási, adminisztrációs készséggel, logisztikai és időérzékkel. Vezetési képességeken belül rendelkezzen motiválási, feladat- és problémamegoldó, konfliktuskezelő és döntési képességgel. Fogékony közeg, támogató közösség kialakítására, felismerésére legyen képes.

Önkéntesek vezetése esetén gyökeresen más stratégiát kell követnünk, mint a fizetett alkalmazottak irányításakor. Tekintettel arra, hogy az önkéntesek lelkesedésből, elkötelezettségéből dolgoznak, közösen meghatározott célokért, közösen kialakított munkarend szerint, így nagyobb nyitottságra és megengedőbb légkörre van lehetőségünk. A vezető nehéz helyzetbe kerül abból a szempontból, hogy inkább barátokat, mint munkatársakat kell vezetnie, ugyanakkor mindez inkább koordinálás, mint irányítás. Ehhez szükséges a feladatkörök és azok határidejének pontos meghatározása, és ezek önkéntes elvállalásának ösztönzése, nagyjából egyenlő terhelés kialakításával a csapaton belül.

Az érvényben lévő munkaügyi szabályozások értelmében az önkéntesekkel önkéntes szerződéseket kell kötni, amelyben az önkéntes kötelezettséget vállal a rá kirótt feladatok elvégzésére, ennek kikényszerítésére azonban nincs mód és nem is szerencsés. Késedelmes vagy hiányos teljesítés veszélye esetén a közös cél és a többi csapattag munkájának veszélybe kerülésére hivatkozhatunk. Elengedhetetlen a sikerek közös átélése, a rendszeres pozitív visszacsatolás. Elismerésünknek adjunk hangot szélesebb körben, viszont soha ne bíráljunk személyeket a csapat előtt nyilvánosan. Negatív visszacsatolások esetén használjuk

a pozitív-negatív-pozitív hármas technikát: először dicsérjük, majd beszéljük meg az önkéntessel a problémákat és végül pozitív visszajelzéssel zárjuk a beszélgetést (Bundai *et al.* 2009).

Az önkéntesek feladatai igen sokfélék, tekintettel arra, hogy teljes egészében nekik kell megszervezniük a tábor életét, minimális infrastruktúra használatával. A megvalósítást megelőző feladatok a táborhelykeresés, a pályázatírás, az engedélykérelmek összeállítása és kezelése, a meghirdetés és a jelentkezések gyűjtése, a keretmese forgatókönyvének részletes kidolgozása, a tábori menü és a 10-12 gyermekből álló családok összeállítása. A megvalósítás során legfontosabb feladataik a táborhely kialakítása (közösségi sátrak felállításával mellett bronzkori jellegű földbe ástott tűzhelyek kialakítása, emésztőgödörök ásása stb.), a beszerzés (különös tekintettel az élelmiszer- és vízszállítás), a konyha működtetése és a gyermekek ottani munkájának vezetése, valamint a gyermekek felé „24 órás szolgálat” ellátása (családok felügyelete, szakmai és délutáni foglalkozások vezetése stb.).

A tábort követő feladat a pénzügyi elszámolás elkészítése, az értékelés (az egész tábor szintjén és a családok szintjén egyaránt), a táborfelszerelésen esett hibák kijavítása, illetve évközi találkozók szervezése.

### Értékelés

Az elmúlt 25 év Süni táboraiban újfajta, összetett pedagógiai módszer, személyiségközpontú egyéni és közösségi nevelés fejlődött ki az egyéni felfedezés ösztönzésével a közvetlen tapasztalásra és a megélt helyzetekre építve, emóciókon keresztül közelítve, az egyéni kötődés kialakítása közben a közösségi tudatot is fejlesztve.

A tábort szervező és lebonyolító önkéntesek döntő része ebben a közösségben nőtt fel, így hitelesen képviseli nemcsak szakmai, hanem szemléleti és metodológiai oldalról is mindazt, amit a táborok hordoznak, valamint a feladatok nagy részét jól ismeri és szükségességüket adott helyzetben felismeri. A megvalósítás során adódó kisebb feladatokat nagyjából egyenlő arányban önkéntesekre delegálva megosztható a felelősség, ami nemcsak a vezető terheit csökkenti, hanem növeli az önkéntesek elkötelezettségét is és hatékonyabbá teszi a munkát. Több éves nyári szabadságuk terhére vesznek részt teljes egészében önkéntesként a táborhely kialakításában, csoportok éjjel-nappali felügyeletében és szakmailag hiteles, ugyanakkor emocionális oldalról is feltöltött, látványos



és izgalmas kirándulások vezetésében. A tábor haladó változatából (Sündörgő tábor) kinövő gyerekeket segédként bevonva pedig a célcsoport tagjait is megtarthatjuk e nemes pályán.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönetünket fejezzük ki egykori Süni táborbeli mestereinknek, Breuer László Suminak, Czippán Katalinnak, Kizsel Vilmosnak, Standovár Tibornak és Szilágyi Lászlónak, valamint mindenkinek, aki szervezőként vagy résztvevőként hozzájárult az elmúlt 25 év táboraiban a Süni tábor, mint pedagógiai módszer kialakításához és gyakorlásához.

### Irodalomjegyzék

- Adorján, R. (1998): *Magonc – természetismereti játékok az erdőben*. – Mecsek Erdészeti Rt., Pécs, 91 pp.
- Bundai, Zs. & Filó, A. & Malatinszky, Á. (szerk.) (2009): *Süni – természetismereti nomád táborok szervezésének praktikuma*. – Pangea Kulturális és Környezetvédelmi Egyesület, Vác, 142 + 95 + 55 + 87 pp.
- F. Nagy, Zs., & Molnár, Á. (2004): *Természetismereti játékgyűjtemény*. – Ökológiai Intézet a Fenn tartható Fejlődésért Alapítvány, Miskolc, 37 pp.
- Huckle, J., & Sterling, S. (1996): *Education for Sustainability*. – Earthscan, London, 236 pp.
- Lehoczky, J. (1999): *Iskola a természetben, avagy a környezeti nevelés gyakorlata*. – RAABE Klett Könyvkiadó, Budapest, 258 pp.
- Vásárhelyi, T., & Victor, A. (szerk.) (2003): *Nemzeti Környezeti Nevelési Stratégia*. – Magyar Környezeti Nevelési Egyesület, Budapest, 174 pp.
- Wheeler, K. A., & Bijur, A. P. (2001): *A fenntarthatóság pedagógiája – A remény paradigmája a XXI. század számára*. – Körlánc Egyesület, Budapest, 170 pp.
- http1: [http://www.earthcharterinaction.org/invent/images/uploads/echarter\\_hungarian.pdf](http://www.earthcharterinaction.org/invent/images/uploads/echarter_hungarian.pdf)

## **Involvement of volunteers into environmental education of age 8-18: 25 years of the Hedgehog Camps**

Malatinszky Ákos<sup>1</sup>, Ádám Szilvia<sup>1</sup>, Benicsek Mihály<sup>2</sup>, Bundai Zsófia<sup>2</sup>,  
Fehérvári Bence<sup>2</sup> and Filó Andrea<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,  
Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology, 2103 Gödöllő, Páter K. 1.*

<sup>2</sup>*Pangea Cultural and Environmental Association, 8426 Pénzesgyőr, Béke u. 57.  
e-mail: malatinszky.akos@kti.szie.hu*

The „Süni” (Hedgehog) summer camps on knowledge of nature, organized by Pangea Cultural and Environmental Association for children between 8 and 18, are effective means of environmental education. Most important aim of these programs is to create direct connections between children and nature by making them get experiences on elements and phenomena of nature from different dimensions, while improving their skills on cooperation. The main aim is to create as many connections between children and nature as possible, in order to make them recognize the diversity and investigate in further exploration as well as create a claim for the preservation of living beings as being adults. Daily activities are integrated into a complex system by a frame story. Most of the organizer volunteers have grown up within this community and thus, they are genuine representatives of all these camps carry from scientific and methodological aspects. Their tasks are taken responsibly, however, their leadership is complex and needs different strategies than the ordinary ones.

Keywords: environmental education, camp, volunteer, experience pedagogy.

## Kinek szolgált a természet?

Margóczy Katalin<sup>1</sup>, Málóvics György<sup>2</sup>, Gébert Judit<sup>2</sup> és Roboz Ágnes<sup>1</sup>

<sup>1</sup> SZTE TTIK Ökológiai Tanszék, 6726 Szeged, Középfasor 52.,  
e-mail: margoczy@bio.u-szeged.hu

<sup>2</sup> SZTE GTK Közgazdaságtani és Gazdaságfejlesztési Intézet,  
Regionális Gazdaságfejlesztési Szakcsoport, 6722 Szeged, Kálvária sgt. 1

Összefoglaló: Kvalitatív társadalomkutatói módszerrel vizsgáltuk a természet által a helyi lakosoknak nyújtott szolgáltatásokat. Egy Maros-menti területen, Magyarcsanak környékén 28 félig strukturált mélyinterjút készítettünk, Gyula környékén pedig, egy szántóföldek és szikes gyepek uralta tájban 16 személlyel beszélgettünk. Megállapítottuk, hogy a helyiek elsősorban a jólétüket legközvetlenebbül érintő termelő és kulturális szolgáltatásokat észlelik, ezeknek tulajdonítanak fontosságot. Minél határozottabb a hivatásos természetvédők jelenléte egy területen, annál nagyobb az esélye, hogy komoly konfliktus alakul ki a helyi közösségekkel szemben. A helyiek érdemi bevonása a védett területek kezelésébe (használatába) elengedhetetlennek tűnik. Hagyományos tudásuk felhasználása fontos természetvédelmi szempont, de fokozottan kell ügyelni arra is, hogy a területhasználat számukra is életlehetőséget biztosítson.

Kulcsszavak: ökoszisztéma szolgáltatások, helyi érdekeltek, nemzeti park, konfliktuskör.

### Bevezetés

Az 1992-ben megszületett Biológiai Sokféleség Egyezmény inspirálásának hatására egy globális tudományos program során elkészítették a biológiai sokféleségről meglévő tudásunk áttekintését és összegzését. Az így létrejött Global Biodiversity Assessment még többnyire önmagában beszélt a biodiverzitás megőrzésének fontosságáról, azt magától értetődőnek tekintette (Heywood 1995). Egy évtized múltán azonban egy másik globális program, a Millennium Ecosystem Assessment (MEA) egyik kulcsüzenetében megállapították, hogy minden eddigi törekvés ellenére az utóbbi 50 évben a biodiverzitás soha nem látott mértékben csökkent, és a pusztulás nem látszik mérséklődni (MEA 2005). A MEA egy jelentős szemléletváltozás kezdetét jelentette a természetvédelem-

ben is (Margóczy 2009). A MEA kulcsüzenetei között szerepelnek olyan fontos megállapítások, miszerint a biodiverzitás nemcsak az anyagi jólétet növeli, hanem hozzájárul a biztonsághoz, a regenerálódáshoz, a társadalmi viszonyok javításához, az egészséghez és a szabadsághoz. Tehát a természet megőrzésének fő indoka az, hogy az ökoszisztémák (a természet nagy, működési egységei) nélkülözhetetlen javakat és szolgáltatásokat nyújtanak az emberiség számára. Az ökoszisztéma szolgáltatások tehát a legelterjedtebb megfogalmazása szerint a természetes és ember által módosított ökoszisztémák által a társadalom számára biztosított kézzel fogható és nem kézzel fogható hasznok (MEA 2003). Ezért alapvető fontosságú az ökoszisztéma szolgáltatások értékelési technikáinak kidolgozása és alkalmazása.

Magyarországon a Környezeti Társadalomkutatók Csoportja (ESSRG, Gödöllő, SZIE) készítette el a természet adta javak és szolgáltatások szakértői és állampolgári értelmezését (Kelemen *et al.* 2010a), és adott módszertani útmutatót a szolgáltatások nem pénzbeli értékeléséhez (Kelemen *et al.* 2010b). A nem pénzbeli értékelés során személyes interjúk készülnek a helyi emberekkel. A cél általában annak feltárása és megértése, hogy mit is gondolnak az emberek a helyi természeti környezetről, mit tartanak abban értéknek, életük, „jólétük” szempontjából fontosnak.

Hasonló felmérések készültek Magyarországon a Borsodi-ártér területén (Mihók *et al.* 2006), a Borsodi Mezőségen (Bodorkós & Mertens, 2009), a Kiskunságban (Kelemen *et al.* 2010a), és az Alpári öblözetben (Kelemen *et al.* 2009). Ezek a felmérések általában azt állapították meg, hogy a természetközeli területek közelében lakók és a területek helyi használói, a helyi közösségek tudatában vannak a természetközeli területek által biztosított ökoszisztéma szolgáltatások sokféleségének, és fontosnak tartják azokat is, amelyekből közvetlen anyagi hasznot nem remélhetnek. Az ökoszisztéma szolgáltatások koncepciójával a szolgáltatások hasznélvezői közti konfliktusok is könnyen megérthetők és felszínre hozhatók. Kelemen *et al.* (2009) részletesen elemezték az Alpári öblözetben a tájhasználat-váltás miatt bekövetkező változások következtében a helyi közösség és a nemzeti park igazgatóság között kialakult konfliktust.

Két területen vizsgáltuk és elemeztük az ökoszisztéma szolgáltatások helyiek által történő észlelését és értékelését. A kutatás eredeti céljai között nem szerepelt a természetvédelmi kezelő és a helyi lakosok közötti konfliktus feltárása, de az interjúkban gyakran, spontán módon szóba került ez a téma, így érdemesnek tartottuk ezt a kérdéskört is elemezni.

## Módszerek

### *A kutatási területek jellemzése*

Vizsgálatainkat egy magyar-román kutatási együttműködés keretében végeztük (Körmöczy 2011), ezért választottunk az országhatárhoz közeli területeket. Magyarországon közelében természetközeli területek a Maros hullámterében találhatóak. A hullámtér túlnyomó része a Körös-Maros Nemzeti Park Maros-ártér nevű egységének része. A tájtörténeti vizsgálatok szerint ezen a viszonylag magas ártéren a 18. századtól folyamatosan voltak erdők és gyepek, a szántók aránya a 20. század elején vált jelentőssé. Később, a század közepén faültetvényeket is létesítettek a hullámtérben. A helyi termelősövetkezet a gyepeket igen intenzíven használta, összesen mintegy 2000 állat legelt a 300 ha öntözött leelőn. A folyóhoz közeli területeken magántulajdonú kiskertek is voltak (Málovics *et al.* 2011). A kilencvenes évek végén a termelősövetkezet megszűnése és a Körös-Maros Nemzeti Park megalakulása szinte egybeesett, így a földek nem kerültek magántulajdonba. A nemzeti park igazgatóság átvette a terület kezelését. A nemzeti park igazgatóság a gyepeket saját állataival igyekszik legeltetni, de bérbé is adja őket, a tájidegen faültetvények helyére őshonos fajokat telepít, a kiskerteket igyekszik megvásárolni, a szántókat pedig gyeppé vagy erdővé alakítani (Csáki I. szóbeli közlés).

Gyula városától délre a fennmaradt szikes gyeppragmentumok a Gyula-szabadkígyósi gyepek nevű Natura 2000 területhez tartoznak. Ezen a területen a 18. sz. végétől kezdve fokozatosan felszántották a művelésre alkalmas területeket, de a szikes, vizenyős részek a mai napig megmaradtak gyeppé. A 20. sz. második felében a helyi termelősövetkezetek ezeken a gyepeken is viszonylag sok állatot legeltettek, főleg szarvasmarhát, és valamivel kevesebb juhott. A rendszerváltás (1990) után a terület túlnyomó része magántulajdonba került. A szántókon jellemző a nagy parcellaméretű, intenzív növénytermesztés. Az állatlétszám itt is a töredékére esett vissza, a gyepeken ma alig van legelő állat (Erdős *et al.* 2011). A földtulajdonosok főként a mezőgazdasági támogatásokból szereznek jövedelmet (Gébert *et al.* 2011).

### *Az alkalmazott társadalomtudományi kutatási módszerek*

Kutatási céljaink eléréséhez kvalitatív társadalomkutatási módszertant választottunk (Kelemen *et al.* 2010b). A kutatás során 2010 nyarától 2011 janu-

árjával bezárólag a térségben lakók, területhasználók közül Magyarcsanád környékén 26, Gyula környékén pedig 16 személlyel készítettünk félig strukturált mélyinterjút, melynek során az interjúalanyt egy előre összeállított kérdéssort (interjúfonalat) rugalmasan követve kérdeztük, de hagytuk hogy esetleg más témákról is beszéljen.

Ez az interjúmennyiség egy „hagyományos” szemléletű társadalomtudományi kutatásban messze elégséges (Babbie 2008) azonban nem teszi lehetővé a statisztikai, kvantitatív értékelést, mert nem tudjuk, hogy reprezentatív volt-e a mintavételünk? Az interjúalanyok első körét a helyi természetvédelmi őr útmutatása alapján választottuk ki, majd az interjúalanyokat kértük meg, hogy ajánljanak számunkra további beszélgetőpartnereket. A megkérdezettek között Magyarcsanád környékén 14 gazdálkodó, 2 természetvédelmi szakember és 10 más foglalkozású helyi lakos, Gyula környékén pedig 10 gazdálkodó, 1 természetvédelmi szakember és 5 más foglalkozású helyi lakos volt.

Interjúink során – a megkérdezettek foglalkozásától, megélhetésétől, élet-helyzetétől függően – az alábbi témakörökre tértünk ki: az interjúalany munkája, élete, a helyi életlehetőségek, gazdálkodási lehetőségek, a helyi természeti értékek és a természeti környezet változásai. Az interjúk közben folyamatosan jegyzeteltünk, hangfelvételt nem készítettünk. Amikor az interjúkból idézünk, akkor ezt jegyzeteink alapján tesszük.

Az elemzésnél a Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) tipológiája szerint csoportosítottuk az ökoszisztéma szolgáltatásokat (1. táblázat), és megnéztük, hogy egy-egy szolgáltatást sokan, többen, néhányan vagy egyáltalán nem említettek a két vizsgált területen. A támogató szolgáltatások értékelése kapcsán több kritika fogalmazódott meg az utóbbi időkben (pl. Hein *et al.* 2006), így jelen tanulmányban ezek elemzésére nem vállalkozunk.

A természetvédelemmel kapcsolatos vélekedések elemzésére a konfliktuskör (1. ábra) tipológiáját (Moore 2003) alkalmaztuk.

## Eredmények

### *A ökoszisztéma szolgáltatások érzékelése és értékelése*

Szinte minden interjúalanyunk mindkét területen kiemelt fontosságot tulajdonítanak a mezőgazdasági tevékenységgel összefüggő, a lakosok egzisztenciális helyzete szempontjából kulcsfontosságúnak tartott termelő szolgáltatások-

**1. táblázat.** A MEA (2005) által csoportosított ökoszisztéma szolgáltatások említésének gyakorisága a két mintaterületen. (+++: sokan említették, ++: többen említették, +: egy vagy néhány ember említette).

<b>Ellátó szolgáltatások</b>	<b>Magyar- csanád</b>	<b>Gyula</b>
élelmiszer	+++	+++
takarmány	+	++
energiaforrás, tüzelőanyag	++	++
faanyag, ill. egyéb nyersanyag	++	
biokémiai, orvosi célú anyagok	+	
genetikai készletek (fajgazdagság)	++	
díszítő elemek		
<b>Szabályzó szolgáltatások</b>		
széndioxid megkötés (levegő minőség)		+
éghajlat szabályozás		
felszíni és felszín alatti vizek szabályozása, minőségének fenntartása		
árvizek elleni védelem	+	
erózió elleni védelem	+	
faji reprodukció biztosítása	+	
szennyezőanyagok lebontása		
beporzás		
kártevők és fertőzések elleni védelem		
viharok elleni védelem		
zaj és por elleni védelem		+
biológiai nitrogén megkötés (biological nitrogen fixation)		
természet és biodiverzitás védelem	+	
<b>Kulturális szolgáltatások</b>		
kulturális, történelmi és vallási örökség	+	+
tudományos és oktatási szolgáltatás	+	
rekreáció és turizmus	++	++
esztétikai érték, vonzó tájkép	++	
egyéb kulturális vagy művészeti információk, inspiráció		
a hely szelleme	+++	

nak (1. táblázat). Az élelmiszertermelés kapcsán hangsúlyozzák a szántóföldi termelés és a zöldség és gyümölcsstermesztés fontosságát, az ehhez kiváló helyi adottságokat: „A Maros hazai oldalán kiválóak a természeti adottságok a mezőgazdasághoz. Búzát, kukoricát, zabot, árpat természetnek, később terjedt el a hagyma és a fokhagyma. Jellemző a gyökér.”

Sok interjúalany egyetért abban, hogy ma már az állattenyésztés nem jövedelmez eléggé, aki eddig foglalkozott vele, az is inkább növénytermesztésre váltott: „Régen sokkal több volt az állat a környéken. Az állattenyésztésből vígan meg lehetett élni, ma már nem tud megélni egy gazda ebből, mert nincs értéke a tejnek, a húsnak.”

Főleg Gyula környékén hangsúlyozták sokan, hogy a rossz szabályozások, és a túlzott bürokrácia versenyképtelen helyzetet teremtettek a mezőgazdaságban: „A mezőgazdasági törvények a gazdákat nagyon megszorítják. A legapróbb hibák miatt is kukacoskodnak, nem tarthatom a trágyát a földem szélén, két hónap után arrébb kell vinnem, ha csak 10 métert is, de ellenőrzik műholddal.”

A mezőgazdasági termelés mellett viszonylag gyakran említett termelő szolgáltatások még Magyarcsanád környékén a hal, illetve vadállomány. Szintén többen említik jelentős tényezőként a megújuló energiaforrásokat, elsősorban a tüzfűt, és a mezőgazdasági termeléshez felhasznált földhőt. A termelő szolgáltatások közül megjelentek még az élelmiszerek közül a méz, az ivóvíz, valamint a biokémiai, orvosi célú nyersanyagok.

A szabályozó szolgáltatásokról viszonylag keveset beszéltek interjúalanyaink, és viszonylag kevés szabályozó szolgáltatás volt az, amiről a beszélgetések során egyáltalán szó esett. Ilyen szabályozó szolgáltatások Magyarcsanád környékén az árvizek elleni védelem, az erózió elleni védelem, a faji reprodukció biztosítása, valamint a természet- és biodiverzitás védelem. Gyula környékén a szabályozó szolgáltatások közül egyedül a „jó levegő biztosítása” került szóba, tehát a megkérdezettek ezeket a szolgáltatásokat nem érzékelik.

A kulturális szolgáltatások közül az összes szakirodalmi kategóriát megemlétték Magyarcsanád környéki interjúalanyaink (1. táblázat). Különös hangsúlyt (sok említést) kapott a kulturális, történelmi és vallási örökség, mint ökoszisztéma szolgáltatás. „A Maros a legfontosabb természeti érték, nyaranta a gyermekekkel napokat töltünk a folyónál. Nem tudom elképzelni az életemet a Marost övező fák nélkül, melyek a tiszta levegőt biztosítják.” Többen is megemlétték az interjúalanyok közül, az ún. „a hely szelleme” szolgáltatást: „A volt anyósom úgy tisztelte a természetet, hogy ha kiment a Szigetbe, megölelte, megpuszilta



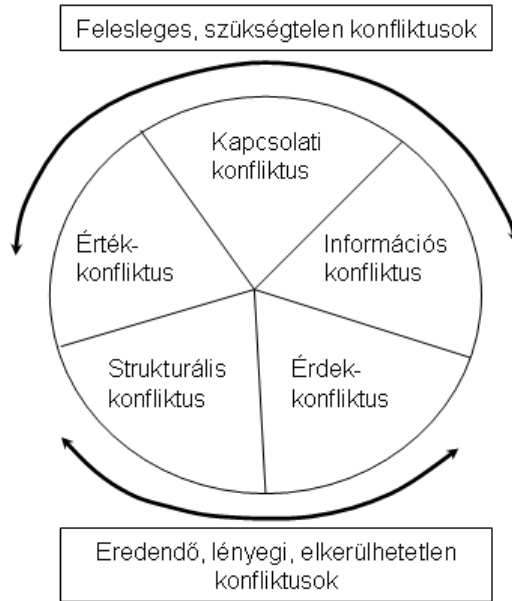
a diófát... Szeretünk itt élni: én már nem tudnék máshol élni. Itt szoktuk meg”

Egy-két interjúalany említette meg a tudományos és oktatási szolgáltatást, az esztétikai értéket, és az egyéb kulturális vagy művészeti információk, inspirációk szolgáltatásokat. Kulturális szolgáltatásként több interjúalany is említette a Gyula környéki kunhalmokat, és egy gazdálkodó a várat. A turizmusnak, mint kulturális szolgáltatásnak a jelentősége Gyulán nagy, ám megítélésében nem volt egyetértés az interjúalanyoknál. Egyesek annak fejlesztésében látják a város jövőjét, a mások inkább a mezőgazdaságra is számítanak.

#### *A természetvédelmi kezelő és a helyiek közötti konfliktus*

Mindkét kutatási területen feltűnt, hogy sok interjúalany negatívan nyilatkozott a természetvédők munkájáról, legalábbis a betartandó szabályokról, amelyek szerintük sokszor értelmetlenek, vagy egyenesen károsak a gazdálkodásnak: „Nem értek egyet a Nemzeti Park által megszabott szabályokkal. Régen rend volt a környéken, most meg még a fűvet se lehet levágni az út mellett. Feleslegesnek tartom a Nemzeti Park munkáját. Régen is éltek itt ezek az állatok, növények. Akkor nem védte őket senki, mégis megmaradtak.”

A konfliktuskör (1. ábra) tipológiáját alkalmazva a Magyarcsanak környékén készült interjúkra kijelenthető, hogy abban mindegyik konfliktustípus megjelenik. Az ökoszisztéma-szolgáltatások közti átváltás (amikor két szolgáltatás közül vagy az egyik, vagy a másik vehető csak igénybe) alapvetően egy érdekkonfliktusnak tekinthető. Míg ugyanis a nemzeti park igazgatóság az élőhely rekonstrukcióban (biodiverzitás szolgáltatás) érdekelt a Maros hullámterében, addig a gazdálkodók és a helyi közösség egy része a termelő szolgáltatásokban, valamint a rekreációs és idegenforgalmi szolgáltatások kihasználásában érdekelt. A helyiek jelentős része a nemzeti park igazgatóságot egy olyan szervezetnek látja, amely nem elsősorban természetvédelmi célokat követ, hanem saját egzisztenciájának megteremtésén, nyereségének növelésén fáradozik. A strukturális konfliktusokat sokszor a felek által nem befolyásolt korlátozó tényezők alakítják ki, pl. távolság- vagy időkorlát, szervezeti felépítés, szervezési nehézségek stb. Itt ilyen nehézség lehet a nemzeti park igazgatóság bevételkényszere és emberi kapacitáshiánya. A megkérdezettek úgy érzik, hogy a nemzeti park igazgatóság nem kommunikál velük, nem kíváncsi a véleményükre, nem tájékoztatja őket. Így egy információs konfliktus is kialakul, amelyhez még egy értékkonfliktus is hozzájárul. Ugyanis a „szép”, „élvezhető”, „természetes” táj a helyiek szemé-



**1. ábra.** A konfliktusok típusai a konfliktuskör elmélete alapján. (Forrás: Kalóczkai, 2009).

ben egy emberi beavatkozásoktól nem mentes, „rendben tartott”, emberek által használható tájat jelent, nem pedig egy „elvadult” természetes tájat. Mindezek a konfliktusok komoly kapcsolati konfliktushoz vezetnek, amikor a helyiek egy része már kifejezetten ellenséges módon viszonyul a nemzeti park igazgatóságához és annak élőhely rekonstrukciós programjához.

Gyula környékén a gyepterületek Natura 2000 minősítése okozza a legtöbb természetvédelemmel kapcsolatos konfliktust. Hiába jelent esetleges plusz jövedelmet a nagyobb támogatás, a földtulajdonosoknak mégis tehernek érzik: „Évekkel ezelőtt tájékoztatták a gazdákat, hogy a gyeppel kb. 100 ha Natura 2000-es területté lesz nyilvánítva, ezt mindenki ellenezte, de 2 éve hivatalosan is annak számít. Mióta megszületett a törvény megpróbáljuk azt betartani, pedig nyilvánvaló kárunk származik belőle: a kaszálási idők megszabása miatt rosszabb minőségű szénát tudunk csak lekaszálni és ezért bérelnünk kell más, nem védett területeket.” Ez alapvetően egy érdekkonfliktusnak tekinthető.

## Értékelés

Kutatásunk alapján azt mondhatjuk, hogy a helyiek elsősorban a jólétüket legközvetlenebbül érintő termelő és kulturális szolgáltatásokat észlelik, leginkább ezeknek tulajdonítanak fontosságot. A vizsgált tájhoz való érzelmi kötődés (a „hely szelleme”, mint kulturális szolgáltatás) a Magyarcsanád-környékiekre jellemzőbb volt, sokan szeretettel emlegették a Maros menti tájat. Gyula környékén a szikes gyepeket azonban ilyen módon nem értékelték. Egy korábbi vizsgálat (Kelemen *et al.* 2009) is feltárta, hogy folyó menti táj szépsége, varázsa Tiszaalpáron is fontos volt a legtöbb helybéli számára, és ott a szabályzó szolgáltatásokat is többen említették mint az itt vizsgált területeken. A legjelentősebbnek azonban a tiszaaipáriak is a termelő szolgáltatásokat értékelték (Kelemen *et al.* 2009).

A feltárt és elemzett természetvédelemmel kapcsolatos konfliktus már-már típuskonfliktus Magyarországon, korábbi kutatások ugyanis hasonló helyzeteket tártak fel. Mihók *et al.* (2006) még csak futólag említik, hogy a hivatásos természetvédelemnek jelentős „közegellenállást” kell legyőzni, és láthatólag nincs elég kapacitásuk arra, hogy a helyben élő közösségek attitűdjét, ismereteit, szándékait szisztematikusan feltérképezzék. Bodorkós & Mertens (2009) intézményi elemzésük során egymásra halmozódó problémákat (kárpótlás, mezőgazdasági támogatás, tulajdonviszonyok, piaci lehetőségek, a természetvédők bevétel-kényszere) tártak fel ezen a területen. Kelemen *et al.* (2009) azt találták, hogy a tájhasználat-váltás miatt bekövetkező változások elsősorban érdekalapú konfliktusok kialakulását eredményezték a helyiek és a természetvédők között.

Az eddigi vizsgálatok alapján úgy tűnik, hogy minél határozottabb a hivatásos természetvédők jelenléte egy területen, minél nagyobb földterület vagyongazdálkodását végzik a saját szakmai megfontolásaik alapján, annál nagyobb az esélye, hogy komoly konfliktusok alakuljanak ki a helyi közösségekkel szemben, akik úgy élik ezt meg, hogy őket kirekesztik a természet által nyújtott szolgáltatások igénybevételéből (Magyarcsanád és Tiszaalpár környéke). Gyula környékén a földek magántulajdonban voltak, és a tulajdonosok, földhasználók berzenkedtek ugyan a Natura 2000 szabályzás ellen, de hajlamosabbak voltak belenyugodni, mert nem érezték magukat teljesen kirekesztettnek.

Gyakran hangoztatott vélemény, hogy a jelenleg védendő természeti értékek fennmaradásához hagyományos területhasználatra (organikus gazdálkodásra) van szükség. Egykor a tájban élő, gazdálkodó ember (pontosabban közösség)

tapasztalatai elegendőek voltak a tájak ökológiai rendszereinek hosszú távú, fenntartható használatához (Molnár *et al.* 2010). A hagyományos ökológiai tudás feltárása, megismerése nemcsak a természetvédelmi kezelések tervezésében lenne nagyon hasznos, hanem valószínűleg enyhíthetné a helyi gazdálkodók és természetvédők közötti ellentétet is. Vizsgálataink alapján azonban azt is megállapíthatjuk, hogy a helyi gazdák nem mindig ezeket a hagyományos, fenntartható területhasználati módszereket szeretnék alkalmazni, hanem olyanokat, amivel a jelenlegi piaci és technológiai lehetőségek mellett több jövedelemhez lehet jutni. A helyi gazdálkodók érdemi bevonása a védett területek kezelésébe (használatába) elengedhetetlennek tűnik. Fokozottan kell ügyelni arra is, hogy a területhasználat számukra is életlehetőséget biztosítson, mert csak ez oldhatja fel a jelenleg oly gyakran tapasztalt a helyi közösség és a természetvédők közötti konfliktust. A jelenlegi konfliktusok feloldásához a részvételi döntéshozási technikák fejlesztésére és alkalmazására is szükség van.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Hálásan köszönjük 42 interjúalanyunknak, a terepi munkában részt vett hallgatóknak, valamint Csáki Imrének és Forgách Balázsnak a KMNPI természetvédelmi őrleinek a segítségét! A kutatásokat a HURO/0801/194 és a HURO/0901/205/2.2.2 számú programok támogatták.

### Irodalomjegyzék

- Babbie, E. (2008): *A társadalomtudományi kutatás gyakorlata*. - Balassi Kiadó, Budapest.
- Bodorkós, B. & Mertens, C. (2009): Kié a föld? Intézményi elemzés a természetvédelem helyi irányításáról. – *Természetvédelmi Közlemények* 15: 103–118.
- Erdős, L., Bátor, Z., Zalatnai, M., Margóczy, K., Cseh, V., Tolnay, D. & Körmöczy, L. (2011): Effects of different land-uses on alkaline grasslands – implications for conservation. - In: Körmöczy L. (ed.): *Ecological and socio-economics relations in the valleys of river Körös/Cris and river Maros/Mures*. TISCIA monograph series. Szeged-Arad, pp. 97–110.
- Gébert, J., Málóvics, Gy. & Margóczy, K. (2011): Ecosystem services at Gyula site as perceived by local people. - In: Körmöczy L. (ed.): *Ecological and socio-economics relations in the valleys of river Körös/Cris and river Maros/Mures*. TISCIA monograph series. Szeged-Arad, pp. 176–209.
- Hein, L., van Koppen, K. A., de Groot, R.S. & van Ierland, E. C. (2006): Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. – *Ecological Economics* 57: 209–228.
- Heywood V. H. (ed.) (1995): *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press. 1140 pp.

- Kalóczkai, Á. (2009): *Nemzeti parkok és gazdák: együttműködés és konfliktus*. Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- Kelemen, E., Bela, Gy. & Pataki, Gy. (2010a): *Természet adta javak és szolgáltatások: szakértői és állampolgári értelmezések*. – ESSRG Füzetek, 1. szám, SZIE KTI, Gödöllő. Környezetgazdaságtani Tanszék, Környezeti Társadalomkutatók Csoport, Gödöllő. 18 pp.
- Kelemen, E., Bela, Gy. & Pataki, Gy. (2010b): *Módszertani útmutató a természet adta javak és szolgáltatások nem pénzbeli értékeléséhez*. – ESSRG Füzetek, 2. szám, SZIE KTI Környezetgazdaságtani Tanszék, Környezeti Társadalomkutatók Csoport, Gödöllő. 21 pp.
- Kelemen, E., Málovics, Gy. & Margóczy, K. (2009): Ökoszisztéma szolgáltatások felmérése során feltárt konfliktusok az Alpári-öblözetben. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 119–133.
- Körmöczy, L. (ed.) (2011): *Ecological and socio-economis relations in the valleys of river Körös/Cris and river Maros/Mures*. – TISCIA monograph series. Szeged-Arad. 230 pp. <http://expbio.bio.u-szeged.hu/ecology/tiscia/monograph/TISCIA-monograph9.pdf>
- Málovics, Gy., Margóczy, K. & Gébert, J. (2011): Ecosystem services at Magyarcsanád site as perceived by local people. - In: Körmöczy L. (ed.): *Ecological and socio-economics relations in the valleys of river Körös/Cris and river Maros/Mures*. – TISCIA monograph series. Szeged-Arad, pp. 175—208.
- Margóczy, K. (2009): A klasszikus, a modern és a posztmodern paradigma. – 8. *Magyar Ökológus Kongresszus, Előadások és poszterek összefoglalói*. 143 p.
- Mihók, B., Erős-Honti, Zs., Gálhidy, L., Bela, Gy., Illyés, E. & Tinya, F. (2006): A Borsodi-ártér természeti állapota a helyben élők és az ökológusok szemével – interdiszciplináris kutatás a hagyományos ökológiai tudásról. – *Természetvédelmi közlemények* **12**: 79–103.
- MEA (2003): Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being. A framework for assessment. – Island Press, Washington, D.C.
- MEA (2005): Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. – Island Press, Washington, DC.
- Molnár, Zs., Bartha, S. & Babai, D. (2009): A népi növényzetismeret és az etnogeobotanikai, ökológiai antropológiai megközelítés szerepe napjaink vegetáció- és táj kutatásában. – *Botanikai Közlemények* **96**: 95–116.
- Moore, M. (2003): *The Mediation Process: Practical Strategies for Resolving Conflict*. Wiley, John & Sons, Incorporated, 3. kiadás.

## Ecosystem services, to whom?

Katalin Margóczy<sup>1</sup>, György Málovics<sup>2</sup>, Judit Gébert<sup>2</sup> and Ágnes Roboz<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *University of Szeged, Department of Ecology, 6726 Szeged, Középfasor 52.*

<sup>2</sup> *University of Szeged, Institute of Economics and Economic Development, Division of Regional Economic Development, 6722 Szeged, Kálvária sgt. 1*

We studied the ecosystem services, perceived by local people applying qualitative social research method. 28 semi-structured in-depth interviews were made in a study site along the River Maros, near to the village Magyarcsanád, and we interviewed 16 people in the vicinity of Gyula, where the landscape is dominated by arable fields and alkali grasslands. We can conclude that local people perceive and give a key importance to those provisioning and cultural services that affect their welfare directly. If the activity of official nature conservationists is rather strong, development of a serious conflict between them and the local communities is very possible. So the participation of local people in decision-making on the management of protected areas is necessary. Using the traditional knowledge of local people is an important conservation goal, but to provide a benefit from land use to them is inevitable as well.

Keywords: ecosystem services, local stakeholders, national park, conflict circle.

# A gyeprekonstrukció hatása a kisemlős együttesekre Egyek-Pusztakócson (Hortobágy)

Mérő Thomas Oliver és Bocz Renáta

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.  
e-mail: thomas.oliver.mero@gmail.com

Összefoglaló: Elevenfogó csapdázással vizsgáltuk az Egyek-Pusztakócsi-mocsárrendszer (Hortobágyi Nemzeti Park) szántóinak, valamint rekonstruált és természetes gyepeinek kisemlős együtteseit. A mintavételre 2011-ben tavasszal és ősszel került sor 12 kijelölt kvadrátban (1 ha). Tavasszal mindössze három faj 20 egyedét, míg ősszel 12 faj 359 egyedét fogtuk. A két időszak közti nagy fogási eltérés a kisemlősök gyors reprodukciós képességeivel, valamint a talajvízszint csökkenésével magyarázható. Ismételt méréses ANOVA elemzések szerint sem az élőhelytípusnak, sem pedig a gyepezítés óta eltelt időnek nem volt hatása a kisemlősök fajsámára és abundanciájára. Ezen eredmény szerint a kisemlősök a vegetációs időszakban történő diszperzió során a rekonstruált gyepeket is ugyanolyan mértékben népesítik be, mint egy természetes gypet vagy szántót. A gyepeken végzett kezelések azonban jelentős hatással voltak a kisemlős abundanciára, a fajsámra viszont nem. A kezeléssel ugyanis befolyásolható a növényzet magassága, amely a ragadozó madarakkal szembeni takarást biztosítja a kisemlősöknek. Minél kevésbé volt bolygatott a gyp növényzete, annál több kisemlőst fogtunk.

Kulcsszavak: élőhelytípus, gyepek kezelése, Sherman csapda, kisemlős abundancia, fajsám, diverzitás.

## Bevezetés

A gyepek rekonstrukciója az egyik leggyakoribb restaurációs ökológiai tevékenység (Török *et al.* 2011). Magyarországon több ízben is zajlottak élőhely-rehabilitációs projektek, de a Hortobágyi Nemzeti Parkon belül található Egyek-Pusztakócsi-mocsárrendszer területén történt meg az egyik legnagyobb kiterjedésű és legrégebbi rehabilitációs program (Déri *et al.* 2009a, Lengyel *et al.* 2007). A projekt sikeressége bizonyítható mind az élőhelyekre, mind a vegetációra és a benne élő izeltlábú-együttesekre nézve (Déri *et al.* 2009b, Lengyel *et al.* in press, Török *et al.* 2010). A projekt befejezése utáni monitoring programok több fajcsoportot is felöleltek (virágos növények, egyenesszárnúyak, futóbogarak, poloskák, pókok, madarak). A területen élő kisemlősökről ennek ellenére nem áll rendelkezésre reprezentatív adat.

A kisméltóságok jó indikátorai az élőhelyek állapotának (Goncalves *et al.* 2011, Leis *et al.* 2008). Ez egyrészt annak köszönhető, hogy jó reprodukációs képességekkel rendelkeznek (Leis *et al.* 2008), másrészt az abundanciájukra nagy hatást gyakorol az adott élőhely mikro- és makrohabitat struktúrája (Carballido *et al.* 2011, Heroldová *et al.* 2007). A rovarévi cikányok meghatározó predációs tevékenységet végezve jelentős szerepet játszanak az élőhely minőségének szempontjából (Churchfield 1990, Nicolas *et al.* 2009). Mind a növényevő, mind a rovarévi kisméltóságok prédaállatokként nagymértékben befolyásolják az adott élőhelyen előforduló ragadozó madár és ragadozó emlős közösség összetételét (Butet *et al.* 2006, Goncalves *et al.* 2011, Torre *et al.* 2007). Kutatásunk fő kérdése, hogy volt-e és ha igen, akkor milyen hatása volt a gyeprekonstrukciónak a kisméltóság együttesekre az Egyek-Pusztakócsi-mocsárrendszer területén található visszagyepesített szántóin.

## Módszerek

### *Kutatási terület*

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer (4073 ha) a Hortobágyi Nemzeti Park nyugati részén található. A tájszintű élőhely-rehabilitációs program első lépcsőjében (1976-1997) vízpótló csatornák létesítésével, a Tiszából származó víz segítségével szabályozták a mocsárrendszer vízszintjét. A tájrehabilitációs program második ütemében 2005 és 2008 között 760 ha nagyságú területen végezték el a gyeprekonstruksióját. Ez lett Európa legnagyobb kiterjedésű gyeprekonstruksiós programja (Lengyel *et al.* in press).

### *Csapdázási módszer*

A mocsárrendszer területén összesen 12 darab egy hektáros kvadrátot jelöltünk ki, melyből nyolc rekonstruált gyep (2005 és 2008 között minden gyepesítési évből két terület), két természetes gyep és két szántó volt. Minden területen 36 db élvefogó csapdát helyeztünk el 6×6-os csapdahálóban, melyek öt éjszakán át működtek. Egyszerre három helyen voltak kihelyezve a csapdáink. A csapdapontok közötti távolság 20 m volt. A csapdázásra 2011 tavaszán (03.30-04.18.) illetve őszén (09.15-10.09.) került sor. Összesen 4320 csapdaéjszaka (2 évszak, 12 terület, 5 éjszaka és 36 csapda területenként) adatait használtuk fel az elemzéshez. A csapdázások során perforált oldalú Sherman típusú csapdákat használ-



tunk. Csalétekként szalonnát és gabonamag keveréket használtunk. A csapdák ellenőrzésére reggel 7:30 - 10:00 óra között illetve este 18:00 - 19:30 között került sor. Nem alkalmaztunk egyedi jelölést, azonban a visszafogások azonosítása érdekében a megfogott állatokat a faroktövön alkoholos filccel jelöltük.

### *Statisztikai módszerek*

A három élőhelytípusban (szántó, rekonstruált gyep, természetes gyep) levő 12 kvadrátot öt csoportba soroltuk annak megfelelően, hogy milyen kezelést végeztek rajtuk: a természetes gyepek a „nem kezelt”, négy rekonstruált gyep a „kora nyári kaszálás” (június), kettő a „késő nyári kaszálás” (július/augusztus) és kettő az „erősen legelt” kategóriába került. A korán kaszált területeken a vegetáció magasabb volt, mint a későn kaszált területeken. A legintenzívebben kezelték az erősen legelt gyepek voltak, melyeken juhok legeltek és a növényzet igen alacsony volt. Az ötödik kategóriába soroltuk az aratást követően gyomirtó tárcsázásnak alávetett szántóföldeket.

A rekonstrukció hatását a gyepesítés óta eltelt évek függvényében vizsgáltuk (összesen négy csoport: 2005-2008). Hipotézisünk szerint a rekonstrukció kora befolyásolja a kisemlősök abundanciáját és a fajgazdagságot. A régebben gyepesített területeken hosszabb idő állt rendelkezésre a fajok betelepülésére, továbbá az élőhely szerkezete, növényzet optimálisabbá vált, ezért várakozásunk szerint minél idősebb egy gyepesítés, annál több kisemlős fajt és egyedét tartalmaz. Függő változóink az egy mintavételi területre jellemző fajszám, abundancia és diverzitás voltak. A fajdiverzitás jellemzésére a Shannon és Simpson diverzitási indexeket alkalmaztuk. Az élőhelytípus, a gyepesítési kor és a kezelés hatását a kisemlős együttesekre ismételt mérés ANOVA segítségével elemeztük az SPSS statisztikai programban.

## Eredmények

### *Fajszám, abundancia*

Összesen 12 kisemlősfaj 379 egyedét fogtuk meg 2011-ben a tavaszi és az őszi vizsgálat során. A tavaszi csapdázás alkalmával három faj (mezei pocok (*Microtus arvalis*) 17, mezei cickány (*Crocidura leucodon*) egy és güzüegér (*Mus spicilegus*) két egyed) mindössze 20 egyedét fogtuk meg, míg az őszi mintavételezés során összesen 12 faj 359 egyedét mutattuk ki (1. táblázat). Mindkét

mintavételi időszakban a leggyakoribb kismélfaj a mezei pocok volt. A második leggyakoribb faj a mezei cickány volt, egy kvadrát kivételével mindenhol előfordult. A többi kismélfaj fogásszáma jóval alacsonyabb, és megjelenésük is szórványosabb (1. táblázat).

A mintaterületeken jellemző abundancia viszonyok szempontjából kiemelkedő eredmény a pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) és a közönséges erdeiegér (*Apodemus sylvaticus*) egy-egy mintaterületen jellemző nagyobb tömegességű megjelenése. Más területeken e fajok csak szórványosan kerültek elő (1. ábra). A két szántó esetében fontos kiemelni, hogy az intenzíven művelt szántóföldön (L kvadrát) több faj és egyed is sikerült kimutatnunk (1. táblázat, 1. ábra).

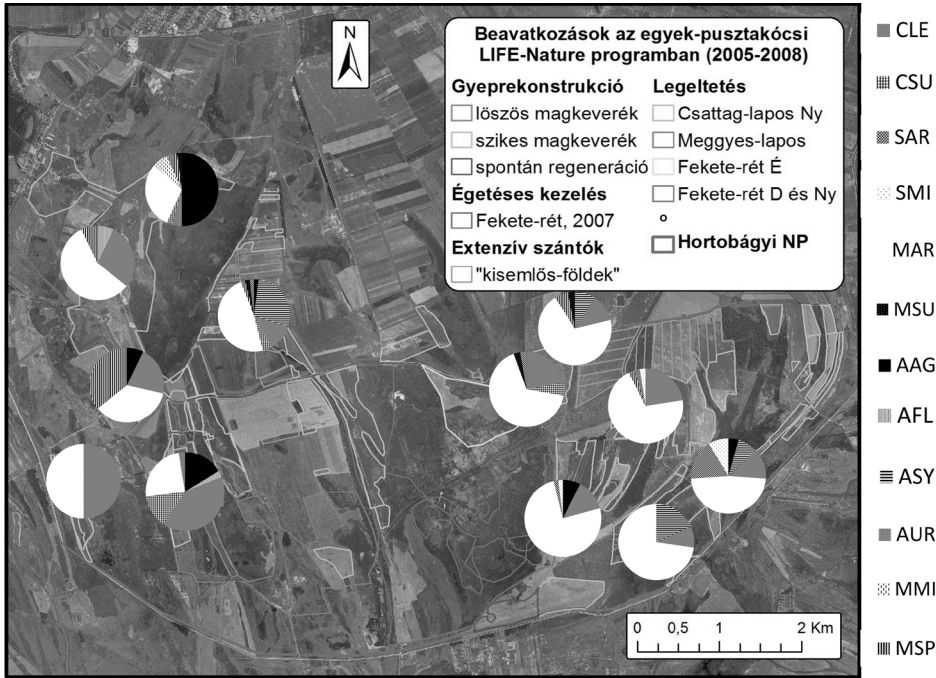
A Simpson diverzitás alapján a B kvadrát (2005-ös gyepesítés) hat faj 23 egyedével a legdiverzebb területnek bizonyult (1. táblázat). Ezt követte az F kvadrát – 2007-es gyepesítés – (hat faj 37 egyedével) és a H mintaterület – 2008-as gyepesítés – (nyolc faj 50 egyedével) (1. táblázat). A Shannon diverzitás sorrendjében a B (2005-ös gyepesítés) és F (2007-es gyepesítés) kvadrát helye felcserélődött, míg a harmadik helyet a K (extenzív szántó) mintaterület foglalta el, ahol négy faj 14 egyedét sikerült megfogni. A H kvadrátban (2008-as gyepesítés) sikerült kimutatnunk a legnagyobb fajgazdagságot, ami az összes mintavételi területen előforduló faj 67%-át jelentette (1. táblázat). Az abundancia tekintetében két kvadrát emelkedett ki, az I kvadrát (természetes gyepek) 53 és a H kvadrát (2008-as gyepesítés) 50 egyeddel. A legalacsonyabb abundanciával az erősen legelt (A: 4, G:14) és a későn kaszált (E: 11) gyepek illetve a szántók (K:14) rendelkeztek. A legnagyobb egyedszámmal jellemezhető területek nem a legdiverzebb élőhelyek, mert általában magasabb diverzitási értékeket kaptunk azokra a területekre, ahol kevesebb egyed, de több fajt sikerült megfogni (1. táblázat).

### *A kezelés hatása*

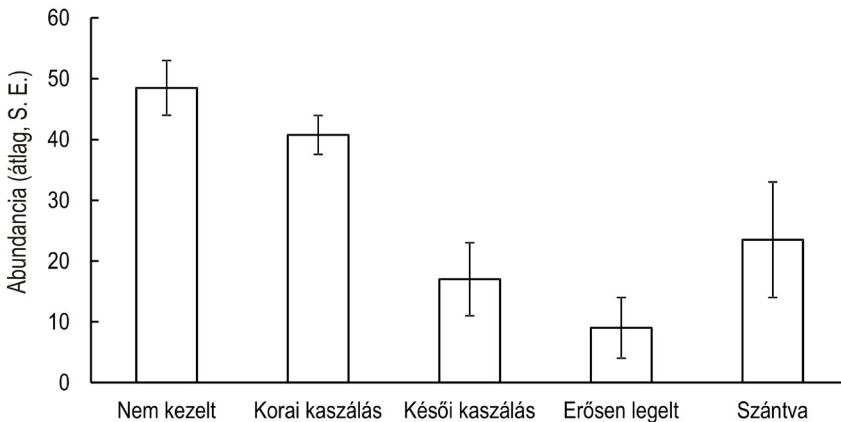
Az élőhelytípusok között nem volt szignifikáns különbség sem az abundanciában ( $F = 2,29$ , *NS*), sem a fajszámokban ( $F = 0,56$ , *NS*). Hasonló eredményeket kaptunk a gyepesítés óta eltelt idő tekintetében (abundancia:  $F = 0,61$ , *NS*; fajszám:  $F = 0,01$ , *NS*). A kezelés viszont szignifikánsan befolyásolta a kismélfajok abundanciáját ( $F = 9,47$ ,  $p = 0.009$ ). Az egyedszám a kezelés intenzitásával csökkent, ahogyan haladunk a nem kezelt gyepektől az erősen legelt gyepek felé (2. ábra). A legjobb értékeket a nem kezelt területek és a korán kaszált

**1. táblázat.** Az őszi (2011.09.15-10.04.) kisémlős-csapdázás eredményei (\*term.: természetes, ext. sz.: extenzív szántó, int. sz.: intenzív szántó).

Mintavételi terület	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	Össz.
Gyepesítés éve ill. előhelytípus*	2005		2006		2007		2008		term. gyep	ext. sz.	int. sz.	Össz.	
Mezei cickány	2	15	9	8	1	3	4	6	7		3	4	62
Keleti cickány		5	2				2			1			10
Erdei cickány		1	1	1	1	4	1	1	1				9
Törpe cickány			1			2			1				4
Földi pocok				1			1			1		1	4
Mezei pocok	2	9	28	24	8	11	8	24	40	13	5	23	195
Pirók erdeiegér		6				1		1	4	22	1		35
Sárganyakú erdeiegér		1					1						2
Kislábú erdeiegér										2			2
Közönséges erdeiegér					2	2	14				3		21
Törpeegér										3			3
Güztüegér							1	1		2	5	2	12
Fajszám	2	6	5	5	3	6	4	8	5	7	4	5	12
Összes egyedszám	4	37	40	36	11	23	14	50	53	44	14	33	359
Shannon diverzitás	0.7	1.5	0.9	1	0.8	1.5	1.1	1.4	0.8	1.3	1.3	1	–
Simpson diverzitás	0.5	0.7	0.5	0.5	0.4	0.7	0.6	0.7	0.4	0.7	0.7	0.5	–



**1. ábra.** A kisemlős fajok egyedszám szerinti megoszlása a mintavételi kvadrátokon belül. CLE - mezei cickány, CSU - keleti cickány, SAR - erdei cickány, SMI - törpecickány, MAR - mezei pocok, MSU - földi pocok, AAG - pirók erdeiegér, AFL - sárganyakú erdeiegér, ASY - közönséges erdeiegér, AUR - kislábú erdeiegér, MMI - törpeegér, MSP - güzüegér.



**2. ábra.** Kezelések hatása a kisemlős-abundanciára.

gyepek mutatják, míg a két erősen legelt területen az abundancia a legkisebb (2. ábra). A szántók, melyeken búzát termesztettek meglepően magas volt a kisémlős abundancia (2. ábra). Az abundanciával ellentétben a fajgazdagság nem különbözött a kezelések között ( $F=1,74$ , *NS*).

### Értékelés

Az itt bemutatott élvefogó csapdázás adatai hiánypótlóak, mert ilyen nagyszabású kisémlős csapdázást a Hortobágy területén eddig nem végeztek. A ki-mutatott 12 faj mellett a mintavétel során végzett tájékozódó jellegű csapdázás alkalmával megfogtuk a közönséges vízicickányt (*Neomys fodiens*), míg bagolykőpet-gyűjtés közben megtaláltuk a vakond (*Talpa europaea*) egy példányának tetemét is egy gyöngybagoly (*Tyto alba*) pihenőhelyén. A tavaszi csapdázás célja az volt, hogy meghatározzuk, milyen mértékben omlik össze a populáció a téli ragadozásnak és a 2010-es extrém csapadékos év miatti magas tavaszi talajvíz-szintnek köszönhetően. A magas tavaszi vízszinttel jellemezhető területeken más vizsgálat is alacsony kisémlős abundanciát mutatott ki (Gubányi *et al.* 2001). A tavasszal fogott kisémlősök előfordulási helyeire a magasabb térszint volt jellemző. Az őszi, közel 18-szoros abundancia növekedés az állatok szaporaságának és a terület jó táplálék-ellátottságának tulajdonítható. A mezei pocok egy szapora (Gubányi & Horváth 2007) és tágtúrésű faj, így nem véletlen, hogy szinte mindenhol a leggyakoribb volt. A mezei cickány magas egyedszáma valószínűleg a 2011-es, száraz időjárásnak is tulajdonítható, mely kedvez ennek a fajnak (Horváth 2007, Mérő 2004). Egy francia kutatásban is kimutatták, hogy a *Sorex coronatus* cickányfaj a második leggyakoribb kisémlős, de nem említi a faj előfordulási gyakoriságának okát (Butet *et al.* 2006).

Eredményeink alapján a rekonstruált gyepek fajszáma és egyedszáma nem különbözött szignifikánsan a szántók (kiindulási állapot) és a természetes gyepek (cél-állapot) faj- és egyedszámától, mely arra utalt, hogy a rekonstrukció során a kisémlősöknek megfelelő élőhelyek alakultak ki. A rekonstrukció hatásával kapcsolatban megfogalmazott hipotézisünket azonban, miszerint a rekonstrukció korával nő a faj- és az egyedszám is, az adataink nem támasztották alá. A tavaszi és az őszi fogásszámok összehasonlítása inkább azt az elképzelést valószínűsíti, hogy a vegetációs időszakban az ún. refúgium területeken gyorsan szaporodó kisémlős populációk igen gyorsan terjednek szét a környező területekre, tekintet nélkül arra, hogy azok rekonstruált vagy természetes gyepek illetve hogy a

rekonstruált gyepek milyen korúak. Így a gyeprekonstrukciónak inkább indirekt hatása és konzervációs jelentősége van, ami azt jelenti, hogy a diszperzióban lévő állapotoknak életteret biztosít, függetlenül a gyepek korától. Egy Nagy-Britanniában végzett kísérletben hasonló hipotézist teszteltek és hasonló eredményekre jutottak (Moro & Gadal 2007). Ezek alapján kijelenthető, hogy a kisemlősök élőhely-választásának szempontjából nem a gyepek kora számít mérvadónak.

A kezelésnek elsődleges hatása van a hortobágyi kisemlős-együttesekre és intenzitása szorosan összefüggésbe hozható a gyepek magasságával. Így eredményeink jól magyarázhatóak a kezelés intenzitásával csökkenő növényzeti magassággal. Chapman & Ribic (2002) kimutatta, hogy az intenzíven legelt területeken a kisemlős fajszám és abundancia alacsonyabb, mint az ún. puffer területeken. Egy USA-ban végzett kutatás szerint is a kisemlősök nagyobb arányban fordultak elő a nem kezelt területeken (Richardson 2010). Mediterrán füves területeken ezzel ellentétben nem bizonyították a növényzet magasságának és a legelés intenzitásának hatását a kisemlős abundanciára (Torre *et al.* 2007). Esetünkben fontos a kezelés intenzitása és annak időzítése is, hiszen ez befolyásolta a növényzeti borítás magasságát a mintavételi időszakban. Ha a kaszálást a kora nyári periódusban végezték el (korai kaszálás), a gyepeknek volt ideje őszi magasabbra növekednie, mint a nyár végén kaszált (késői kaszálás) területeken. A juhokkal erősen legeltetett területeken mindössze 7-8 cm volt a növényzet magassága. Más restaurációval kapcsolatos kutatás is megerősíti azt a tényt, hogy a növényzeti borítás struktúrája fontos a kisemlősök eloszlásában (Moro & Gadal 2007). A háborítatlanság tekintetében, a természetes gyepek bizonyultak a legmegfelelőbbnek, amit Mathis (2006) is alátámaszt.

Következtetésünk, hogy az élőhelytípus és a rekonstrukció óta eltelt idő nem befolyásolta a kisemlősök fajgazdagságát és abundanciáját. Egyetlen markáns befolyásoló tényező a kezelés volt, mely a növényzet magasságának változtatásával szignifikánsan befolyásolta a kisemlősök abundanciáját.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Jelen kutatást az OTKA-Norvég Alap (NNF 78887, 85562) támogatta. Köszönet illeti Nagy Zsuzsát a terepi munkában nyújtott segítségével, továbbá a DE Ökológiai Tanszék Konzervációökológiai Kutatócsoportja minden tagjának az általános segítségért.

## Irodalomjegyzék

- Butet, A., Paillat, G. & Delettre, Y. (2006): Seasonal changes in small mammal assemblages from field boundaries in an agricultural landscape of western France. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **113**: 364–369.
- Carballido, M. F., Aristide, P., Busch, M., Cittadino, E. A. & Villafane, I. E. G. (2011): Are the closed landfills recovered habitats for small rodents? A case study in a riparian site, Buenos Aires, Argentina. – *Urban Ecosystem* **14**: 699–710.
- Chapman, E. W. & Ribic, C. A. (2002): The impact of buffer strips and stream-side grazing on small mammals in southwestern Wisconsin. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **88**: 49–59.
- Churchfield, S. (1990): *The Natural History of Shrews*. – C Helm/A and C Black, London.
- Déri, E., Lengyel, Sz., Lontay, L., Deák, B., Török, P., Magura T., Horváth, R., Kisfalvi, M., Ruff, G. & Tóthmérész, B. (2009a): Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakócsi LIFE-Nature program eredményei. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 89–102.
- Déri, E., Horváth, R., Magura, T., Ködöböcz, V., Kisfali, M., Ruff, G., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2009b): A földhasználat-változás hatásai az izeltlábú együttesekre Egyek-Pusztakócsón. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 246–256.
- Goncalves, P., Alcobia, S., Simoes, L. & Santos-Reis, M. (2011): Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-sylvo-pastoral system. – *Agroforestry System* DOI: 10.1007/s10457-011-9439-7.
- Gubányi, A., Kalmár, S. & Horváth, Gy. (2001): Kisemlős közösségek vizsgálata a Fertő-Hanság Nemzeti Park területén. – *Magyar Ápróvad Közlemények* **6**.
- Gubányi, A. & Horváth, Gy. (2007): Mezei pocok. – In: Bihari, Z., Csorba, G & Heltai, M. (szerk.) *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest Pp: 162–163.
- Heroldová, M., Bryja, J., Zejda, J. & Tkadlec, E. (2007): Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **120**: 206–210.
- Horváth, Gy. (2007): Mezei cickány. – In: Bihari, Z., Csorba, G & Heltai, M. (szerk.) *Magyarország emlőseinek atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest Pp: 52–55.
- Leis, S. A., Leslie, D. M. JR., Engle, D. M. & Fehmi, J. S. (2008): Small mammals as indicators of short-term and long-term disturbance in mixed prairie. – *Environmental Monitoring and Assessment* **137**: 75–84.
- Lengyel, Sz., Göri, Sz., Lontay, L., Kiss, B., Sándor, I. & Aradi, CS. (2007): Konzervációbiológia a gyakorlatban: természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature programban. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 127–140.
- Lengyel, Sz., Lontay, L., Aradi Cs., Göri, Sz., Kapocsi, I., Molnár, A. (2008): *Gyepterületek rekonstrukciója és mocsarak védelme Egyek-Pusztakócsón*. – Projektfüzet. Kiadó: Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság.
- Lengyel, Sz., Varga, K., Kosztyi, B., Lontay, L., Déri, E., Török, P. & Tóthmérész, B. (In press): Grassland restoration to conserve landscape-level biodiversity: a synthesis of early

- results from a large-scale project. – *Applied Vegetation Science*, DOI: 10.1111/j.1654-109X.2011.01179.x
- Mathis, V. L., Whithford, W. G., Kay, F. R. & Alkon, P. U. (2006): Effect of grazing and shrub removal on small mammal populations in southern Mexico, USA. – *Journal of Arid Environments* **66**: 76–86.
- Mérő, T. O. (2004): A két hazai fehérfogú cickányfaj (*Crocidura suaveolens*, *Crocidura leucodon*) területhasználata mozaikos élőhelyen. – TDK dolgozat, PTE TTK, Zootaxonomiai és Szünzoológiai Tanszék.
- Moro, D. & Gadal, S. (2007): Benefits of habitat restoration to small mammal diversity and abundance in a pastoral agricultural landscape in mid-Wales. – *Biodiversity and Conservation* **16**: 3543–3557.
- Nicolas, V., Barrière, P., Tapiero, A. & Colyn, M. (2009): Shrew species diversity and abundance in Ziam Biosphere Reserve, Guinea: comparison among primary forest, degraded forest and restoration plots. – *Biodiversity and Conservation* **18**: 2043–2061.
- Richardson, M. L. (2010): Effect of grassland succession on communities of small mammals in Illinois, USA. – *Biologia* **65**: 344–348.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2010): Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. – *Biological Conservation* **143**: 806–812.
- 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. – *Biodiversity and Conservation* **20**: 2311–2332.
- Torre, I., Díaz, M., Martínez-Padilla, J., Bonal, R., Vinuela, J. & Fargallo, J. A. (2007): Cattle grazing, raptor abundance and small mammal communities in Mediterranean grasslands. – *Basic and Applied Ecology* **8**: 565–575.



## **Effect of grassland restoration on small mammal assemblages in Egyek-Pusztakócs (Hortobágy National Park)**

Thomas Oliver Mérő and Renáta Bocz

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

We studied small mammal assemblages on croplands, and restored and natural grasslands of the Egyek-Pusztakócs marsh system by live trapping in 12 grids of 36 traps covering 1 hectare in the spring and autumn of 2011. In the spring, we captured only 20 individuals of three species during 2160 trap-nights, while in the autumn we caught 359 specimens of 12 species with the same sampling effort. This 18-fold increase in abundance was due to the fast reproduction of these animals after a catastrophic collapse of populations in the extreme wet 2010. Neither habitat type nor time since grassland restoration affected abundance or species richness, indicating that small mammals colonised restored grasslands to the same extent as croplands and natural grasslands during their dispersion from overwinter refugia. Grassland management affected the abundance of small mammals significantly because more intensive management resulted lower vegetation height. We captured the most specimens in undisturbed natural grasslands where vegetation cover was high. Our results suggest that grassland restoration offers suitable habitats for small mammals but that time since restoration is not important because large between-year fluctuations in small mammal populations override the potential benefits of grassland restoration. Further testing is required to determine whether restored grasslands offer higher chances of survival for small mammals than croplands do which are ploughed several times a year.

Keywords: habitat, grassland, Sherman traps, small mammal abundance, species richness, diversity.

# Lokális talajmagbank szerepe löszgyepek helyreállításában

Miglécz Tamás<sup>1</sup> és Tóth Katalin

Debreceni Egyetem TTK  
Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1., Pf 71.  
<sup>1</sup> e-mail: [tamas.miglecz@gmail.com](mailto:tamas.miglecz@gmail.com)

Összefoglaló: A degradálódott, fragmentált gyepek diverzitásának helyreállításában a lokális propagulum-készletnek meghatározó szerepe van. Természetközeli állapotú löszgyep (Salvio-Festucetum) és egy legeltetést követően felhagyott löszlegelő (Cynodonti-Poëtum) vegetációját és magbankját tanulmányoztuk. A vegetáció fajösszetételét 2008 júniusában 12-12 darab, 1 m<sup>2</sup>-es kvadrátban vettük fel. 2009 tavaszán kvadrátonként 3 fűrt talajmintát vettünk, melyeket mintakonzentrálást követően csíráztattunk. A következő kérdésekre kerestük a választ: (1) A vizsgált gyepekre jellemző fajok milyen sűrűségű magbankkal rendelkeznek a talajban? (2) Milyen mértékben tér el a degradált és a természetközeli állapotú löszgyep magbankja? (3) A vizsgált gyepek esetében gyeprekonstrukciós munkák során milyen mértékben támaszkodhatunk a lokális magbankra? A vegetációban és magbankban összesen 94 fajt mutattunk ki. A degradált gyep vegetációját alacsony kvadrátonkénti fajszám (átlag 10,2 faj/m<sup>2</sup>) és a *Festuca rupicola* dominanciája jellemezte (átlagosan mintegy 45%). A természetközeli állapotú gyepre szignifikánsan magasabb fajszám volt jellemző (átlag 27 faj/m<sup>2</sup>). A magbank sűrűsége a két gyep esetében nem mutatott jelentős eltérést (rendre 22 800 és 20 200 mag/m<sup>2</sup>). A magbankban gyep típusától függetlenül degradáltabb állapotokra jellemző kétszikű fajokat (*Hypericum perforatum* 6200 mag/m<sup>2</sup>, *Galium verum* 4270 mag/m<sup>2</sup>, *Achillea collina* 2100 mag/m<sup>2</sup>) és generalista fűnemeket (*Poa angustifolia* 1060 mag/m<sup>2</sup>, *Carex stenopylla* és *praecox* 2480 mag/m<sup>2</sup>) találtunk 1000 mag/m<sup>2</sup>-t meghaladó sűrűségben. A gyomok közül csak a *Veronica persica* (1215 mag/m<sup>2</sup>) és a *Conyza canadensis* (6760 mag/m<sup>2</sup>) sűrűsége haladta meg ezt az értéket. A természetközeli állapotokra jellemző fajok jelentős része csak szórványos magbankkal rendelkezett (pl. *Salvia austriaca*, *S. nemorosa*, *Pimpinella saxifraga*, *Medicago falcata*).

Kulcsszavak: gyeprekonstrukció, magkészlet, biodiverzitás, szekunder szukcesszió, növényi stratégiák.

## Bevezetés

Hazánkban egykor nagy kiterjedésben voltak jellemzőek a löszgyepek. Azonban területük az intenzív tájhasználat és mezőgazdasági művelés következtében nagymértékben csökkent (Molnár & Botta-Dukát 1998, Török *et al.*

2011). A megmaradt löszgyepek általában szántókkal körülvett fragmentumokra és útszéli mezsgyékre korlátozódnak, melyek fajkészlete gyakran elszegényedett (Csathó 2009). Elszegényedett fajkészletű és fragmentált gyepfoltok növényzetének helyreállításában igen fontos szerepet játszhat a lokális magbank (Simmering *et al.* 2006, Valkó *et al.* 2011). A talajban található magbank szukcessziós memóriaként működik, így a növényzet korábbi állapotaira is következtethetünk belőle (Willems 1995). Emellett propagulum-forrásként is szolgál a vegetációból eltűnt fajok visszatelepülésében. A magbank összetételének és sűrűségének ismeretében tervezhetőek illetve finomíthatóak a gyepkezelési és gyeprekonstrukciós beavatkozások (McDonald *et al.* 1996). Ha a gyepi fajok magbankja nagy sűrűségű, a vegetáció a zavarást követően erre a magbankra, mint magforrásra támaszkodva könnyebben regenerálódhat, mint a hiányában (Bossuyt *et al.* 2001). Bár gyepi fajok magbank sűrűségére vonatkozó vizsgálatok többnyire szkeptikusak (Bossuyt & Honnay 2008), száraz gyeppek esetében akadnak biztató eredmények is (Kalamees *et al.* 2011).

A hazánkban előforduló növényfajok alig egynegyedére vonatkozóan rendelkezünk magbank adatokkal (Csontos 2001). Az elmúlt évtizedben örvendően fellendült magbank-kutatások eredményeként napjainkra ez az arány már megközelíti a hazai flóra fajszámának felét (a teljesség igénye nélkül Csontos 2006, 2010, Halassy 2001, Koncz *et al.* 2010, 2011, Matus *et al.* 2003, 2005, Török *et al.* 2009a, Valkó *et al.* 2011, Tóth *et al.* 2011). Löszgyepek esetében Virágh és Gerencsér (1988) publikált magbank adatokat, azonban nem végezték el a fajok magbank típus besorolását.

Vizsgálataink során egy hagyományosan kezelt, természetközeli állapotú löszgyep illetve egy degradált állapotú, felhagyott löszlegelő vegetációját és magbankját hasonlítottuk össze. A következő kérdésekre kerestük a választ: (1) A vizsgált gyeppekre jellemző fajok milyen sűrűségű magbankkal rendelkeznek a talajban? (2) Milyen mértékben tér el a természetközeli állapotú löszgyep és a degradált löszlegelő magbankja? (3) A vizsgált gyeppek esetében gyeprekonstrukciós munkák során milyen mértékben támaszkodhatunk a lokális magbankra?

## Módszerek

### *A mintavételi területek jellemzése*

A vizsgált löszgyepek a Hortobágyi Nemzeti Park területén találhatóak, Balmazújváros (Magdolna-pusztá) és Hortobágy (Nyírólapos) közigazgatási terüle-

tének határában. A területen az átlagos évi csapadékmennyiség 550 mm, az évi középhőmérséklet 9,5 °C (Molnár 2004). Mintavételi területeink kijelölése egy természetközeli állapotú fajgazdag, rendszeresen kaszált állományban (Magdolna-pusztá) és egy felhagyott, degradált, fajszegény legelőn (Nyírőlapos) történt. Magdolna-pusztá területén korábban a térségben elterjedt *Salvia nemorosae*-*Festucetum rupicolae* (Borhidi 2003, a továbbiakban *Salvia*-*Festucetum*) állományt vizsgáltuk. Ennek a kétszikű fajokban igen gazdag társulásnak többnyire csak kis kiterjedésű foltjai maradtak fent a térségben. A Nyírőlaposon egy degradált állapotú, fajszegény és zavarástűrő fajok által dominált *Cynodonte* - *Poëtum angustifoliae* (Borhidi 2003) állományt mértük fel (gyakori fajok az 1. táblázatban található).

### *Mintavétel*

Mintavételi területenként 12 darab, 1×1 méteres kvadrátban, 2009 júniusában fajonkénti százalékos borításbecslést végeztünk. Ezt követő év tavaszán (2010 április elején), kvadrátonként három darab, 4 cm átmérőjű és 10 cm mély talajfuratot vettünk (területenként 36, összesen 72 furat; egy furat térfogata 126 cm<sup>3</sup>). A talajmintákat ter Heerdt *et al.* (1996) módszere alapján, egyben tartva, szitasoron történő mosás segítségével koncentráltuk (3 mm lyukbőségű durva és 0,2 mm lyukbőségű finom szita). A koncentrált mintákat vékony rétegben (maximum 3-4 mm) sterilizált virágföldet tartalmazó csíráztató ládák felszínére rétegeztük. A csíráztató ládákat kora májustól november elejéig árnyékolt fűtetlen üvegházban helyeztük el. A csíranövényeket rendszeresen határoztuk és eltávolítottuk. A nehezen határozható egyedeket átültettük és határozható állapotig neveltük. Július elején, a csírázás megszűnését követően felfüggesztettük az öntözést, majd a száraz minta rétegeket óvatosan átforgattuk. Szeptember elején újraindítottuk az öntözést, majd a csíráztatást november elejéig folytattuk. A spontán magszennyezést steril földdel töltött kontrol ládák segítségével követtük nyomon.

### *Adatfeldolgozás*

A gyakoribb fajok magbank típus besorolását Csontos (2001) és Thompson *et al.* (1997) munkája alapján végeztük el. Azokat a fajokat soroltuk be, melyek legalább az egyik területen legalább 3 maggal (legalább 66 mag/m<sup>2</sup> sűrűség), vagy a vegetációban a kvadrátok legalább felében előfordultak (legalább 6-os

frekvencia érték). A kategóriák a következők voltak: T - tranziens, RP - rövidtávú perzisztens, HP - hosszútávú perzisztens. A fajokat egyszerűsített funkcionális csoportokba rendeztük a Ranunkiaer-féle életforma kategóriák és morfológiai tulajdonságok felhasználásával. Morfológiai tulajdonságok alapján fűneműekre (Juncaceae, Cyperaceae és Poaceae) és dudvaneműekre (kétszikű, Orchidaceae, Liliaceae és Iridaceae), míg az életformák alapján rövidéletű (Th, TH) és évelő (H, G, Ch) csoportokra bontottuk a talált fajokat. A gyepék vegetációjának és a magbankjának fajösszetételét Jaccard hasonlósági index segítségével hasonlítottuk össze. Két független minta átlagát a normalitás teszt alapján minden esetben *t*-próbával tudtuk összehasonlítani. A közölt tudományos nevek Simon (2000) nevezéktanát követik.

### Eredmények

A két eltérő degradáltságú löszgyep magbankjából és vegetációjából összesen 94 fajt mutattunk ki. A vegetációban ebből összesen 58 faj volt jelen, melyek közül 18 faj volt jelen mindkét területen. A Magdolna-pusztán 52 fajt, a Nyírőlapon mintegy 24 fajt találtunk. A magbankból összesen 68 fajt mutattunk ki, ebből 28 faj mindkét területről csírázott. A Magdolna-pusztáról 44 fajt, míg a Nyírőlapokról 52 fajt csíráztattunk. A magbankból előkerült fajok közül 56 esetében volt lehetséges magbank-típus besorolás (ami a megtalált fajkészlet 82 %-a). Tizenöt fajt tudomásunk szerint eddig nem soroltak be magkészlet típusba, de a tizenöt fajból három esetében volt már publikált hazai adat (ezek a fajok: *Achillea collina*, *Festuca rupicola*, *Fragaria viridis*, Virágh és Gerencsér 1988, 1. táblázat).

A Nyírőlapos vegetációját alacsony kvadrátonkénti fajsám jellemezte (kvadrátonkénti átlag: 10,2 faj/m<sup>2</sup>). A legnagyobb átlagos borítással jelenlevő *Festuca rupicola* (mintegy 45%) mellett jelentősebb átlagos borítással a *Poa angustifolia* és a *Galium verum* rendelkezett (5% feletti átlagos borítás). Ezen fajok közül a *Festuca rupicola*-nak és *Poa angustifolia*-nak csak alacsony sűrűségű, míg a *Galium verum*-nak jelentősebb, 1000 mag/m<sup>2</sup>-t is meghaladó sűrűségű magbankja volt. A vegetációból is kimutatott fajok közül még a *Carex praecox*, a *C. stenophylla* és az *Achillea collina* rendelkezett jelentősebb magbankkal (1. táblázat). A csak magbankból kimutatott fajok közül a *Conyza canadensis* (6764 mag/m<sup>2</sup>), a *Carduus acanthoides* (860 mag/m<sup>2</sup>) és az *Epilobium tetragonum* (575 mag/m<sup>2</sup>) rendelkezett jelentősebb magbankkal. Természetközeli állapo-

**1. táblázat.** Egy természetközeli (Magdolna-Pusztá) és egy degradált gyep (Nyírólapos) vegetációja és magbankja. Jelmagyarázat: FCS – funkciós csoportok: R – rövid életű, É – évelő, D – dudvanemű, G – fűnemű, VF: frekvencia a vegetációban; V: átlagos borítás (%); MF: frekvencia a magbankban; M: átlagos magzsűrűség, MBT: magbank típus besorolás = T – tranzienst, RP – rövidtávú perzisziens, HP – hosszútávú perzisziens (Thompson *et al.* 1997). A táblázatban azokat a fajokat tüntettük fel, melyek a vegetációban legalább az egyik területen 6-os frekvenciával rendelkeztek, vagy a magbankban legalább az egyik területen 66 mag/m<sup>2</sup> sűrűséget elérték. **Félkövér** = új hazai adat.

Csak a vegetációban	Magdolna-Pusztá						Nyírólapos					
	FCS	VF	V	MF	M	MBT	FCS	VF	V	MF	M	MBT
<i>Agropyron intermedium</i>	ÉF	8	1,1			T						T
<i>Agropyron repens</i>	ÉF					T	9	0,8				T
<i>Bromus mollis</i>	RF	9	0,2			T						T
<i>Filipendula vulgaris</i>	ÉD	12	5,5			T	12	0,4				T
<i>Knautia arvensis</i>	ÉD	6	0,6			T						T
<i>Medicago falcata</i>	ÉD	7	1,6			T						T
<i>Pimpinella saxifraga</i>	ÉD	8	1,2			T						T
<i>Veronica verna</i>	RD	10	0,3			T						T
<i>Vicia angustifolia</i>	RD	6	0,5			T						T
<b>Vegetációban és magbankban</b>	<b>FCS</b>	<b>VF</b>	<b>V</b>	<b>MF</b>	<b>M</b>	<b>MBT</b>	<b>FCS</b>	<b>VF</b>	<b>V</b>	<b>MF</b>	<b>M</b>	<b>MBT</b>
<i>Achillea collina</i>	ÉD	10	1,7	6	243	8	2,6	11	2100			RP
<i>Alopecurus pratensis</i>	ÉF	2	0,4	2	44	6	0,5	1	155			T
<b>Carduus acanthoides</b>	RD	1	0,1	2	44	4	0,1	12	862			RP
<i>Carex praecox/stenophylla</i>	ÉF	11	2,8	6	354			11	2476			RP/HP
<i>Convolvulus arvensis</i>	ÉD	4	0,1			5	0,2	2	88			T/HP
<i>Conyza canadensis</i>	RD					1	0,1	12	6764			RP/HP
<b>Cruciata pedemontana</b>	RD	2	0,1			2	0,1	2	177			T/HP

1. táblázat folytatása

Vegetációban és magbankban	Magdolna-Pusztá						Nyírólapos					
	FCS	VF	V	MF	M	MBT	FCS	VF	V	MF	M	MBT
<i>Cynodon dactylon</i>	ÉF	12	7	10	575	3	0,3					T
<i>Cynoglossum officinale</i>	RD					8	1,7	2	111			T
<i>Daucus carota</i>	RD	9	0,7	3	66			2	44			T
<i>Epilobium tetragonum</i>	RD			3	133	1	0,1	9	575			RP
<i>Euphorbia cyparissias</i>	ÉD	6	0,3			5	0,2	3	88			T/RP
<i>Festuca rupicola</i>	ÉF	12	33,9	8	685	11	44,6	3	111			RP
<i>Fragaria viridis</i>	ÉD	11	7	1	22	8	1,1	1	66			T
<i>Galium verum</i>	ÉD	11	4,4	2	66	12	22,9	10	4266			RP
<i>Hypericum perforatum</i>	ÉD	5	0,3	12	6233							RP
<i>Inula britannica</i>	ÉD	3	0,1	1	22	1	0,1	2	177			RP
<i>Koeleria cristata</i>	ÉF	7	0,6	4	133	1	0,1					T
<i>Lotus corniculatus</i>	ÉD	7	0,6	3	88							T
<i>Myosotis stricta</i>	RD	4	0,1	12	1967			5	442			RP/HP
<i>Plantago lanceolata</i>	ÉD	10	0,5	10	1017							RP
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF	11	6,1	11	1061	11	7,2	11	951			RP
<i>Polygonum aviculare</i>	RD	1	0,1	4	133	2	0,1	4	133			RP/HP
<i>Potentilla arenaria</i>	ÉD	12	1,3	12	1304	2	0,1	4	177			RP
<i>Potentilla argentea</i>	ÉD			11	1326	4	0,2	3	88			HP
<i>Salvia nemorosa</i>	ÉD	11	5,2			7	3,6	3	66			T
<i>Stellaria graminea</i>	ÉD	1	0,1	11	862	4	2,6	1	22			T/RP
<i>Thymus glabrescens</i>	ÉD	12	7	3	66							T

1. táblázat folytatása

	Magdolna-Pusztá						Nyírólapos					
	FCS	VF	V	MF	M	MBT	FCS	VF	V	MF	M	MBT
<b>Vegetációban és magbankban</b>												
<i>Trifolium striatum</i>	RD	6	0,6							3	111	T/HP
<i>Verbascum phoeniceum</i>	ÉD	12	1,3	4	221					4	199	RP/HP
<i>Veronica prostrata</i>	ÉD	8	0,6	1	22					1	22	T
<i>Vicia lathyroides</i>	RD	4	0,4	8	287							RP
<b>Csak a magbankban</b>	<b>FCS</b>	<b>VF</b>	<b>V</b>	<b>MF</b>	<b>M</b>	<b>MBT</b>	<b>FCS</b>	<b>VF</b>	<b>V</b>	<b>MF</b>	<b>M</b>	<b>MBT</b>
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	RD									4	155	HP
<i>Centaureum minus</i>	RD									1	88	HP
<i>Chenopodium album</i>	RD			1	22					2	111	HP
<i>Chenopodium strictum</i>	RD									3	88	HP
<i>Cirsium arvense</i>	ÉD									4	111	HP
<i>Echinochloa crus-galii</i>	RF				111							HP
<b>Gypsophila muralis</b>	RD			5	155					6	287	HP
<i>Juncus bifonius/ranarius</i>	RF			4	133					4	111	HP
<i>Juncus compressus</i>	ÉF			8	995					6	199	HP
<i>Medicago lupulina</i>	RD			5	111					2	44	HP
<i>Sonchus asper</i>	RD									3	133	HP
<i>Sonchus oleraceus</i>	RD									2	66	HP
<b>Trifolium angulatum/retusum</b>	RD									4	177	HP
<i>Typha angustifolia/latifolia</i>	ÉF				177					1	88	HP
<i>Veronica persica</i>	RD			12	1216					6	486	HP



tokat jellemző fajok csak kis borítással voltak megtalálhatóak a területen (pl. *Filipendula vulgaris*, *Salvia nemorosa*). A *Filipendula vulgaris*-nak nem volt magbankja, míg a *Salvia nemorosa* csupán szórványos (66 mag/m<sup>2</sup>) magbankkal rendelkezett.

A Magdolna-pusztán szignifikánsan magasabb fajszám volt jellemző, mint a Nyírőlaposon (kvadrátonkénti átlag 27,0 faj/m<sup>2</sup>, *t*-próba, *p* < 0,001). A Nyírőlaposhoz hasonlóan ezen a területen is a *Festuca rupicola* rendelkezett a legnagyobb, bár a Nyírőlaposon kimutatottnál alacsonyabb átlagos borítással (mintegy 34%). Jelentősebb (5% feletti) átlagos borítással rendelkező fajok voltak még a *Cynodon dactylon*, *Thymus glabrescens*, *Poa angustifolia* és a *Filipendula vulgaris*. Az itt felsorolt fajok közül csak a *Poa angustifolia* rendelkezett 1000 mag/m<sup>2</sup> meghaladó magsűrűséggel. A *Festuca rupicola*, *Cynodon dactylon* és *Thymus glabrescens* alacsonyabb magsűrűséggel jelentek meg (rendre 685 mag/m<sup>2</sup>, 545 mag/m<sup>2</sup>, 66 mag/m<sup>2</sup>, 1. táblázat), míg a *Filipendula vulgaris* magbankja a mintavételkor nem volt kimutatható a talajban. A vegetációban jelen levő fajok közül még a *Plantago lanceolata*, *Potentilla arenaria*, *P. argentea*, *Hypericum perforatum* és a *Myosotis stricta* rendelkezett jelentősebb magbankkal (1. táblázat). Utóbbi három faj csak igen kis borítással rendelkezett a vegetációban. A csak magbankból kimutatott fajok közül a *Juncus compressus*, és a *Veronica persica* rendelkezett 1000 mag/m<sup>2</sup> körüli, vagy azt meghaladó magbankkal (1. táblázat).

A magbank átlagos sűrűsége nem mutatott jelentősebb eltérést a két terület között (Magdolna-pusztá: 20 200 mag/m<sup>2</sup>; Nyírőlapos: 22 800 mag/m<sup>2</sup>). Hasonlóan a magbank sűrűséghez a fajszámok esetében sem tapasztaltunk szignifikáns eltéréseket (*t*-próba, *p* = 0,299, magbank fajszámok átlaga rendre 17,0 és 15,4). Degradáltsági állapottól függetlenül a magbank és a földfelszín feletti vegetáció hasonlósága alacsony volt (A Jaccard hasonlóság értékei a Magdolna-pusztán: 0,35 és a Nyírőlaposon: 0,31). A Magdolna-pusztá vegetációjának 46 %-a volt jelen a magbankban, a Nyírőlaposon ez 76 % volt.

### Értékelés

Az általunk vizsgált gyepék nagyobb átlagos borítással rendelkező fűnemű fajai közül a legtöbbször nem találtunk számottevő magbankot. Mindkét területen kivétel volt ez alól a generalista *Poa angustifolia*. Ezt a fajt Török *et al.* (2009a) is jelentős sűrűségben mutatta ki homoki gyepék magbankjában. Más vizsgálá-

latok a vegetációban domináns fűnemű fajoknál legfeljebb csekély sűrűségű magbank jelenlétét igazolták (Bossuyt & Honnay 2008). A domináns *Festuca rupicola* esetében mi is ezt tapasztaltuk mindkét vizsgált gyeppen. A legtöbb természetközeli állapotokra jellemző dudvanemű faj legfeljebb csak szórványos magbankkal rendelkezett (például *Salvia nemorosa*, *Thymus glabrescens*, *Fragaria viridis*). Ez egybevág más típusú gyepekben végzett hasonló vizsgálatok eredményeivel (homoki gyepeken Török *et al.* 2009b, dolomit sziklagyepeken Csontos *et al.* 1998, hegyi kaszálóréteken Valkó *et al.* 2009, 2011). Egyes keményhajú vagy több vizsgálatban is perzisztens magbankúnak talált fajt (pl. *Medicago falcata*, *Vicia angustifolia*, *Veronica verna*, Török *et al.* 2009, Csontos 2001) vizsgálatunkban tranziens magbankúnak azonosítottunk. Ezek az eredmények is rámutatnak arra, hogy a magbank vizsgálatok esetében, egyszeri mintavételezéssel kapott eredmények kellő körültekintéssel kezelendők, és Thompson *et al.* (1997) összefoglaló munkájának alapján is csak „minimális perzisztencia” kategóriaként használhatóak.

A legtöbb mérsékelt övi gyeppen végzett vizsgálat a vegetáció és magbank között alacsony vagy közepes hasonlóságot mutatott ki (Bakker *et al.* 1996, Grime 1979). A mi vizsgálatunk is erre az eredményre vezetett. Több tényező is közrejátszhat abban, hogy a vegetáció és magbank hasonlósága alacsony. (1) Számos évelő faj esetében az ivaros szaporodás a vegetatív szaporodással szemben másodlagos, illetve magjaik rövid életűek (Bakker *et al.* 1996, Bekker *et al.* 1997). (2) Ritka vagy aggregált eloszlású magbankkal rendelkező fajok kimutatásának igen kicsi az esélye (Thompson *et al.* 1997). (3) A vegetációban előforduló rövid életű fajok tömegessége évről-évre jelentős mértékben változhat, így évi egyszeri vegetáció-felmérés során gyakran nem kerülnek felvételezésre (Török *et al.* 2009a). (4) A magbankot többnyire degradációt jelző fajok és gyomok magjai alkotják, melyek a gyakran mintavételezett, természetközeli állapotú gyepek vegetációjából hiányoznak (Valkó *et al.* 2011).

Vizsgálataink alapján javasolható a restaurációs munkák tervezése előtt a magbank elemzése, mely hasznos információkat szolgáltat a gyepek spontán regenerációs potenciáljának megítéléséhez. Az általunk vizsgált gyepekre vonatkozó eredmények alapján aligha várható az eltűnt lőszfajok magbankból történő felújulása. A későbbiekben főként a Nyírölapon kerülendők az olyan kezelési módszerek, melyek elősegítik szabad talajfelszín kialakulását és növelik a gyomok számára kedvező mikro-élőhelyek számát (például a túlzott mértékű legeltetés vagy taposás; Renne & Tracy 2007).

\*

*Köszönetnyilvánítás* – A szerzők köszönik Tóthmérész Béla, Török Péter, Valkó Orsolya, Kelemen András, Ölvedi Tamás, Matus Gábor, Koncz Csabáné, Radócz Szilvia és Tasnády Szabolcs munkánk során nyújtott segítségét. Köszönjük a Debreceni Egyetem TTK Botanikus Kertnek, hogy helyet és lehetőséget nyújtott a csíráztatás kivitelezéséhez. Köszönjük a Hortobágyi Nemzeti Park dolgozóinak hasznos szakmai tanácsait és segítségét (Kapocsi István, Deák Balázs, Gál Lajos, Sándor István, Molnár Attila, Kiss Róbert). A szerzők köszönik két anonim bíráló kéziratunkkal kapcsolatban megfogalmazott jobbító szándékú észrevételeit és kritikáit. Munkánkat a TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010–0007 és az OTKA PD 100192 pályázat támogatta.

### Irodalomjegyzék

- Bakker, J. P., Poschlod, P., Strykstra, R. J., Bekker, R. M. & Thompson, K. (1996): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. – *Acta Botanica Neerlandica* **45**: 460–490.
- Bekker, R. M., Verweij, G. L., Smith, R. E. N., Reine, R., Bakker, J. P. & Schneider, S. (1997): Soil seed banks in European grassland: Does land use affect regeneration perspectives? – *Journal of Applied Ecology* **34**: 1293–1310.
- Borhidi, A. (2003): *Magyarország növénytársulásai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Bossuyt, B., Honnay, O., Van Stichelen, K., Hermy, M. & Van Assche, J. (2001): The effect of a complex land use history on the restoration possibilities of heathland in central Belgium. – *Belgian Journal of Botany* **134**: 29–40.
- Bossuyt, B. & Honnay, O. (2008): Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. – *Journal of Vegetation Science* **19**: 875–884.
- Csathó, A. I. (2009): A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerűsége – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 171–181.
- Csontos, P., Tamás, J. & Kalapos, T. (1998): A magbank szerepe a dolomitnövényzet regenerálódásában korábban feketefenyvessel borított területeken. – In: Csontos, P. (szerk.) *Sziklagyepek szünbotanikai kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 183–196.
- Csontos, P. (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei*. – Scientia Kiadó, Budapest.
- Csontos, P. (2006): *A magbank-ökológia alapjai, a hazai flóra magökológiai vizsgálata*. Akadémiai Doktori Értekezés, MTA Kézirattár, Budapest.
- Csontos, P. (2010): A természetes magbank, valamint a hazai flóra magökológiai vizsgálatának új eredményei. – *Kanitzia* **17**: 77–110.
- Grime, J.P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. – J. Wiley & Sons, Chichester.
- Halassy, M. (2001): Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. – *Community Ecology* **2**: 101–108.

- Kalamees, R., Püssa, K., Zobel, K. & Zobel, M. (2011): Restoration potential of the persistent soil seed bank in successional calcareous (alvar) grasslands in Estonia. – *Applied Vegetation Science* DOI: 10.1111/j.1654-109X.2011.01169.x
- Koncz, G., Török, P., Papp, M., Matus, G. & Tóthmérész B. (2011): Penetration of weeds into the herbaceous understorey and soil seed bank of a Turkey oak-sessile oak forest in Hungary. – *Community Ecology* **12**: 227–233.
- Koncz, G., Papp, M., Török, P., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Matus, G. & Tóthmérész B. (2010): The role of seed bank in the dynamics of understory in a turkey-sessile oak forest in Hungary. – *Acta Biologica Hungarica* **61**(Suppl.1): 109–119.
- Matus, G., Tóthmérész, B. & Papp, M., (2003): Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. – *Applied Vegetation Science* **6**: 169–178.
- Matus, G., Papp, M., & Tóthmérész, B., (2005): Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. – *Flora* **200**: 296–306.
- McDonald, A. W., Bakker, J. P. & Vegelin, K. (1996): Seed bank classification and its importance for restoration of species-rich flood-meadows. – *Journal of Vegetation Science* **7**: 157–164.
- Molnár, A. (2004): A Hortobágy éghajlati jellemzői. – In: Ecsedi, Z. (szerk.): *A Hortobágy madárvilága*. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, Balmazújváros, Debrecen, pp. 39–43.
- Molnár, Z. & 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.
- Renne, I. J. & Tracy, B. F. (2007): Disturbance persistence in managed grasslands: shifts in aboveground community structure and the weed seed bank. – *Plant Ecology* **190**: 71–80.
- Simmering, D., Waldhardt, R. & Otte, A. (2006): Quantifying determinants contributing to plant species richness in mosaic landscapes: a single- and multi-patch perspective. – *Landscape Ecology* **21**: 1233–1251.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Nemzeti tankönyvkiadó, Budapest.
- ter Heerdt, G. N. J., Verweij, G. L. R., Bekker, R. M., Bakker, J. P. (1996): An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. – *Functional Ecology* **10**: 144–151.
- Thompson, K., Bakker, J. P. & Bekker, R. M. (1997): *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. – Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tóth, A., Balogh, Á., Wichmann, B., Berke, J., Gyulai, F., Penksza, P., Dancza, I., Kenéz, Á., Schellenberger, J., Penksza, K. (2011): Gyomvizsgálatok pest megyei homoki mezőgazdasági területeken (Lucernaföldek gyomvizsgálatai) I. – *Tájökológiai Lapok* **9**: 451–463.
- Török, P., Papp, M., Matus, G., Tóthmérész, B. (2009a): Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. – *Folia Geobotanica* **44**: 31–46.
- Török, P., Papp, M., Tóthmérész, B. & Matus, G. (2009b): Lúdlegelést követően regenerálódó nyírségi homoki gyepek magkészlete. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 134–146.
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Deák, B., Lukács, B. & Tóthmérész B. (2011): Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. – *Journal of Applied Ecology* **48**: 257–264.

- Valkó, O., Török, P., Vida, E., Arany, I., Tóthmérész, B. & Matus, G. (2009): A magkészlet szerepe két hegyi kaszálórét közösség helyreállításában. – *Természetvédelmi Közlemények* **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? – *Restoration Ecology* **19**: 9–15.
- Virágh, K. & Gerencsér, L. (1988): Seed bank in the soil and its role during secondary successions induced by some herbicides in a perennial grassland community. – *Acta Botanica Hungarica* **34**: 77–121.
- Willems, J. H. (1995): Soil seed bank, seedling recruitment and actual species composition in an old and isolated chalk grassland site. – *Folia Geobotanica* **30**: 141–156.

## Role of local seed bank in recovery of loess grasslands

Tamás Miglécz<sup>1</sup> and Katalin Tóth

University of Debrecen, Department of Ecology  
H-4032, Debrecen, Egyetem tér 1. Hungary  
<sup>1</sup> e-mail: [tamas.miglecz@gmail.com](mailto:tamas.miglecz@gmail.com)

Local seed banks have an important role in recover of former diversity in degraded, and fragmented grasslands. We studied the vegetation and seed bank of a semi-natural *Salvio-Festucetum* grassland and a grazed and then abandoned *Cynodonti-Poëtum* loess pasture. The percentage cover of vascular plant species was recorded in twelve, 1 m<sup>2</sup> plots in June, 2008. Soil samples were taken in the Spring, 2009, then their seed banks were investigated by greenhouse germination method, after soil concentration. We asked the following questions: (1) Which characteristic species possess detectably dense seed banks? (2) How different is the seed bank composition of the semi-natural grassland and the degraded loess pasture? (3) Can a restoration of degraded loess grasslands be based on the soil seed bank? In total 94 species were detected in vegetation and seed banks. In the aboveground vegetation of the degraded loess pasture there was low species richness (a mean of 10.2 species/m<sup>2</sup>) and the vegetation was dominated by *Festuca rupicola* (a mean cover of 45%). We detected significantly higher species richness in the natural loess grassland (*t*-test; *P* < 0.001, mean, 27 species/m<sup>2</sup>). The mean densities of seed banks were similar in both grassland types (22,800 and 20,200 seeds/m<sup>2</sup>, respectively). Regardless to grassland type the seed bank was characterised mostly by common herb species (*Hypericum perforatum* 6,200 seeds/m<sup>2</sup>, *Galium verum* 4,270 seeds/m<sup>2</sup>, *Achillea collina* 2,100 seeds/m<sup>2</sup>) and graminoids (*Poa angustifolia* 1,060 seed/m<sup>2</sup>, *Carex stenopylla* and *C. praecox* 2,480 seeds/m<sup>2</sup>). Out of weeds only *Veronica persica* (1,215 seeds/m<sup>2</sup>) and *Conyza canadensis* (6,760 seeds/m<sup>2</sup>) possessed dense seed banks. Most of the characteristic species possessed only sparse seed banks (e.g. *Salvia austriaca*, *S. nemorosa*, *Pimpinella saxifraga*). Our results suggest that in recovery of characteristic forbs of loess grasslands the seed bank can have only a limited role.

Keywords: biodiversity, grassland restoration, plant strategies, secondary succession, seed bank.

# Ültetvények és őshonos tölgyesek holyvaegyüttese (Staphylinidae)

Nagy Dávid

*Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Ökológiai Tanszék  
4010. Debrecen, Egyetem tér 1. Pf. 71.  
e-mail: david.nagy111@gmail.com*

Összefoglaló: Őshonos kocsányos tölgyes állományok és telepített, azonos korú ültetvények (akác, erdeifenyő, vöröstölgy) holyvaegyütteseit vizsgáltam talajcspadás mintavétellel. Az ültetvények faj- és egyedszáma szignifikánsan kisebb volt, mint az őshonos tölgyes állományok faj- és egyedszáma. A Rényi-féle diverzitás azt mutatja, hogy a ritka fajok diverzitása a gyöngyvirágos tölgyesben volt a legmagasabb. Az ültetvények holyvaegyüttese diverzitásuk alapján rendezhetőek; az ültetvények közül a legnagyobb diverzitású a vöröstölgy, míg legkisebb diverzitású az akác ültetvény volt. Az őshonos állományok holyvaegyüttese fajösszetételük és a fajok mennyiségi viszonyai alapján is jelentősen különböznek az ültetvények holyvaegyütteseitől. Az őshonos állományok helyére ültetett tájidegen fafajok megváltoztatják az élőhelyet, ami a ritka, erdei specialista fajok eltűnését eredményezi és így elszegényíti a faunát.

Kulcsszavak: Debreceni Nagyerdő, diverzitás, hangyakedvelő fajok, holt faanyag, korhadékkedvelő fajok, nedvességkedvelő fajok, erdei specialista fajok.

## Bevezetés

Magyarország fásított területének aránya 1921 és 2006 között 12%-ról 20%-ra nőtt; ezek jelentős része (kb. 63,3%) gazdasági céllal telepített ültetvény (ÁESZ 2008). Az erdősíttett területeink közel felét tájidegen fafajok alkotják (akác (*Robinia pseudoacacia*), erdeifenyő (*Pinus sylvestris*), vöröstölgy (*Quercus rubra*)), mivel az elmúlt századok erdőszeti kezelése során az őshonos, lombhullató erdők jelentős részét kitermelték és helyükre monokultúrás, tájidegen fafajok állományait ültették (Mátyás 1996). A telepítések hatására megváltoznak az adott élőhely abiotikus és biotikus viszonyai (Paillet *et al.* 2010). Ezek a változások jelentős hatással vannak a talaj felszínén élő gerinctelen makrofaunára, azon belül is főként a specialista fajok fennmaradását veszélyeztetik (Magura *et al.* 2000).

Atájjidegen ültetvényeknek a holyvaegyüttesekre (Coleoptera: Staphylinidae) gyakorolt hatásával kevés tanulmány foglalkozott (Irmeler & Gürlich 2007, Pohl *et al.* 2008). A holyvák a bogarak (Coleoptera) rendjének fajgazdag családjai közé tartoznak. Eddig több mint 45 000 fajukat írták le. Nagyrészt ragadozók, azonban számos olyan fajuk ismert, amelyek bomló növényi anyagok, gombák, döögök, ürülékek fogyasztására specializálódtak, ezért kiemelten fontos szerepet töltenek be az erdők tápanyagforgalmában (Newton *et al.* 2001). Többségük speciális makro- és mikrohabitatokhoz kötődik, mint a gerincesek (emlősök, madarak) fészkei, hangyabolyok és korhadó farönkök (Bohac 1999, Pohl *et al.* 2008).

A holyvafajok érzékenyen reagálnak az antropogén zavarásokra és a környezeti tényezők változásaira, ezért kiváló alanyai a különböző ökológiai vizsgálatoknak és bioindikátorként is jól alkalmazhatóak (Bohac 1999). A lombkorona borítása és a fával borított területek nagysága, valamint a talaj pH-ja és szervesanyag-tartalma jelentős mértékben befolyásolja a holyvaegyüttesek összetételét és szerkezetét (Irmeler & Gürlich 2007). Szujecki (1966) vizsgálatai azt mutatták, hogy a holyvák érzékenyen reagáltak az erdő talajának nedvességére. Rose (2001) vizsgálatai esetében az avar típusára és vastagságára voltak a legérzékenyebbek.

Számos holyvafaj kötődik olyan speciális élőhelyekhez, amelyek a tarvágás és az ezzel járó erdészeti kezelés során megszűnnek (kidőlt, korhadt, üreges fák, fészkek, gombák) (Pohl *et al.* 2008). Zavarás hatására megváltozik egy adott élőhely hangyaközösségeinek szerkezete, ami befolyásolja a hangyakedvelő holyvafajok előfordulását (Vepsäläinen *et al.* 2008). A gerinces állatok (kisemlősök, madarak) fészkeket készítenek az idős fák üregeiben, melyek egyaránt szolgálnak táplálékforrásként és élőhelyként a fészek- és üreglakó, rothadó anyagokkal, ürülékkel táplálkozó holyvafajok számára (*Aleochara erythroptera*, *Anotylus sculpturatus*) (Pohl *et al.* 2008). A kidőlt, korhadt fák és más bomló, holt faanyagok otthont biztosíthatnak sok korhadék- és gombakedvelő faj számára (*Quedius ochripennis*), növelve ezzel az adott élőhely heterogenitását és biodiverzitását (Langor *et al.* 2008).

Vizsgálatom célja három tájjidegen ültetvény (akác, erdeifenyő, vöröstölgy), valamint a debreceni Nagyerdőben őshonos gyöngyvirágos tölgyes holyvaegyütteseinek összehasonlító elemzése. Hipotézisem szerint az őshonos állomány holyvafaunája a fajösszetétel és a fajok mennyiségi viszonyai alapján is jelentősen elkülönül az ültetvények holyvaegyütteseitől és az őshonos állomány nagyobb létszámú és fajgazdagabb együttest képes fenntartani.



## Módszerek

A mintavételi területek a Debreceni Nagyerdő Természetvédelmi Terület északi térségében voltak (47°34'É; 21°37'K). A debreceni Nagyerdő az egykoron jelentős mértékben kiterjedt és összefüggő erdeink egyik utolsó maradványa. Az összefüggő, őshonos homoki gyöngyvirágos tölgyes (*Convallario-Quercetum*) napjainkra feldarabolódott és területén sok monokultúras ültetvény található (akác, erdeifenyő, vöröstölgy) (Török & Tóthmérész 2004). A vizsgált állományok kiválasztása is ennek megfelelően történt. Őshonos gyöngyvirágos tölgyes: domináns fafaj a kocsányos tölgy. A cserjeszintben a mezei juhar (*Acer campestre*) mellett az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) és a fekete bodza (*Sambucus nigra*) dominál. Az erdőkezelések során a kidőlt, korhadt fákat nem távolítják el. Az akác ültetvényben a talaj felszínét változatos növénytakaró borítja, ahol főként lágyszárúak dominálnak. Az erdeifenyő ültetvényben a lágyszárú szintben az adventív alkörmös (*Phytolacca americana*) tömeges. Cserjeszinten jelen van a kései meggy (*Padus serotina*) és a fekete bodza (*Sambucus nigra*). A talaj felszínén a mohapárna borítása 35-50%. A vöröstölgy ültetvény esetén a lombkorona záródása miatt a gyepszint gyér. A cserjeszint nagy részét a vöröstölgy újulat alkotja.

A mintavételt random módon kihelyezett Barber-féle talajcsapdákkal (átmérő 65 mm, térfogat 250 ml) végeztem 2006-ban. A fedővel ellátott csapdák ölő-konzerváló anyagként 75%-os etilén-glikolt tartalmaztak. Minden vizsgált állományban 10-10 csapda üzemelt, amiket havonta ürítettem májustól októberig. A többször átválogatott mintákból a holyvákat kiválogattam és 75%-os alkoholban tároltam, majd Loshe (1964, 1974) határozói alapján laboratóriumi körülmények között faji szintig meghatároztam. A fajneveket Assing és Schülke (2007) fajlistája alapján adtam meg.

Az őshonos gyöngyvirágos tölgyes állomány és az ültetvények csapdánkénti egyed- és fajszaát varianciaanalízissel (ANOVA) hasonlítottam össze. A holyvaegyütteseket fajösszetételük alapján a Rogers-Tanimoto-féle hasonlóságfüggvénnyel vettem össze; az egyedszámok alapján történő összevetéshez a Bray-Curtis-féle távolság függvényt használtam és nem-metrikus sokdimenziós skálázással jelenítettem meg a hasonlósági struktúrát (Legendre & Legendre 1998). Az őshonos erdő és az ültetvények holyvaegyüttesének diverzitását Rényi-féle egyparaméteres diverzitási függvénycsaláddal jellemeztem (Tóthmérész 1993, 1995, 1998). A statisztikai elemzéseket az R programcsomag segítségével végeztem (2.14.1 verzió, R Development Core Team 2011).

## Eredmények

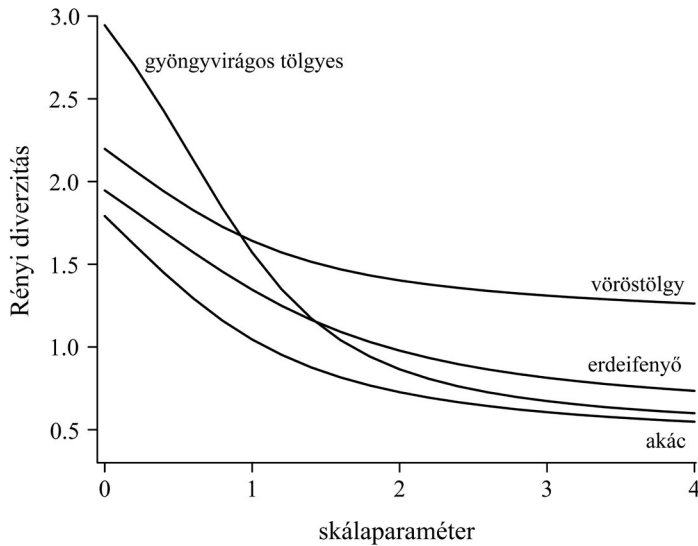
A hollyvák egyed- és fajszáma szignifikánsan alacsonyabb volt az ültetvényekben, mint az őshonos gyöngyvirágos tölgyes állományban (egyedszám:  $F_{3,36}=19.73$ ,  $p < 0.001$ ; fajszám:  $F_{3,36}=10.45$ ,  $p < 0.001$ ) (1. függelék az Online Függelékben). A tájidegen fafajok állományai között nem volt szignifikáns különbség a hollyvák egyed- és fajszámában. A Rényi-féle diverzitás alapján a ritka fajok tekintetében a gyöngyvirágos tölgyes hollyvaegyüttese volt a legdiverzebb (1. ábra). Az ültetvények hollyvaegyüttese diverzitásuk alapján rendezhetők voltak; a legkisebb diverzitású az akác ültetvény volt. Az erdefenyő magasabb diverzitású volt; az ültetvények közül a vöröstölgy volt a legdiverzebb.

A Rogers-Tanimoto-féle hasonlóságfüggvény alapján az erdefenyő és vöröstölgy ültetvények jelentősen különböztek a kocsányos tölgy állománytól, míg az őshonos állomány és az akác ültetvény hollyvaegyüttese viszonylag hasonló volt (stress = 23.62666) (2a. ábra). A különböző mintavételi területek fajösszetételük alapján grádiens képeztek. A variabilitás az őshonos állományban volt a legnagyobb. A mennyiségi viszonyokon alapuló elemzés azt mutatta, hogy az akác ültetvény hollyvaegyüttese nagymértékben hasonlított az őshonos gyöngyvirágos tölgyes állomány hollyvaegyütteséhez, míg az erdefenyő és vöröstölgy ültetvények hollyvaegyüttese jelentősen elkülönültek (stress = 19.55744) (2b. ábra).

## Értékelés

A tájidegen ültetvények faj- és egyedszáma lényegesen kisebb volt az őshonos gyöngyvirágos tölgyes állományhoz képest. A változatos növénytakaró, az ezzel járó borítás, valamint a nagy mennyiségű korhadó avar védelmet és táplálékforrást biztosít a hollyváknak (Kra *et al.* 2009). Az ültetvényekkel ellentétben az őshonos állományból a kidőlt, korhadt fákat nem távolították el, ami élőhelyül szolgál a ritka, specialista fajok számára (Langor *et al.* 2008).

A Rényi-féle diverzitás eredményei alapján a kisebb skálaparaméter értéknél (ritka fajok esetén) az őshonos állomány a legdiverzebb, míg nagyobb skálaparaméter értéknél (tömeges fajok esetén) a vöröstölgy ültetvényben volt a legnagyobb a diverzitás. Az ikersorosan ültetett, nyílt ültetvények melegebbek és szárazabbak, mint az őshonos állomány és a holt faanyag mennyisége is elhanyagolható. Az akác állomány kivételével az aljnövényzet gyér és kopár. Az

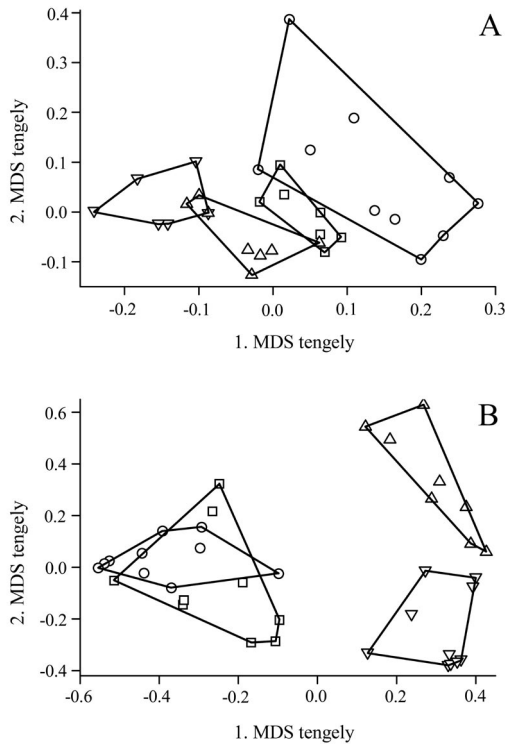


**1. ábra.** A holyvaegyüttesek diverzitási rendezése a Rényi-féle egyparaméteres diverzitási függvénycsalád segítségével.

ültetvényekből eltűntek a ritka, speciális ökológiai igényekkel rendelkező fajok. Ezzel szemben a tágtűrűsű generalista fajok mennyisége megnőtt. Hasonló jelenség figyelhető meg a futóbogarak esetében is (Magura *et al.* 2006). Az erdei specialista fajok számának és a tömeges erdei fajok diverzitásának csökkenése jelezte az ültetvények hatását a holyvafaunára.

A sokváltozós elemzések azt mutatták, hogy a gyöngyvirágos tölgyes fajösszetétele és mennyiségi viszonyai jelentősen különböztek az erdeifenyő- és vöröstölgy ültetvényekétől, míg az akác ültetvény holyvaegyüttese hasonlított az őshonos állományéhoz. Az erdeifenyő és vöröstölgy ültetvényektől eltérően itt az aljnövényzet sűrű és változatos volt. A nagy mennyiségű elhalt lomb- és lágyszárú avar védelmet és táplálékforrást biztosítottak a tágtűrűsű holyvafajok egyedeinek (Kra *et al.* 2009).

A holyvák érzékenyen reagálnak az abiotikus és biotikus tényezők változásaira, azonban ennél is fontosabb azoknak a makro- és mikrohabitatoknak a védelme, amik élőhelyül szolgálnak a kis területekre korlátozódott, kis egyedszámú jelen levő specialista fajok számára (Ádám & Hegyessy 2001). A tarvágás következtében ezek az élőhelyek eltűnnek és évtizedek után sem képesek visszaállni eredeti állapotukba (Elek *et al.* 2001). Az ültetéssel járó élőhelyváltozások



**2. ábra.** A hollyvaegyüttesek ordinációja nem-metrikus skálázással (NMDS) (A) fajösszetétel alapján a Rogers-Tanimoto-féle hasonlóságfüggvénnyel és (B) egyedszámok alapján a Bray-Curtis-féle hasonlóságfüggvénnyel. Jelölések: ○ - őshonos gyöngyvirágos tölgyes, □ - akác, ▽ - erdeifenyő, △ - vöröstölgy.

elősegítik a habitat generalista és nyílt területekre jellemző invazív hollyvafajok bevándorlását. Az erdőkezelések során a kidőlt, korhadt fákat eltávolítják, ami veszélyezteti a korhadékkedvelő és más specialista fajok fennmaradását (Langor *et al.* 2008).

A hollyvákhoz hasonlóan más csoportok összetétele és szerkezete is eltérhet a különböző környezeti viszonyokkal rendelkező élőhelyeken (Bohac 1999, Bogyó & Korsós 2009, Magura *et al.* 2010). A kevésbé jó röpképességű vagy röpképtelen csoportokkal (Carabidae, Araneae, Diplopoda) ellentétben a hollyvafajok többsége jó röpképességgel rendelkezik, ami gyors menekülést biztosít a környezeti tényezők kedvezőtlené válásakor (Pohl *et al.* 2007). Válto-

zatos ökológiájuk lehetővé teszi, hogy többféle ökológiai kategória (korhadék- kedvelő, gombakedvelő, hangyakedvelő) alapján kutassuk a gerinctelen faunára ható emberi és természeti zavarások hatásait (Bohac 1999).

Eredményeim igazolták, hogy a holyvák alkalmasak a különböző emberi zavarások kimutatására. A tájidegen ültetvények kedvezőtlen hatással voltak a holyvaegyüttesek összetételére és szerkezetére. Ennek ellenére nem javasolható az ültetvények azonnali tarvágása, mivel a pénzügyi veszteség mellett az élőhely is károsodik (Magura *et al.* 2003). Azonban a fenntartható erdőgazdálkodás érdekében nélkülözhetetlenek az olyan erdészeti eljárások, amelyekhez képesek alkalmazkodni a különböző élőlények. Az állományokban történő nagyobb lékek vágása (Magura *et al.* 2000) és a jó minőségű holt faanyag mennyiségének növelése (Langor *et al.* 2008) fontos szerepet tölt be az adott élőhely heterogenitásának és diverzitásának fenntarthatóságában. Az erdőállományokon belüli heterogenitás jelentősen növeli a holyvák fajgazdagságát és biztosítja a specialista fajok fennmaradását, amelyek kulcsfontosságúak az ökológiai rendszerek stabilitásának és sokféleségének fenntartásában.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönettel tartozom Tóthmérész Bélának a hasznos tanácsaiért és a statisztikai feldolgozásban nyújtott segítségéért, Magura Tibornak a terepmunkákban nyújtott segítségéért és tanácsaiért, Makranczy Györgynek és Ádám Lászlónak a határozásban nyújtott segítségükért. Köszönettel tartozom továbbá a mintavételezésben és minták feldolgozásában nyújtott segítségükért: Bogyó Dávidnak, Horváth Rolandnak, Kalapos Gabriellának, Mizser Szabolcsnak, Nagy Leilának, Szalkovszki Ottónak. A publikáció elkészítését a TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007 és a TÁMOP-4.2.2./B-10/1-2010-0024 számú projekt támogatta. A projekt az Új Magyarország Fejlesztési Terven keresztül az Európai Unió támogatásával, az Európai Regionális Fejlesztési Alap és az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

## Irodalomjegyzék

- ÁESZ (2008): Magyarország erdőállományai 2006. - Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Központ Erdészeti Igazgatósága, Budapest. URL: <http://www.mgszh.hu>
- Assing, V. & Schülke, M. (2007): Supplemente zur mitteleuropäischen Staphylinidenfauna (Coleoptera, Staphylinidae). III. – *Entomologische Blätter* **102**: 1–78.
- Ádám, L. & Hegyessy, G. (2001): Adatok a Zempléni-hegység, a Hernád-völgy, a Bodrogek, a Rétköz és a Taktaköz holyvafaunájához (Coleoptera). – *A sátoraljaiújhelyi Kazinczy Ferenc Múzeum Füzetei* **5**: 250 pp.

- Bohac, J. (1999): Staphylinid beetles as bioindicators. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **74**: 357–372.
- Bogyó, D. & Korsós, Z. (2009): Urbanizáció hatása ikerszelvényes (Diplopoda) együttesekre - Faunisztikai eredmények. - *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 13–22.
- Elek, Z., Magura, T. & Tóthmérész, B. (2001): Impacts of non-native Norway spruce plantation on abundance and species richness of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Web Ecology* **2**: 32–37.
- Irmeler, U. & Gürlich, S. (2007): What do rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) indicate for site condition? – *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* **8**: 439–455.
- Kra, K. D., Mamadou, D., Klimaszewski, J., Mamadou, D. & Daouda, A. (2009): Soil/litter neetle abundance and diversity along a land use gradient in tropical Africa (Oumé, Ivory Coast). – *Sciences & Nature* **6**: 139–147.
- Langor, D. W., Hammond, H. E. J., Spence, J. R., Jacobs, J. & Cobb, T. P. (2008): Saproxyllic insect assemblages in Canadian forests: diversity, ecology, and conservation. – *Canadian Entomologist* **140**: 453–474.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998): *Numerical Ecology*. – Amsterdam: Elsevier Science.
- Lohse, G. A. (1964): Familie: Staphylinidae. – In: Freude, H., Harde, K.W. & Lohse, G.A. (Szerk.), *Die Käfer Mitteleuropas*. Band 4, Staphylinidae I (Micropeplinae bis Tachyporinae). Krefeld: Goecke & Evers Verlag, 264 pp.
- Lohse, G. A. (1974): Familie: Staphylinidae. – In: Freude, H., Harde, K.W. & Lohse, G.A. (Szerk.), *Die Käfer Mitteleuropas*. Band 5, Staphylinidae II (Hypocyphtinae und Aleocharinae). Pselaphidae. Krefeld: Goecke & Evers Verlag, 304 pp.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Bordán, Zs. (2000): Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. – *Biological Conservation* **93**: 95–102.
- Magura T., Tóthmérész B. & Elek Z. (2003): Diversity and composition of carabids during a forestry cycle. – *Biodiversity and Conservation* **12**: 73–85.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek Z. (2006): Changes in carabid beetle assemblages as Norway spruce plantations age. – *Community Ecology* **7**: 1–12.
- Magura, T., Horváth, R. & Tóthmérész, B. (2010): Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. – *Landscape Ecology* **25**: 621–629.
- Mátyás, Cs. (1996): *Erdészeti ökológia*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 312 pp.
- Newton, A. F., Thayer, M. K., Ashe, J. S. & Chandler, D. S. (2001): Staphylinidae Latreille, 1802.– In: Arnett, R. H. & Thomas, M. C. (szerk.): *American beetles. 1. Archostemata, Myxophaga, Adepfaga, Polyphaga: Staphyliniformia*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 272– 418.
- Paillet, Y., Berges, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C. Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastia, M-T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. & Virtanen, R. (2010): Does biodiversity differ between managed and unmanaged forests? A meta-analysis on species richness in Europe. – *Conservation Biology* **24**: 101–112.

- 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. – *Biological Conservation* **137**: 294–307.
- Pohl, G. R., Langor, D. W., Klimaszewski, J., Work, T. & Paquin, P. (2008): Rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) in northern Nearctic forests. – *Canadian Entomologist* **140**: 415–436.
- R Development Core Team. (2011): *R: A language and environment for statistical computing*. - R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. IDBN 3-900051-12-7 (URL: <http://www.R-project.org>).
- Rose, A. (2001): *Räumliche und zeitliche Verteilungsmuster der Kurzflügelkäfer (Coleoptera, Staphylinidae) auf Nordsee-Düneninseln unterschiedlicher Sukzessionsstadien*. – Archiv zoologischer Publikationen, Martina Galunder-Verlag, Nümbrecht, Germany, **5**: 1–220.
- Szujecki, A. (1966): Relationship between the moisture level in surface horizon of forest soils and the distribution of staphylinids (Staphylinidae, Col.) on an example of forest-district Szeroki Bor in piz primeval forest. – *Folia Forestalia Polonica, Seria A*, **12**: 5–156.
- Tóthmérész, B. (1993): DivOrd 1.50: A Program for Diversity Ordering. – *Tiscia* **27**: 33–44.
- Tóthmérész, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. – *Journal of Vegetable Science* **6**: 283–290.
- Tóthmérész, B. (1998): On the characterization of scale-dependent diversity. – *Abstracta Botanica* **22**: 149–156.
- Török, P. & Tóthmérész, B. (2004): A debreceni nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata. – *Természetvédelmi Közlemények* **11**: 107–116.
- Vepsäläinen, K., Ikonen, H. & Koivula, M. J. (2008): The structure of ant assemblages in an urban area of Helsinki, southern Finland. – *Annales Zoologici Fennici* **45**: 109–127.

### Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelék a folyóirat honlapján található.  
(<http://www.mbtktv.mtesz.hu>)

Függelék 1: A csapdázott holyvafajok az őshonos gyöngyvirágos tölgyesben (*Convallario-Quercetum roboris*) és az ültetvényekben.

## **Rove beetle assemblages (Staphylinidae) of plantations and a native oak forest**

David Nagy

*Department of Ecology, University of Debrecen  
H- 4010 Debrecen, P. O. Box 71, Hungary  
e-mail:david.nagy111@gmail.com*

The staphylinid assemblages of native English oak stand and non-native plantations (black locust, scots pine, red oak) were compared using pitfall traps in Debrecen, Hungary. Species richness and the number of individuals of staphylinid species in non-native plantations were significantly lower, than in the native oak stand. The Rényi-diversity showed that the diversity of rare species was the highest in the oak forest. In the non-native plantations the staphylinid assemblages were graded based on their diversity. In the red oak plantation got the most diversity while in the black locus was the smallest. Multivariate statistical analyses showed significant differences in the composition and quantitative relationships of the staphylinid assemblages between the native stand and the non-native plantations. The non-native plantations endanger primarily the survival of the rare forest specialist species.

Keywords: Debreceni Nagyerdő, diversity, myrmecophilous species, dead wood, saprophilic species, hygrophilous species, specialist species.



# Három síkvidéki kistáj ökológiai értékelése növénytani és madártani mutatók alapján

Nagy Gergő Gábor<sup>1</sup> és Czucz Bálint<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar, Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék  
1118 Budapest, Villányi út 35-43., e-mail: gergogabor.nagy@uni-corvinus.hu

<sup>2</sup>Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet  
2163 Vácrátót, Alkotmány út 2-4.

Összefoglaló: Az egyes tájak, tájegységek összehasonlító vizsgálata és értékelése hatékony eszköze a döntéshozók számára a helyes tájhasználati döntések megalkotásához. Jelen vizsgálatunkban ökológiai tájértékelésekre használható mérőszámok különböző csoportjait hasonlítottuk össze három hazai síkvidéki kistáj példáján. A vizsgált mérőszámok a növényzet (természeti töke index) és a madarak (a mezőgazdasági területeken élő madárfajok diverzitása) szempontjából jellemzik a tájat. A növényzet alapú természeti töke index értékét a 2003-2008 között készült MÉTA adatbázisból képeztük. A madártani mintavételezések módosított dán rendszerű pontszámlálással történtek 2011 tavaszán. A mintaterületek a Csepeli-sík, a Hortobágy és a Nagyberek voltak, melyek túlnyomórészt gyepek és mezőgazdasági földek dominálta tájegységek. Alapkérdésünk, hogy mennyire értékelik hasonlóan ezek a részben eltérő adatokon nyugvó természetességi indikátorok ezeket az alapján hasonló jellegű, de különböző tájhasználat alatt álló tájakat. Eredményeink alapján amíg a madarak összegyedszáma nőtt a növekvő NCI értékű tájakban, addig a madárfajok diverzitása két diverzitási mérőszám alapján is szignifikás csökkenést mutatott. Ez a kontraintuitív viselkedés feltehetőleg részben a vizsgált tájak nagyléptékű tájszerkezetének eltéréseivel magyarázható, ám a jelenség pontos megértéséhez további vizsgálatokra van szükség.

Kulcsszavak: biodiverzitás index, élőhely minőség, Farmland Bird Index, növényzet alapú természeti töke index, természetesség.

## Bevezetés

Napjaink egyik legjelentősebb földhasznosító ágazata a mezőgazdaság, ez a tevékenység felelős a természeti területek eltűnésének és átalakításának jelentős részéért. Kezdetben a hagyományos, extenzív mezőgazdaság nem vezetett a biológiai sokféleség csökkenéséhez, azonban a XX. század második felére jelentősen megnövekedett népesség a gépek és a különféle kemikáliák (növényvédőszer, műtrágyák) használatával egyre erősödő negatív hatást gyakorolt az ökoszisztémákra (Reidsma *et al.* 2006). A folyamat eredményeként a

biológiai sokféleség drámai módon lecsökkent, különösen az agrártájak esetében (Donald *et al.* 2001). E káros hatások csökkentése érdekében az Európai Unió tagországaiban agrár-környezetvédelmi programok indultak, melynek keretében a környezetkímélő extenzív művelési módokat támogatják (Ángyán 2008).

A fentebbi folyamatok ismeretében nem meglepő, hogy a legtöbb ökológiai indikátort az agrártérsegekre fejlesztették ki, elsősorban országos-globális léptékben (EEA 2005, OECD 1999). A tájhasználati döntések nagy többsége azonban helyi szinten születik, és „döntéstámogatásra” is helyi-regionális léptékben mutatkozik a legnagyobb igény. Ennek az igénynek a kielégítésére több nemzetközi és hazai indikátor is született a közelmúltban (Csorba 2006, Dumortier *et al.* 2006), melyek mindegyike egy „sajátos látásmóddal” rendelkezik a tájat illetően.

A növényzet alapú természeti tőke index (Natural Capital Index, NCI) egy-egy terület vegetációjának tipizálásával rugalmas értékelő és összehasonlító mérőszámot nyújt a természeti állapot általános jellemzésére (ten Brink 2000, Czúcz *et al.* 2008, Czúcz *et al.* 2012). Az Egyesült Királyságban 19, elsősorban mezőgazdasági területekhez kötődő madárfaj állományainak együttes monitorozására dolgozták ki a Farmland Bird Index-et (FBI), melyet Nagy-Britannia központi statisztikai hivatala, illetve módosított formában az EU statisztikai hivatala, az EUROSTAT is hivatalos biodiverzitás-indikátornak ismert el (Gregory *et al.* 2005). Az ebbe az indexbe tartozó madárfajok abundanciájának vizsgálata a könnyen megfigyelhető és azonosítható fajok (madarak) diverzitásának vizsgálatával méri fel egy tájrészlet ökológiai állapotát.

Jelen vizsgálatunkban növénytani és madártani mérőszámok alapján hasonlítottunk össze három hazai síkvidéki kistájat. Alaphipotézisünk az volt, hogy a magas növényzet alapú NCI értékkel rendelkező Hortobágy esetében fogjuk a legmagasabb madártani mutatószám értékeket kapni, a legalacsonyabb NCI értékkel bíró Nagyberek esetében alacsony, míg a Csepeli-síknál köztes értékeket vártunk.

## Módszerek

A 2011-es esztendőben három, természetföldrajzi jellemzőiben többé-kevésbé hasonló síkvidéki kistájat választottunk ki a „Magyarország kistájainak katasztere” című könyv alapján (Dövényi 2010): a Duna-Tisza közén fekvő Csepeli-síkot, a Tiszántúlon elterülő Hortobágyot, valamint a Dunántúlon lévő

Nagybereket. Ezen kistájak közös jellemzője az agrárterületek magas aránya, mely egyrészt a száraz és nedves gyepeket, másrészt a különféle növényi kultúrák borította mezőgazdasági parcellákat jelenti. A Csepeli-síkot és a Hortobágyot alapvetően a nagy kiterjedésű pannon lösz- és szikespuszta gyepek jellemzik a közük ékelődő mocsarakkal és mocsárrétekkel, a mezőgazdasági területek jellemzően kisparcellás, extenzív művelésűek. Kivételt képez ez alól a Csepeli-sík északi és nyugati része, mely hatalmas kiterjedésű monokultúrákat, kisparcellák sokaságát, valamint a közük beékelődő kisebb-nagyobb kiterjedésű bányatavakat foglal magába. A Hortobágy északi része alapvetően tér el a fentebb ismertetett és a kistájra alapvetően jellemző tájszerkezettől, melynek oka a Tisza ártere és a hozzá kapcsolódó ártéri növénytársulások. Ezen drasztikus vegetációs eltérések miatt a Csepeli-sík és a Hortobágy esetében a kistájra alapvetően jellemző élőhelymozaikra szűkítettük le a kijelölést és innentől kezdve ezt tekintettük „kistájnak”. Azaz a Csepeli-sík esetében kizártuk az 51-es főúttól nyugatra, valamint a Kiskunlacháza-Bugyi közötti útszakasztól északra lévő területeket, a Hortobágnál pedig a 37-es főúttól északra lévő területeket „fejztük le”. A két kistájhoz hasonlóan a Nagyberekben is extenzív mezőgazdálkodás dominál, ugyanakkor már jóval nagyobb kiterjedésű, monokultúras jelleget öltő földekkel is találkozni. A korábbi vízborította élőhelyek jelentős részét jellegtelen gyepek váltották fel, az alacsonyabb és ezáltal nedvesebb helyeket mocsárrétek és magassárrétek borítják. A három kistáj növényzetének megvannak a saját regionális jellegzetességei, összességében azonban az idők során ezen tájegységekben megtelepedett madárfajok összetétele hasonló, éppen ezért azok összevethetőek, összehasonlíthatóak egymással.

Kistájanként 6 darab „rozetta” került kijelölésre, melyek mindegyike 1 központi és az azt körülvevő 6 további MÉTA hatszög egysége (egy „rozetta” területe 245 ha, alakja egy ~880 méter sugarú körrel közelíthető). A kijelölés menetének kezdeténél minden egyes kistajat hat egyenlő részre osztottunk, minden egyes rész középpontja képezte a keresés kiindulópontját. Háromféle kijelölési szempontot határoztunk meg: egyrészt a rozetta középpontjának megközelíthető helyre kellett esnie; másrészt a rozettát képező 7 MÉTA hatszög összterületének 80%-nak megközelíthető helyre kerüljön; harmadrészt pedig a rozettában kell legyen legalább 60% nyílt terület, szántó és/vagy gyepek ([www.pannonyep.hu](http://www.pannonyep.hu) oldal és a Google Earth légifelvételei alapján). Amennyiben nem teljesültek ezen kijelölési szempontok, akkor keleti irányba elindulva az óramutató járásával egy irányba, csigavonalban kifelé haladva vettük a következő lehetséges középpon-

tot egészen addig, amíg a megfelelőt meg nem találtuk. A Nagyberek esetében a kijelölést elsősorban az elzárt magánterületek, míg a Csepeli-síknál a természetvédelmi korlátozások befolyásolták, ugyanis csak olyan területrészekre léphetünk be madártani felvételezés céljából, melyekre nem vonatkoztak ezen korlátozások. Adataink a hat rozettában egyenként 7-7 hatszög, azaz kistájanként 42, összesen pedig 126 hatszögből (felmérési pontból) származnak.

A növényzet alapú természeti tőke meghatározása a 2003-2008 között végzett MÉTA térképezés alapján történt, ennek módszertanát az 1. függelék mutatja be. Madártani mintavételezésre 2011. április 20.-a és június 15. között egyszeri alkalommal került sor 5:00-10:00 között általunk módosított dán rendszerű pontszámlálással. Az előre elkészített térképlapokon minden egyes MÉTA hatszögben megkerestük a középpontot, ez jelentette a számlálási pontot, ahol 100 méter sugarú körben 10 perc időtartam alatt feljegyeztük a látott és hallott fajokat. Az egyes számlálási pontokon a 10 perces számlálás alatt nemcsak az ott fészkelő, hanem a területet valamilyen tevékenységre (legtöbbször táplálkozásra, pihenésre, stb.) használó egyéb madárfajokat is feljegyeztük. A mintavételezésbe az 5 perccel a számlálási idő előtt és után észlelt fajokat is beszámítottuk, mert bizonyos fajok (pl. nagy kócsag, *Egretta alba*) egyedei felriadtak és közeledtünkre elhagyták vagy nem érték el a mintaterületet.

Az adatok értékelésekor elsősorban az agrártájakhoz kötődő madárfajok átlományának vizsgálatán volt a fő hangsúly, az egyes kistájak területén fészkelő Farmland Bird Indexbe tartozó madárfajok (2. függelék az Online Függelékben) abundancia értékeit vizsgáltuk. A madáregyüttesek diverzitásának jellemzésére a fajszámot, az inverz Simpson-indexet és a Shannon-indexet alkalmaztuk, míg a fajkészlet hasonlóságának vizsgálatára a Jaccard-indexet használtuk. Annak vizsgálatára, hogy a különböző indexek mennyire látják és értékelik hasonlóképpen a különböző tájakat olyan lineáris modelleket alkalmaztunk, melyek függő változói a különböző madár-indexek voltak (fajszám, inverz Simpson, Shannon és a teljes abundancia), a független változók pedig az egyes rozetták NCI értékei

**1. táblázat.** A Farmland Bird Indexbe tartozó madárfajok néhány jellemző paramétere a három síkvidéki kistáj esetében (\*vetési vajú *Corvus frugilegus* kivételével).

	Nagyberek	Csepeli-sík	Hortobágy
Természeti Tőke Index	11%	30%	45%
Fajszám	14	16	12
Egyedszám*	172	256	269

és a három kistáj, mint kategorikus változó. Mivel a diverzitási mérőszámok nem feltétlenül normális eloszlásúak, a fajszám és az inverz Simpson-index esetén négyzetgyök variancia-stabilizáló transzformációkat végeztünk. Az elemzéseket az R statisztikai programcsomaggal végeztük (R Development Core Team 2011).

## Eredmények

A növényzet alapú természeti tőke indexnek a tájankénti értékeire a hat-hat mintaterület átlaga alapján a következő eredményeket kaptuk: Nagyberekek 11%, Csepeli-sík 30%, Hortobágy 45%. A Farmland Bird Index fajainak abundanciájánál a Csepeli-sík esetében kaptuk a legmagasabb fajszámot, második helyen a Nagyberekek, harmadik helyen pedig a Hortobágy végzett. Figyelmet kívül hagyva a telepesen költő vetési varjút, egyedszámot tekintve a Hortobágy és a Csepeli-sík közel azonos értéket ért el, a Nagyberekek viszonyt nagyságrendekkel elmaradt tőlük. A Hortobágy és a Csepeli-sík közel azonos értéke esetében fontos megjegyezni, hogy előbbi tájegységénél a 269-es példányszám 11 faj,

**2. táblázat.** Az öt leggyakoribb Farmland Bird Indexbe tartozó madárfaj a három síkvidéki kistáj esetében és azok példányszámai (a példányszámok megegyeznek a revírek számával, kivéve a vetési varjú *Corvus frugilegus* esetében).

Nagyberekek	Csepeli-sík	Hortobágy
<i>Sturnus vulgaris</i> (47)	<i>Alauda arvensis</i> (90)	<i>Corvus frugilegus</i> (280)
<i>Sylvia communis</i> (31)	<i>Corvus frugilegus</i> (89)	<i>Alauda arvensis</i> (130)
<i>Motacilla flava</i> (26)	<i>Vanellus vanellus</i> (46)	<i>Motacilla flava</i> (64)
<i>Corvus frugilegus</i> (15)	<i>Emberiza calandra</i> (32)	<i>Emberiza calandra</i> (32)
<i>Alauda arvensis</i> (12)	<i>Motacilla flava</i> (29)	<i>Sturnus vulgaris</i> (15)

**3. táblázat.** A növényzet alapú természeti tőke index (NCI), a kistáj, a fajszám, az inverz Simpson-index, a Shannon-index, a teljes abundancia, valamint a közöttük lévő interakciók alakulása (p. = szignifikancia,  $p < 0,05$ ).

	NCI előjel	p. NCI	p. Kistáj	p. Interakció
Fajszám	-1	0,13489515	0,3960755	0,9219733
Inverz Simpson-index	-1	0,02068213*	0,3418034	0,778328
Shannon-index	-1	0,02842609*	0,296472	0,861669
Teljes abundancia	1	0,07805489	0,1605993	0,146789

míg utóbbi tájegységnél a 256-os példányszám 15 faj között oszlott el (1. táblázat). A fajazonosság vizsgálatára szolgáló Jaccard-index a Csepeli-sík és a Nagyberetek esetében 76%, a Csepeli-sík és a Hortobágnál 75%, míg a Nagyberetek és a Hortobágy között 53%. Az öt leggyakoribb madárfaj vizsgálata egyértelműen a Csepeli-sík és a Hortobágy közötti nagyfokú hasonlóságra utal (2. táblázat).

A statisztikai elemzések azt mutatták, hogy a madárfajok diverzitása szignifikáns kapcsolatban áll a területek növényzet alapú természeti tőke index (NCI) értékével. Meglepő módon azt az összefüggést tapasztaltuk, hogy a madárfajok Simpson- és Shannon-diverzitása egyaránt csökkenést mutat az NCI növekedésével. A növényzet alapú természeti tőke index és a fajszám közötti kapcsolat nem volt szignifikáns. A teljes abundancia viszont a diverzitás-indexekkel elmentéses, marginálisan szignifikáns pozitív irányú összefüggést mutatott az NCI-vel: azaz minél nagyobb volt egy-egy rozetta NCI értéke, annál nagyobb lett a madarak teljes észlelt egyedszáma. A kistájak hatása, valamint a kistájak és a növényzet alapú természeti tőke index közötti interakció egyik esetben sem volt szignifikáns (3. táblázat).

### Értékelés

Némileg meglepő módon az egyes tájrészletek természetességi sorrendjét különbözőképpen értékelik a növényzet alapú természeti tőke index és a madárfajok diverzitási mérőszámai, hiszen az NCI növekedésével az inverz-Simpson- és a Shannon-index csökkenését mutattuk ki. A jelenség hátterében feltehetőleg az egyes kistájak mozaikosságának erőssége és az ember tájatalakító tevékenysége áll. A homogénabb, egyneműbb gyepterületek dominálta Hortobágy kevesebb mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajt képes eltartani magasabb példányszámban, mint a jóval mozaikosabb szerkezetű és ember által lényegesen befolyásoltabb Nagyberetek. A sövények és a mezővédő erdősávok meghagyása a Nagyberetekben olyan fajok megtelepedését teszi lehetővé, mint a mezei poszáta és a seregély, melyek nagymértékben hozzájárulnak a biodiverzitási értékek növekedéséhez. A Csepeli-sík ember általi befolyásoltságának mértéke a két kistáj között helyezkedik el (ezt mutatja az NCI értéke is). Fajkészlete nagyfokú egyezőséget mutat a Nagyberetekkel, ugyanakkor az öt leggyakoribb madárfaj vizsgálata már egyértelműen a Hortobágyval való hasonlóságára utal.

Az eredmények összességéből látható, hogy a vizsgált ökológiai állapot-indikátorok eltérően látják és értékelik a tájakat, ám a részletekben számos eltérés

lehet. Nagy előnye a növényzet alapú természeti tőke indexnek, hogy egységes szempontrendszer alapján képes egyetlen számba sűrített értékelést adni az adott tájrészlet ökológiai állapotáról, ugyanakkor a gyors és felületes összehasonlítások mellett mélyreható elemzésekre is alkalmas (Czúcz *et al.* 2012). Mint minden indikátornak, ennek is megvannak a maga korlátai, így nem alkalmas a kiemelkedő lokális értékek kezelésére, nem, vagy csak korlátozottan fejezi ki a táj nagy léptékű természetességének mértékét. Részben ezeket a korlátokat kűszöbölhetik ki a táplálékhálózat legfelső szintjén elhelyezkedő madarak, melyek bizonyos korlátok mellett alkalmasak az egyes tájak ökológiai állapotának jellemzésére. Az egyik legérzékenyebb élőlénycsoport a környezeti változásokra, de megnehezíti az állományváltozás értelmezését rengeteg egyéb hatás is, például a vonuló madarakra ható tényezők költsődön kívül, vagy a táplálékállatok mennyiségét befolyásoló tényezők (Gregory *et al.* 2005). Mindezek a megállapítások a növények és a madarak segítségével végzett tájértékelés eltéréseire hívja fel a figyelmet. Az indikátorok konstraintívív viselkedésének részletes feltárásához és megértéséhez további vizsgálatokra van szükség.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Nagy Gergő Gábor kutatása a „TAMOP-4.2.1/B-09/1/KMR-2010-0005”, a „TAMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0023” és a „VITAL LANDSCAPES 2CE 164P3” projekt támogatásával valósult meg. A madártani felmérésekben nyújtott segítségért külön köszönet illeti Kiss Áront és Lóránt Miklóst, a Csepeli-sík és a Hortobágy védett területeire való belépésért pedig az illetékes Kiskunsági és Hortobágyi Nemzeti Park munkatársai fogadják hálás köszönetünket.

### Irodalomjegyzék

- Ángyán, J. (2008): Az agrárkörnyezet- és tájgazdálkodás hazai helyzete, kilátásai és a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv. – In: Csorba, P. & Fazekas, I. (szerk.): *Tájkutatás - Tájökológia*. Meridián Alapítvány, Debrecen, pp. 19–30.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L. & Crick, H. Q. P. (2002): Linking Agricultural Practice to Insect and Bird Populations: A Historical Study over Three Decades. – *Journal of Applied Ecology* **34**: 673–687.
- ten Brink, B. (2000): *Biodiversity indicators for the OECD Environmental Outlook and strategy - A feasibility study*. – RIVM Report 402001014. Globio Report Series No 25., Bilthoven, 52 pp.
- Csorba, P. (2006): Indikátorok az ökológiai szerkezet és tájműködés jellemzésére. – In: Kiss A.,

- Mezősi, G. & Sümeghy, Z. (szerk.): *Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok* Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére. SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Természeti, Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, pp. 117–122.
- Czúcz, B., Molnár, Zs., Horváth, F. & Botta-Dukát, Z. (2008): The Natural Capital Index of Hungary. – *Acta Botanica Hungarica* **50**(Suppl.): 161–177.
- Czúcz, B., Molnár, Zs., Horváth, F., Nagy, G. G., Botta-Dukát, Z. & Török, K. (2012): Using the natural capital index framework as a scalable aggregation methodology for local and regional biodiversity indicators. – *Journal for Nature Conservation* **20**: 144–152.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **268**: 25–29.
- Dövényi Z. (2010): *Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott és bővített kiadás.* – MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 pp.
- Dumortier, M., de Bruyn, L., Hens, M., Peymen, J., Schneiders, A., van Daele, T., van Reeth, W., Weyenbergh, G. & Kuijken, E. (2006): *Biodiversity Indicators 2006. State of Nature in Flanders (Belgium).* – Research Institute for Nature and Forest, Brussels, 44 pp.
- EEA 2005: *Agriculture and environment in EU-15 – the IRENA indicator report.* – EEA, Copenhagen, 128 pp.
- Gregory, R. D., Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A. W. G., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. – *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **360**: 269–288.
- OECD (1999): *Environmental Indicators for Agriculture. Volume 3 Methods and Results.* – OECD, Paris, 409 pp.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M. & Alkemade, R. (2006): Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **114**: 86–102.
- R Development Core Team (2011): *R: A language and environment for statistical computing.* – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>

## Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: A növényzet alapú természeti tőke index (NCI) számításának szemléltetése.

Függelék 2: A Farmland Bird Index-be tartozó madárfajok.



## Ecological assessment of three lowland landscape areas based on botanical and ornithological indicators

Gergő Gábor Nagy<sup>1</sup>, Bálint Czúcz<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Corvinus University of Budapest, Faculty of Landscape Architecture,  
Department of Landscape Planning and Regional Development  
1118-Hungary Budapest, Villányi út 35-43.  
e-mail: gergogabor.nagy@uni-corvinus.hu*

<sup>2</sup>*Centre for Ecological Research, Hungarian Academy of Sciences,  
Institute of Ecology and Botany  
2163-Hungary Vácrátót, Alkotmány út 2-4.*

An efficient tool for the decision-makers is the comparative analysis and valuation of the different landscapes and landscape units, which contributes to the creation of the good land-use decisions. In this study we compared some ecological state indicators (vegetation-based natural capital index, different biodiversity index of farmland bird species) in the case of three similar lowland regions in Hungary. The main question of our investigation was to see if these indicators observe the landscape in a similar way. Based on our results we found that these indicators provided different evaluations about landscapes. Although the vegetation-based natural capital index increased, the two biodiversity index of bird species showed significant decrease. The differences are probably in the way how birds and plants evaluate the landscape, particularly at large scale. A detailed understanding of the contra-intuitive characteristics of these indicators would demand further studies.

Keywords: biodiversity index, habitat quality, Farmland Bird Index, vegetation-based natural capital index, naturalness.

# A nagy fakopáncs (*Dendrocopos major* Linnaeus, 1758) élőhely preferenciája nagy mozaikosságú élőhelyen

Ónodi Gábor<sup>1</sup> és Csörgő Tibor

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológia Intézet  
Anatómiai, Sejt- és Fejlődésbiológiai Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c  
<sup>1</sup>e-mail: gagacrocuta@citromail.hu

Összefoglaló: A harkályfélék (*Picidae*) az egész világon elterjedtek. Élőhelyeik fás társulások. A nagy fakopáncs (*Dendrocopos major*) általánosan elterjedt, gyakori faj. A vizsgálati területünkön 8 harkály faj fordul elő, ebből 7 csak alkalmasszerűen vagy kis számban. A nagy fakopáncs a DINP-hoz tartozó Ócsai TK ligetes élőhelyén kisszámú kompetítor jelenlétében fordul elő. Az adatok az Ócsai Madárkert 1984-2010 között függönyhálóval befogott madaraktól és a 2007-2010-ig végzett - térbeli eloszlásra vonatkozó - felmérésekből származnak. A következőkre kerestük a választ: Mekkora lehet a területen a költő párok denzitása? Mennyire optimális ez az élőhely az egyedek számára? Mely fa fajokat preferálják? Ezekben milyen téreloszlásban tartózkodnak a madarak? A vizsgálati területen a fásszárúak borítottsága folyamatosan növekszik, ezért a kezdeti egy pár helyett már 2-3 pár is költethet. A harkályok denzitása 1,5 pár is lehet 10 ha-on. Megállapítható, hogy az élőhely a faj számára az optimálishoz közelít. Bár a terület vegetációja igen mozaikos és nagy fajdiverzitású, a táplálkozó-pihenő madarak a különböző fűz- és nyárfá fajokat preferálják, a többi faj, részesedéséhez képest alul vagy felül reprezentált. A madarak a fák felső részén mozognak.

Kulcsszavak: Nagy fakopáncs, habitat preferencia, mozaikos élőhely, Ócsai Tájvédelmi Körzet, denzitás, fafaj preferencia, térbeli eloszlás.

## Bevezetés

A harkályfélék az egész világon elterjedtek. Családjuk 216 fajt számlál. Európában csak 10 fajuk él, ezek mindegyike megtalálható hazánkban is. Élőhelyeik fás társulások. Étrendjük főként izeltlábuakból áll. Odvaik készítésével világszerte rengeteg olyan élőlény megtelepedését segítik elő, amelyek az odvakban nevelik fel utódaikat, pihennek, áttelelnek stb. Az odúhoz kötődő állatok védelme szempontjából elengedhetetlen a harkályok élőhelyeinek védelme (Cramp 1985, Gorman 2004).

Az együtt élő harkály fajok környezeti igényei átfedhetnek, az egy-egy fajra jellemző realizált niche a kompetíció során alakul ki (Leisler 1992). A szimpatrikus fajok az adott élőhelyen más-más táplálékforrást használnak, amelyeket versenytársaiktól függően más-más mikrohabitatokból szereznek be (Csorba & Török 1988, Kosiński & Kempa 2007).

A vizsgálati területen eddig megjelent nyolc harkály faj közül csak a nagy fakopáncsnak van állandó, stabil költő állománya. Bár mindegyik előforduló faj esetében rögzítettük az egyedek téreloszlására vonatkozó adatokat, de mivel a vizsgálati periódusban csak ennek a fajnak gyűlt össze az élőhely preferenciájáról feldolgozható mennyiségű adata, ezért csak ezzel a fajjal dolgoztunk. A következő kérdésekre kerestük a választ: Mekkora lehet a területen a nagy fakopáncsok territóriumja? Mennyire optimális ez az élőhely a faj számára? Mely fajokot preferálják táplálékkeresés során leginkább? Milyen téreloszlásban, a fák mely régióiban mozognak?

Ehhez hasonló vizsgálatokat számos szerző végzett, szerte a világon, főként Európában és Észak-Amerikában (Alatalo 1978, Hogstad 1971, Kosiński & Ksit 2006, Osiejuk 1998, Reed 1990, Selander & Giller 1959, Shackelford & Conner 1997, Török 1990, Williams 1975, Zarnowitz & Manuwal 1985). E munkákban többnyire az együtt élő fajok preferenciáit hasonlították össze, ám nagyon ritka, hogy egy harkályok számára szuboptimális élőhelyen kutatnak, és még ritkább, hogy egy olyan élőhelyen, ahol a vizsgált faj csak kis számú kompetitor jelenlétében fordul elő. A területen egy ilyen szituációt vizsgáltunk.

## Módszerek

### *Vizsgált terület*

Vizsgálatainkat a Duna-Ipoly Nemzeti Parkhoz tartozó Ócsai Tájvédelmi Körzetben, az Öregturján nevű területen végeztük, amely egy posztglaciális reliktum láp szegélye. A vizsgálati területen az 1970-es évekig tőzgebányászat zajlott. A fás növények csak az utóbbi 30-40 évben jelentek meg, szekunder szukcesszió és őshonos fajok telepítése révén. A vizsgált terület 30 hektáros, ebből 20 hektárt borít fás vegetáció. Fás társulásai foltszerűek. A lombkoronát főként nyárfák (*Populus spp.*) és fűzfák (*Salix spp.*) alkotják. Szórványosan előfordul a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia ssp. pannonica*), a közönséges dió (*Juglans regia*) és a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*). A cserjeszintet a fekete bodza

(*Sambucus nigra*), a vadszeder fajcsoport (*Rubus fruticosus*) egyedei, és fiatal fűzfák uralják.

A tíz európai harkály fajból nyolc már megjelent a területen. Leggyakoribb faj a nagy fakopáncs (*Dendrocopos major*). Csak ennek a fajnak van stabil költő-állománya. Hozzá képest a kis fakopáncs (*D. minor*) harmad akkora egyedszámmal van jelen és nem minden évben van költése a vizsgált területen, a balkáni fakopáncs (*D. syriacus*) és a közép fakopáncs (*D. medius*) csak a diszperziós időszakban jelenik meg, kis számban. A zöld küllő (*Picus viridis*) és a fekete harkály (*Dryocopus martius*) egyedek óriási revírt tartanak (Johnsson 1993, Török in Csörgő *et al.* 2009), ezért azok nagyon keveset tartózkodnak a vizsgálati területen. A hamvas küllő (*Picus canus*) hegyvidéki elterjedésű faj, a terület láp jellegű mikroklimája miatt néhány évente megjelenik egy-egy példány (Török in Csörgő *et al.* 2009). A nyaktekerces (*Jynx torquilla*) hosszú távú vonuló, csak a migrációs időszakban tartózkodik itt pár egyede, az év nagy részében nincs jelen (Gorman 2004, Török in Csörgő *et al.* 2009).

#### *Adatfelvétel és analízisek*

Két adatbázissal dolgoztunk. Az egyik az Ócsai Madárvárta Egyesület 27 év (1984-2010) alatt függőyhálóval befogott madaraitól származik. A befogások állandó helyeken - a különböző vegetációs típusok szerint standard blokkokba, hálóállásokba rendezve - felállított 120 db, japán típusú függőyhálóval történtek (Schmidt & Gyurácz - in Csörgő *et al.* 2009). Egy függőyháló 12 m hosszú, 2,4 m magas, 5 zsebes. A számozott hálóknak megfelelően 12 m-es pontossággal meg tudjuk állapítani a befogás helyét. Bár ezen a területen a harkályok főleg a fák felsőbb régióiban keresik táplálékaikat, először a fák alsó részére szállnak, így akadnak bele a hálókba. Az adatfelvétel az Actio Hungarica standard előírásai alapján történt. A fajnak az évek során összesen 1411 fogási adata gyűlt össze, 523 egyedet gyűrtünk meg, amelyből 254-et 888 alkalommal fogtak vissza. A harkályfélék egyedei egész évben territoriálisak, a rezidens egyedek első revírfoglalásuktól életük végéig ugyanazon a területen mozognak. Mivel a hálók az egész bokros-fás területet átszövik, és a gyűrűzési aktivitás az egész évben zajlik, az területen rendszeresen mozgó nagy fakopáncsot jó eséllyel megfogjuk. A hosszú távú adatsorok segítségével így nyomon lehet követni, az egyedek itt tartózkodásának idejét, illetve az itt mozgó egyedek számát, korát, ivarát. A rezidens egyedek éveken át jelen vannak, az alkalmoszerűen érkező egyedek

pedig - akár napokon belül is - tovább állnak. Ezek alapján ahány hím és tojó egyed tartózkodik itt együtt, sok visszafogással, éveken át, annyi pár tart fenn revírt a vizsgált területen. Így ezek alapján becsültük a párok denzitását a terület ismert méretéhez viszonyítva. A kapott értéket összehasonlítottuk az irodalom adataival (del Hoyo 2002), ezzel közelítettük, hogy mennyire optimális ez az élőhely a faj számára.

A másik adatbázis a madarak 2007. december 1. és 2010. december 31. közötti, heti kétszeri, standard útvonalon történő megfigyeléséből származik. A terepen látott madarokról - a más vizsgálatokban alkalmazott adatlapokat (Hogstad 1971, Osiejuk 1998, Pettersson 1983, Török 1990) figyelembe véve, azokat módosítva - az öt perces megfigyelési idő alatt feljegyeztük a madár összes pozícióját a fákon. Ezt a következők szerint tettük: faj, famagasság, a madár tartózkodási magassága a fán, törzstől becsült relatív távolság, ágvastagság. Összesen 282 adat gyűlt össze a fákon táplálkozó és pihenő madarokról. A kis adatmennyiség miatt nem elemeztük külön a téli, illetve a szaporodási időszakban megfigyelt madarak téreloszlásait, mert az egyes kategóriák esetében a nagyon kevés adat fals eredményt is hozhat.

A lombkoronát alkotó fafajokat a következő kategóriákban különítettük el: fűzfa fajok, fekete nyár (*Populus nigra*) és hibridjei, fehér nyár (*Populus alba*) és hibridjei, magyar kőris, közönséges dió, nyugati ostorfa. A nyárfa fajokat eltérő kéregszerkezetük miatt két kategóriába soroltuk. A fehér nyár gyakran hibridizál a rezgő nyárral (*Populus tremula*), a fekete nyár pedig a nemes nyárral (*Populus x euramericana*). A fekete nyár és hibridjeinek kérge repedezett, bázdált, benne olyan táplálékállatok élhetnek, amelyek a főként sima kérgű fehér nyár és hibridjeinek kérgeiben nem tudnak megtelepedni. A különböző fafajok eltérő számban fordulnak elő a területen, ezért a megfigyelési adatok eloszlása nem teljesen feleltethető meg a harkályok preferenciájának, így az adatok eloszlását a fafajok előfordulási gyakoriságára korrigáltuk (Bartha 1998, Benke 2011, Bordács & Borovics 2004). Az adott fatípus tényleges preferenciáját úgy számoltuk ki, hogy az adott fatípusra vonatkozó megfigyelési adatok százalékos arányát megszoroztuk az adott fatípus relatív gyakoriságával. A területen élő fák magasságát Christen-féle magasságmérővel megmértük (Sóltz & Fekete 1893). A terepi megfigyelések, a fák magasságára vonatkozó adatait az elemzés során hat kategóriában különítettük el: <5 m, 5-9,9 m, 10-14,9 m, 15-19,9 m, 20-24,9 m, 24,9 m<. Az adatok famagasság szerinti megoszlását korrigáltuk a különböző magassági kategóriákba tartozó fák területen mért gyakoriságával. A cserjeszint-

ben a madarak érdemben nem mozogtak (4 adat), ezért a cserjeszint nem szerepelt az elemzésünkben. Két csoportra osztottuk az adatokat: közepes fák: 5-14,9 m és magas fák: 15-30 m.

A fa magasságát öt egyenlő részre osztva - a legalsó az 1-es, a legfelső az 5-ös számot kapta - lejegyeztük, a madár milyen relatív magasságban tartózkodott. Kiszámoltuk, a megfigyelési adatok százalékos megoszlását az egyes magassági régiók között. Ezt elvégeztük mind a közepes, mind a magas fákra vonatkozó adatok esetében is.

A törzstől becsült relatív távolságot az ág hosszához viszonyítva (0 % - fatörzs, 0,1-20 %, 20,1-40 %, 40,1-60 %, 60,1-80 %, 80,1-100 % - ágvég) jegyeztük fel, majd számoltuk, hogy az adatok hogyan oszlanak meg százalékosan az egyes kategóriák között.

Az ág vastagságát a madár ismert testméretéhez (mintegy 20 cm) viszonyítva becsültük meg (Cramp 1985). A következő kategóriákat különítettük el: <10 cm, 10,1-20 cm, 20,1-30 cm, 30 cm<. Az elemzés során kiszámoltuk, hogy az ágvastagságra vonatkozó adatok hogyan oszlanak meg százalékosan az egyes kategóriák között.

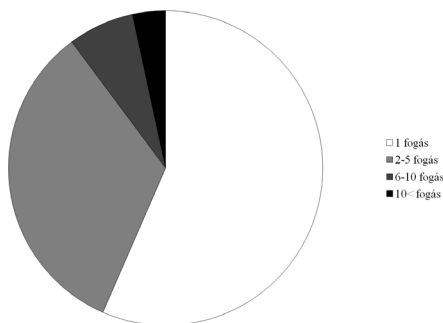
## Eredmények

### *A párok denzitása*

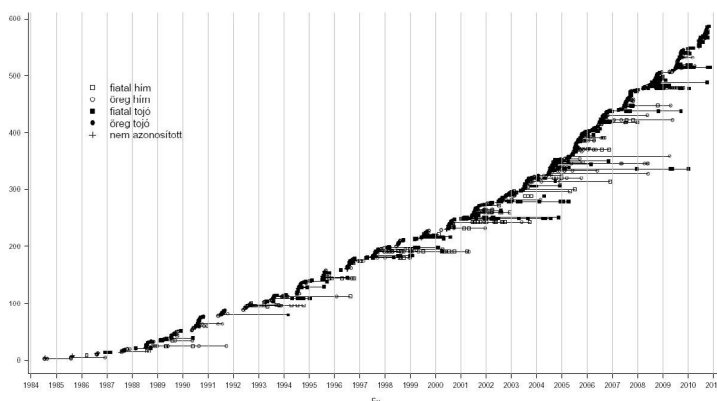
A 27 év alatt az 523 befogott nagy fakopáncsnak mintegy a felét legalább egyszer vissza is fogtuk és ezeknek egyharmada többször is kézrekerült (1. ábra). A legtöbb, több éven át detektálható egyednek 3-4 éven át voltak fogásai a területen, de egy példányt 5 év alatt 30-szor, egy másikat 7 év alatt 8-szor fogtuk meg. A visszafogási adatok szerint a költőpárok száma a kezdeti egyről 2-3-ra növekedett a vizsgálati periódusban. Egy pár revírje így fele-harmada lehet a 20 hektárnak, denzitásuk akár 1,5 pár/10 ha is lehet (2. ábra).

### *Preferált fafajok*

A megfigyelések szerint a nagy fakopáncsok a területen előforduló fa fajokat eltérő mértékben használják. Legjobban a területen gyakori fűzfajokat kedvelik, a szintén gyakori, két nyárfa típus és a kisszámú közönséges dió preferenciája hasonló, annak ellenére, hogy előfordulási gyakoriságuk nagyon különböző. A többi, ritkább fafajon sokkal kisebb valószínűséggel fordul elő a faj (3. ábra).



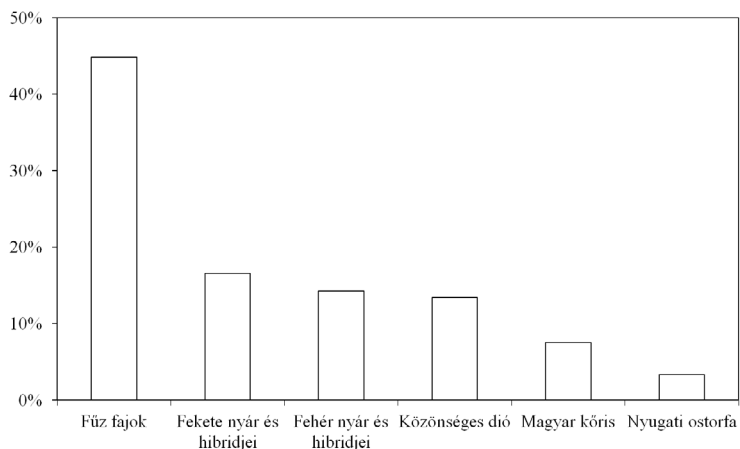
1. ábra. Az egyedek fogásszám szerinti megoszlása.



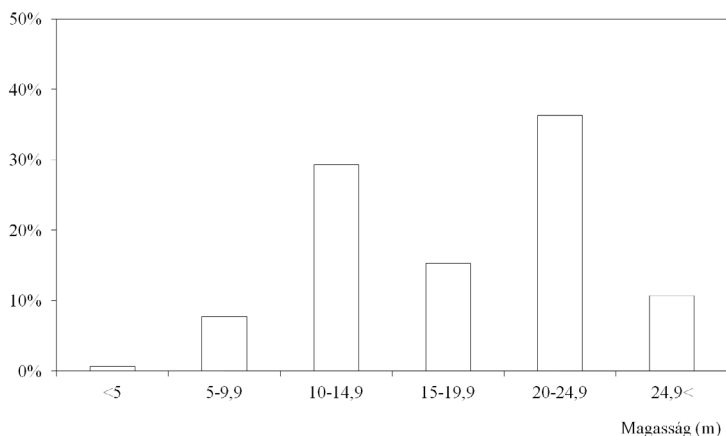
2. ábra. A különböző gyűrűzött egyedek előfordulásai az évek során. „x”-tengely: évek, „y”-tengely: az egyedek sorszámai.

### *A madarak téreloszlása a fákon*

A terület kb. felén 5 m-nél alacsonyabb, főként nádból, bodzából, a vad-szeder fajcsoport egyedeiből és az itt előforduló fafajok fiatal példányaiból álló cserjeszint található. A magasabb vegetáció rendre egyre kisebb arányban van jelen. Magas fák csak a terület mintegy tizedén találhatók. A legpreferáltabbak a 10-14,9 és a 20-24,9 m magas fák voltak (4. ábra). A nagy fakopáncsok a közepes fák esetében főként a felső három régióban, a magas fáknál a 3. és 4. régióban voltak. A törzstől becsült relatív távolság szerint a madarak mintegy fele a törzsön, további nagy része az ág törzshöz közeli részén, a többi pedig az ág törzstől távolabbi hányadán tartózkodott. Az egyedek legtöbbször a 10 cm-nél vékonyabb ágakon mozgott, a vastagabb ágakon rendre kevesebb harkály volt.



**3. ábra.** A különböző fafajok preferenciája.



**4. ábra.** A különböző magasságú fák preferenciája.

### Értékelés

A több száz hektáros Öregturján a legtöbb hazai harkály faj számára szuboptimális élőhely. Fás társulásai erősen fragmentált erdőt alkotnak. A 20 hektáros, fával borított területen, mozaikos vegetációja és hűvös, hegyvidéki jellegű mikroklímája miatt már 8 harkály faj előfordult, ám stabil költőfajként csak a generalista nagy fakopáncs tudott megtelepedni.



A szukcesszió gyors üteme miatt a fás vegetáció borítottsága oly mértékben nőtt, hogy az vizsgálati területen már több költő pár is előfordulhat egy időben (Ónodi & Csörgő 2011). A faj optimális élőhelyén a denzitás akár 6,6 pár is lehet 10 ha-on (egy pár revírje kb. 1,5 ha), a legkedvezőtlenebb élőhelyen akár 0,1 pár is lehet 10 ha-on (egy pár revírje kb. 100 ha) (del Hoyo 2002). Az általunk becsült 1,5 pár 10 ha-on (egy pár revírje 6,7 ha) a territórium méretei miatt sokkal közelebb áll az optimálishoz. Mivel több egyed a vizsgált terület határán álló függőhálókkal fogtunk, a valós revírek ennél nagyobbak is lehetnek, bár ez kevésbé valószínű, mert a területhez legközelebbi facsoportok több száz méterre találhatóak. Ilyen távolságból sokkal nehezebb őrizni a territóriumot a többi fajtárstól. A pontosabb felvételezést csak a jelölt egyedek nyomon követésével lehetne megoldani, de ezt a terepviszonyok és a faj mozgásmintázataiból adódóan lehetetlen kivitelezni. Egy, a Japán Hokkaido szigetén végzett vizsgálat során sikeresen alkalmazták színes gyűrűs nagy fakopáncsok nyomon követését, de ott a madarak a szántóföldeket szegélyező keskeny fasorokban mozogtak, lényegesen kevesebb takarásban (Mori 2005).

A legtöbb egyed a leggyakoribb fűz- és nyár fajokon mozgott, de ezek preferáltsága a gyakoriságukhoz képest alulreprezentált. A faj a nyárfákat olyan hegyvidéki, túlevelűvel elegyes erdőkben is kedveli, ahol azok kisebb gyakorisággal vannak jelen (Aulén 1988, Stenberg & Hogstad 1992). A két nyár típust - eltérő kéregszerkezetük ellenére - szinte azonos valószínűséggel választják, mert a madarak a kéregnél mélyebbre, a floémig, illetve a xilélig vésnek (Gorman 2004). A közönséges dió - mivel termését fogyasztják - jelentősen felülreprezentált, a nyárfákkal egyenlő eséllyel választják.

Egy-egy faj realizált niche-e a kompetitorokkal való interakciók során alakul ki. Bár a niche egy „n” dimenziós hipertér, a vizsgálatok általában csak néhány tengely mentén jelentkező különbségeket értelmeznek. Ilyen pl. a táplálékkeresési magasság, amely különbségeket mutathat az élőhely, a versenytársak és az évszakok függvényében. Az együtt élő fajok az élőhely minősége, a klimatikus viszonyok, a táplálékok szezonálisitása és pl. a kompetitorok szerint más-más mikrohabitatban fordulnak elő. A nagy fakopáncs, mivel generalista, a szituációtól függően, akár ugyanolyan élőhely típusban is, ha az adott területre más körülmények, pl. más kompetitorok jellemzőek, számos különböző mikroélelőhelyen keresheti táplálékát. Amíg hazánkban, téli időszakban, egy középkorú tölgyesben a nagy fakopáncsok legnagyobb része közép fakopáncsok jelenlétében a fák felső részein mozgott (Török & Csorba 1986), addig párzási-fiókanevelési idő-

szakban egy másik hasonló korú magyarországi tölgyesben, ahol a versenytársak közép fakopáncsok mellett kis fakopáncsok is voltak, a nagy fakopáncsok jó része a fák alsó részét használta. A másik két faj főleg a fák felső régióiban mozgott (Török 1990).

A két különböző vizsgálati területen az időszakos eltérés és az eltérő számú kompetítorok miatt a nagy fakopáncs más mikrohabitatokat használt. Az első esetben a fák felső részein, az ágakban áttelelő rovarokkal táplálkozott. Ellenben a második esetben, tavasszal és nyáron, mikor a lombkoronában számos fitofág rovarlárva fordul elő, a másik két, kisebb termetű harkály faj nagyobb mozgékonyasága révén hatékonyabban tudta használni a lombkorona táplálékforrásait. Így a nagy fakopáncs főleg a törzs alsó részein mozgott, ahol a Nap által felmelegített kérgen pihenő, illetve a fatörzsben élő rovarokkal táplálkozott, valamint különböző terméseket fogyasztott (Török 1990).

Egy más típusú élőhelyen, egy finnországi fenyőerdőben, ahol nagyban eltérnek a vegetáció adta lehetőségek a lombhullató erdőkhöz képest, például fakéreg, ágszerkezet és lombozat szempontjából, a nagy fakopáncs más kompetítorok mellett találja meg az életfeltételeit. Itt hamvas küllővel, kis fakopáncsokkal és fekete harkállyal együtt fordult elő. A nagy fakopáncs példányai azon az élőhelyen, téli időszakban, e fajok jelenlétében ismét legnagyobb százalékban a törzs legfelső régióiban voltak jelen. Ezen az élőhelyen a kis fakopáncsok szintén az ágakon mozogtak. A hamvas küllők és a fekete harkályok pedig főleg a talajon vagy ahhoz közel táplálkoztak, így azok nem voltak versenytársai a nagy fakopáncsoknak (Alatalo 1978). Egy norvégiai fenyvesben, ahol a nagy fakopáncsok háromujjú hősikekkel éltek együtt, szaporodási időszakon kívül szintén a legfelső régióban fordultak elő. A hősikek szinte kizárólag csak a lucfenyők kérge alatt élő betűző szúkkal (*Ips typographus*) táplálkoznak, amelyek megtelepedése inkább a lucfenyők törzsének alsóbb részeire jellemző. Ebben az időszakban a nagy fakopáncsok főként a törzs felső részén keresték táplálékállataikat, illetve fenyőmagokat fogyasztottak (Hogstad 1971).

Vizsgálatunk szerint a faj egyedei kisszámú kompetítor jelenlétében főként a puhafájú fűz- és nyárfák felső régióiban, a vékonyabb törzsön, és az ágakon a törzshöz közel keresik táplálékaikat. Mivel felettebb kisszámú kompetítorral él együtt, több mikrohabitatot is használhatna, ennek ellenére határozott fafaj- és strukturális preferenciát mutat.

Az odükészítő harkály fajok kulcsszerepet töltenek be az erdei ökoszisztémákban. Az elhagyott odvak elősegítik számos élőlény, pl. a másodlagos odú-

költők megtelepedését. Ezek a fajok - mint pl. a különböző cinege (*Parus spp.*) és légykapó fajok (*Ficedula spp.*) (Bai *et al.* 2005, Gorman 2004) - a lombkorona leveleivel táplálkozó ízeltlábúakat fogyasztják. A vizsgálati területen ez idáig számottevően csak a nagy fakopáncs telepedett meg, így ez az egyetlen faj, amely képes más állatfajok számára odút készíteni. Az évek során, az újabb és újabb rezidens egyedek - mivel a nagy fakopáncsok legtöbbször minden évben új odút készítenek - összesen már számottevő mennyiségű odút ácsoltak. Az említett énekes fajok jobbára csak ezekben az odvakban tudnak költeni, ezért a nagy fakopáncs jelenléte alapvető fontosságú ezen az élőhelyen.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Hálás köszönet illeti az Ócsai Madárvárta Egyesület tagjait, akik a több mint negyed század alatt a terepadatok gyűjtésében részt vettek. Szeretnénk megköszönni Büki Józsefnek, az irodalmazás során nyújtott segítségét. Hálásan köszönjük Dr. Harnos Andreának az ábrák elkészítéséhez nyújtott nélkülözhetetlen segítségét. Végül köszönjük Gerard Gorman-nek a kézírathoz fűzött építő jellegű kritikáit.

### Irodalomjegyzék

- Alatalo, R. H. (1978): Resource partitioning in Finnish woodpeckers – *Ornis Fennica* **55**: 49–59.
- Aulén, G. (1988): Nest site selection of white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* and great spotted woodpecker *D. major* in central Sweden – Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Report **14**.
- Bai, M.-L., Wichmann, F. & Mühlenberg, M. (2005): Nest-site characteristics of hole-nesting birds in a primeval boreal forest of Mongolia – *Acta Ornithologica* **40**: 1–14.
- Bartha, D. (1998): Dr. Bartha Dénes egyetemi tanár előadásai alapján készült dendrológia kézirat – Soproni Műhely, Selmeczi Társaság. 98 pp.
- Benke, A. (2011): Leuce szekcióba tartozó hazai nyár fajok dunántúli állományainak populációgenetikai vizsgálata RAPD, PCR-RFLP és SSR markerekkel - VI. Euroregionális Természettudományi Konferencia – Szombathely - 17.
- Bordács, S. & Borovics, A (2004): Az év fája - Genetikai ismereteink a fekete nyárról (Hibridek, klónok, magoncok; tények és tévhitek a fekete nyárról) – *Erdészeti Lapok* **139**(5): 162–164.
- Cramp, S. (1985): The Birds of the Western Palearctic. Volume 4. Oxford University Press, Oxford. ISBN 978-0198575078, 960 pp.
- Csorba, G. & Török, J. (1988): Fatörzsön táplálkozó madarak táplálékszeregyezése – *Aquila* **95**: 78–82.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (szerk.) (2002): Handbook of the Birds of the World. Vol. 7. Jacamars to Woodpeckers. Lynx Edicions, Barcelona. ISBN 84-87334-37-7, 613 pp.

- Gorman, G. (2004): Woodpeckers of Europe. A study of the European *Picidae* – Published by Bruce Coleman. ISBN 1-872842-05-4, 192 pp.
- Hogstad, O. (1971): Stratification in winter feeding of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major* and the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus*. – *Ornis Scandinavica* **2**: 143–146.
- Johnsson, K. (1993): The Black Woodpecker *Dryocopus martius* as a keystone species in forest - Summary of the thesis. – In: Johnsson, K.: The Black Woodpecker *Dryocopus martius* as a keystone species in forest. – Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Uppsala, Report 24.
- Kosiński, Z. & Kempa, M. (2007): Density, distribution and nest sites of woodpeckers *Picidae* in a managed forest of Western Poland – *Polish Journal of Ecology* **55**(3): 519–533.
- Kosiński, Z. & Ksit, P. (2006): Comparative reproductive biology of middle spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* and great spotted woodpeckers *D. major* in a riverine forest – *Bird Study* **53**: 237–246.
- Leisler, B. (1992): Habitat selection and coexistence of migrants and Afrotropical residents – *Ibis* **134**(Suppl. 1): 77–82.
- Mori, S. (2005): Foraging habitat use by the great spotted woodpecker *Dendrocopos major* in a fragmented forest landscape – *The Ornithological Science* **4**: 179–182.
- Ónodi, G. & Csörgő, T. (2011): Relation between forestation and the woodpecker community - 12<sup>th</sup> European Ecological Federation Congress – Avila, Spanyolország – poszter S.09-21-P
- Osiejuk, T. S. (1998): Study on the intersexual differentiation of foraging niche in relation to abundance of winter food in great spotted woodpecker *Dendrocopos major* – *Acta Ornithologica* **33**: 135–141.
- Pettersson, B. (1983): Foraging behaviour of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in Sweden – *Holarctic Ecology* **6**: 263–269.
- Reed, J. M. (1990): The dynamics of red-cockaded woodpecker rarity and conservation Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen foer Viltkologi Rapport **17**: 1. International Woodpecker Symposium, Uppsala (Sweden), 14-16. Mar. (1989) 37–56.
- Schmidt, E. & Gyurácz, J. (2009): Jelölésen alapuló módszerek – In: Csörgő, T., Karcza, Zs., Halmos, G., Magyar, G., Gyurácz, J., Szép, T., Bankovics, A., Schmidt, A. & Schmidt, E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz - Kossuth Kiadó, Budapest. ISBN 978-963-09-5865-3 40-41. pp. 40–45.
- Selander, R. K. & Giller, D. R. (1959): Interspecific relations of woodpeckers in Texas – *The Wilson Bulletin* **71**(2): 107–125.
- Shackelford, C. E. & Conner, R. N. (1997): Woodpecker abundance and habitat use in three forest types in eastern Texas – *Wilson Bulletin* **109**(4): 614–629.
- Sóltz, Gy. & Fekete, L. (1893): Az erdőbecslés tan kézikönyve. Joerges Ágost özvegy és fia könyvnyomdája, Selmecbánya. pp: 120–122.
- Stenberg, I. & Hogstad, O. (1992): Habitat use and density of breeding woodpeckers in the 1990's in More og Romsdal County, western Norway – *Fauna Norvegica Ser. C, Cinclus* **15**: 49–61.
- Török J. & Csorba G. (1986): Táplálék szegregáció négy fatörzsön táplálkozó madárfajnál – *Állattani Közlemények* **73**: 101–113.

- Török, J. (1990): Resource partitioning among three woodpecker species *Dendrocopos* spp. during the breeding season – *Holarctic Ecology* **13**: 257–264.
- Török, J. (2009): Fekete harkály. – In: Csörgő, T., Karcza, Zs., Halmos, G., Magyar, G., Gyurác, J., Szép, T., Bankovics, A., Schmidt, A. & Schmidt, E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth Kiadó, Budapest. ISBN 978-963-09-5865-3 40-41. 671 pp. 390.
- Török, J. (2009): Hamvas küllő – In: Csörgő, T., Karcza, Zs., Halmos, G., Magyar, G., Gyurác, J., Szép, T., Bankovics, A., Schmidt, A. & Schmidt, E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth Kiadó, Budapest. ISBN 978-963-09-5865-3 40-41. 671 pp. 387.
- Török, J. (2009): Nagy fakopáncs – In: Csörgő, T., Karcza, Zs., Halmos, G., Magyar, G., Gyurác, J., Szép, T., Bankovics, A., Schmidt, A. & Schmidt, E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth Kiadó, Budapest. ISBN 978-963-09-5865-3 40-41. 671 pp. 391–392.
- Török, J. (2009): Nyaktekerecs – In: Csörgő, T., Karcza, Zs., Halmos, G., Magyar, G., Gyurác, J., Szép, T., Bankovics, A., Schmidt, A. & Schmidt, E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth Kiadó, Budapest. ISBN 978-963-09-5865-3 40-41. 671 pp. 384–385.
- Török, J. (2009): Zöld küllő – In: Csörgő, T., Karcza, Zs., Halmos, G., Magyar, G., Gyurác, J., Szép, T., Bankovics, A., Schmidt, A. & Schmidt, E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth Kiadó, Budapest. ISBN 978-963-09-5865-3 40-41. 671 pp. 385–386.
- Williams, J. B. (1975): Habitat utilization by four species of woodpeckers in a Central Illinois woodland – *The American Midland Naturalist* **93**(2): 354–367.
- Zarnowitz, J. E. & Manuwal, D. A. (1985): The effects of forest management on cavity-nesting birds in Northwestern Washington – *Journal of Wildlife Management* **49**(1): 255–263.

## The habitat preference of the Great-spotted Woodpecker (*Dendrocopos major* Linnaeus, 1758) in a mosaic habitat

Gábor Ónodi and Tibor Csörgő

*Eötvös Loránd University, Department of Anatomy, Cell- and Developmental Biology  
1/c Pázmány Péter sétány Budapest 1117 Hungary*

The picids (*Picidae*) live in wooded associations. The Great-spotted Woodpecker (*Dendrocopos major*) is a common, abundant species. There are eight woodpecker species in the study area. Only the Great-spotted Woodpecker has got constant breeding population. The rest of the species are rare and occasional. The great spotted woodpecker lives in the grove-like habitat of the Ócsa Landscape Protection Area with low number of competitors. We used the data of mist-netted birds from the Ócsa Bird Observatory from the period 1983-2010 and the data of the spatial distribution of the birds from 2007-2010. We sought solutions to the following questions: What is the density of the breeding pairs in the study area? How optimal is this habitat for the species? Which tree species are preferred? How do the birds distribute spatially in the habitat? Just two or three pairs can breed in the study area due to succession rates. The density of the breeding pairs can be 1,5 pairs per 10 ha. This habitat is close to optimal for this species. Though the vegetation of the area is a mosaic and diverse, woodpeckers mostly preferred various willow and poplar species, with other tree species under- or over-represented. The birds mainly moved in the upper parts of trees.

Keywords: Great-spotted Woodpecker, habitat preference, mosaic habitat, Ócsa Landscape Protection Area, density, preference of tree species, spatial distribution.

## Merre tart a Bükkhát Erdőrezervátum?

Ortmann-né Ajkai Adrienne<sup>1</sup>, Csicsek Gábor<sup>1</sup>,  
Bölöni János<sup>2</sup> és Horváth Ferenc<sup>2</sup>

<sup>1</sup> PTE TTK Környezettudományi Intézet, Ökológiai és Hidrobiológiai Tanszék  
7635 Pécs, Ifjúság útja 6., e-mail: aadrienn@gamma.ttk.pte.hu

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

Összefoglaló: Az erdőrezervátumok célja a természetes erdők és folyamataik tudományos megismerése. A „természetes erdő” meghatározása az évezredek óta erős emberi behatás alatt álló árterek erdeinek esetében különösen nehéz, mert a mai legjobbnak tartott állományokat is nagyrészt mesterséges felújítással hozták létre. Vajon a Bükkhát Erdőrezervátum 10 éve felhagyott magterülete, illetve a lékvágásos felújításba vont védőzóna közeledik-e a „természetes” erdőkép és erdődinamika felé? Egyes folyamatok, mint pl. a spontán lékesedés, a sok holtfa, a nyíltabb erdőkép, a változatosabb korosztályszerkezet, a zárt anyaállomány alatt felnőtt sűrű és változatos második koronaszintben található sok elegyfafa az „eredeti” (rekonstruált természetes) erdőszerkezet felé mutatnak. Ugyanakkor hiányzik a kocsányos tölgy újulata, amit elsősorban a vadnak, továbbá az anyaállomány zártságának, a nem elég idős fák gyenge maktermésének és a termőhely szárazodásának tulajdoníthatunk. A védőzónában a 0,1 – 0,5 hektáros lékek nyitása nyíltabbá és változatosabbá teszi az erdőszerkezetet és segíti a kocsányos tölgy újulat fejlődését, de a lékek mérete miatt a létrejövő erdőkép; az intenzív ápolás miatt a folyamat nem tekinthető természetesnek. A vadgazdálkodással való összhang megteremtése nélkül természetközeli erdő kialakítása nem lehetséges.

Kulcsszavak: erdőtermészetesség, erdőszerkezet, erdődinamika, lék, holtfa, vadkár, inváziós fajok.

### Bevezetés

A folyamatos erdőborítás melletti gazdálkodás kötelezettségének életbe lépésével aktuális kérdéssé vált a hajdani, természetes, folyamatos erdőtakaró, mint célállapot minél pontosabb definíciója, jellemzése. Hegy- és dombvidéki erdőinkkel ellentétben az ártéri erdők esetén a helyzetet nehezíti, hogy nemcsak Magyarországon, de egész Európában is alig létezik referenciának tekinthető síkvidéki kocsányos tölgyes „őserdő” (Leibundgut 1993, Parviainen 2005, Brang 2005). A Pannon biogeográfiai régióban ilyen kivételnek számít a Dyje és Morava folyók árterén található Ranšpurk és Cahnov-Soutok rezer-

vátumok, amelyeket Eduard Průša mért fel először 1973-ban (Průša 1985). Az újrafelméréseket Tomáš Vrška és munkatársai végezték el 1994-ben és 2005-ben (Vrška 1997, Janik *et al.* 2008). A történeti dokumentumok és a mai ártéri kocsányostölgyesekben zajló spontán folyamatok évtizedes léptékű megfigyelései alapján feltételezett rekonstruált természetes („eredeti”) ártéri ligeterdő-kép több lényeges vonásában különbözik a ma elterjedt, a gazdasági elvárásokat teljesítő, magas kocsányos tölgy elegyarányú, magyar körissel, vénic- és mezei szillel, gyertyánnal elegyes ártéri erdők képétől.

A folyómenti árterek a történelem kezdetei óta az emberi megtelepülés, gazdálkodás, tájtalakítás fő színterei, ahol az erdőhasználat is intenzív, célja az évszázadok során többször változott. A termőhely sem állandó. A szabályozatlan árterek természetes geomorfológiai folyamatai (Leibundgut 1993) az erdődinamikai folyamatokkal (pl. szukcesszió) összemérhető időléptékben (évtizedes-évszázados) alakítják a termőhelyet. Ezen túl a folyószabályozás és vízrendezés visszafordíthatatlan módon változtatta meg a termőhelyi viszonyokat, így a ma spontán kialakulásra képes vagy kialakítható (potenciális) erdők nagy valószínűséggel eltérnek az „eredeti”-től.

A keményfaligetek, ártéri gyertyános-tölgyesek természetközelinek tekintett referenciái a klasszikus cönológiai által leírt idős, karakterfajokban gazdag, minél zavartalanabb állományok lettek. Ezek közül kerülnek ki a védett állományok, a Bükkhát Erdőrezervátum is. A vitathatatlanul értékes állományok megőrzésére való törekvés mellett kisebb hangsúlyt kap az a tény, hogy ezek az erdők mesterséges eredetűek (makkvetés, az intenzív ápolás, a mai idős erdők korai éveiben akár köztesművelés), és a további erdészeti beavatkozások is a kocsányos tölgy segítségét, zárt, magas, ágtiszta állományainak kialakítását szolgálják. Az erdőt zömében nem természetes folyamatok alakították ki, ezért nem tekinthetjük azt igazán természetesnek (se eredeti, se rekonstruált, se potenciális természetes értelemben).

Az erdészeti beavatkozások elmaradásával Bükkhátton lehetőséget kaptak az erdő természetes folyamatai: de nem egy természetes erdő fenntartására, hanem egy természetestől távolabb álló erdő alakítására, feltételezéseink – reményeink szerint egy természetesebb erdővé.

Kutatásunk során arra kerestük a választ, hogy a fenti folyamatok eredményeképp hogyan alakul a Bükkhát erdőrezervátum magterületének és védőzónájának természetessége. Mitől lesz természetesebb az erdő? Ha természetes erdőn az „eredeti” ártéri erdőt érjük, az a jelentős termőhely-szárazodás miatt nem fog



létrejönni. Ha természetes erdőn természetes erdődinamikai folyamatok létrehozta erdőt értünk, akkor lehetőséget kell adni ezen folyamatoknak, melyek közül a kocsányos tölgy természetes felújulása a jelenlegi magas vadlétszám mellett nem működik; kérdéses az inváziós fajok, a termőhely-szárazodás eltérítő hatása e folyamatokra, illetve hogy ezeket mennyiben tekintjük természetesnek?

### Módszer

A 33. sz. Bükkhát Erdőrezervátum a Drávamenti-síkságon, közelebről a Fekete-víz síkján, Vajszló és Páprád települések között található. Cönológiai szempontból ártéri gyertyános-kocsányos tölgyesek (*Circaeo-Carpinetum*), a mélyebb részeken tölgy-köris-szil ligeterdők (*Carici brizoidis-Ulmetum*) alkotják, mely két társulás a finom mikrodomborzat és a különböző előtörténet, használat következtében folyamatos átmenetet képez. A terület részletes leírása O. Ajkai (1998, 2002) munkáiban olvasható.

Az erdőrezervátum mai formájában 2002-ben lett kijelölve. Teljes területe 452 ha, amiből a két különálló magterület 58 ha. A déli magterület (MT1) 100 év feletti tölgy-köris-szil liget, a keleti magterület (MT2) 70-80 éves kocsányos tölgy – magyar köris, a magasabb részeken gyertyános-tölgyes állomány. Mindkét magterületen jellemzőek az időszakos, kisebb részt állandó kisvizek: holtmedrek, tavacskák. A védőzóna a déli részen a magterülethez hasonló, a keleti rész fiatalabb.

Az értékes idős állományokat céltudatosan kialakító gazdálkodási folyamat a rezervátummá nyilvánítás idejére érte el a célját, a 100 éves vágásérett állományt. Innen a továbblépés – a folyamatos erdőborítást megszakító letermelés után – egy évszázados léptékű új ciklus indítása lett volna. Ennek elmaradásával az egyes erdőrészeket két folyamat kezdte a szokásos vágásos erdőképtől eltéríteni.

1. A magterületeket (ide értve két szomszédos, magterület-jellegű állományt is, MT1, MT2) semmiféle bolygatás nem érte legalább 2002 óta (egyesekeket 1997 óta), így ezeken megindult a természetes előregedés, holtfa- és lékeképződés;

2. A védőzóna hasonló korú állományaiban 2002-től kezdve különböző méretű (0,1-0,6 ha), alakú és intenzitású (a terület hány %-a kerül letermelésre) lékes felújítóvágásokkal kísérleteznek: IKL: idős körisliget MT1 mellett, 2006-ban vágott lékek; FK: MT2 melletti hasonló korú körises állományok, 2007-

2008-as lékek; GYT2L: idős gyertyános-tölgyes, 2002-2004 között, majd 2010-ben újra lékvágások; GYT1L: 2010-es lékvágások.

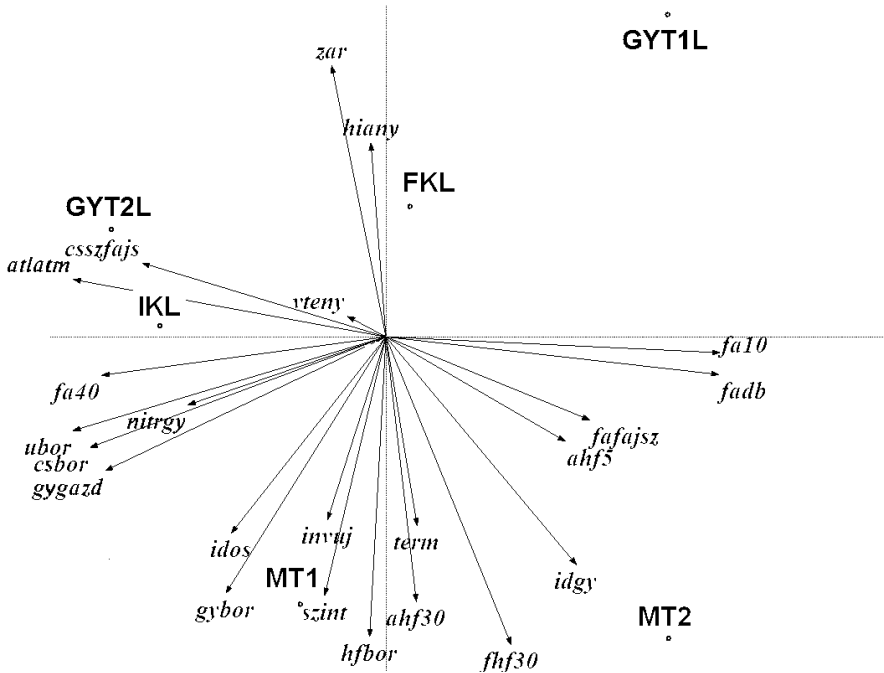
Összesen 22 mintakört vettünk fel, amelyek kezelési típusok, termőhely és kor szerinti megoszlását az 1. táblázat mutatja.

A mintaköröket a lékeken kívül, de azok közelében (50 méter távolságon belül) helyeztük el. A felmérést – a lékvágásos erdőrészekben a lékek mellett megmaradó „mátrixban” – a NATURA 2000 erdőterületek felméréséhez javasolt módszer (Molnár és mtsai 2008) szerint végeztük. A 30 m sugarú (kb. famagasságnyi, vagyis 0,28 hektáros) mintakörökben a következő adatokat vettük fel: MÉTA természetesség, lombkoronaszint záródása, szintek száma, korosztályok száma, álló és fekvő holtfa, idős fák száma, fatörzsek átlagos átmérője, cserjeszint, gypesztint, újulat és holt faanyag borítása, inváziós, idegen és gyom/nitrofil fajok borítása a gypesztintben; fafajok (és az alsó lombkoronaszintbe felnőtt cserjefajok) egyedszáma törzsátmérő-kategória megjelölésével.

A magterületi és lékvágásos állományok összehasonlítására főkomponens-analízist (PCA) végeztünk (CANOCO 4.5., ter Braak és Smilauer 2003).

### Eredmények

A PCA szórásdiagramján (1. ábra, zárójelben az ábrán használt rövidítések) jól elkülönülnek az eltérően kezelt típusok. Az X tengely az állományok korosztályával [100 év felett, ill. alatt; átlagos törzsátmérő (*atlatm*), 40 cm feletti/10 cm alatti mellmagassági átmérőjű fák száma (*fa10*, *fa40*)] korrelál (84,3% magyarázott variancia), az Y tengely mentén a magterületek a lékesektől különülnek el. A magterületek pozitív korrelációt mutatnak a természetesebb erdőállományok jellemzőivel: a holtfa-mutatókkal (*hfbor* *fhf30*, *fhf5*, *ahf5*); a faállomány-szerkezet változatosságát jelző mutatókkal: színteztettség (*szint*), idős fák száma (*idos*), 10 cm-nél kisebb törzsátmérőjű fák (*fa10*: újulat vagy a természetes gyérülés során alászorultak) száma; és a MÉTA természetességgel (*term*). Aggasztó, hogy két degradáltság-mutató értéke is magasabb a magterületeken: az inváziós fajok újulata (*invuj*: *Fraxinus pennsylvanica*, *Robinia pseudoacacia*, *Gleditsia triacanthos*) és a gypesztintben megtalálható idegen fajok (*idgy*: *Quercus rubra*). Az idősebb állományokban a magától értetődő méret-mutatókon túl magasabb a cserje-, gyp- és újulat-borítás (*csbor*, *ubor*, *gybor*), és több mutató szerint diverzebbek is [cserjeszint fajszáma (*csszfajsz*), gypesztint fajgazdagsága (*gygazd*)].



**1. ábra.** A különbözőképpen kezelt területek elválása a felvett változók szerint (PCA). Mintaterületek: MT1: Déli magterület; MT2: Keleti (fiatalabb) magterület; IKL: Idős keményfaligetek MT1 mellett, egyszeri lékvágás; FK: MT2 mellett, azzal egykorú magyar kőrises állományok, egyszeri lékvágás; GYT1L: idős gyertyános-tölgyesek, egyszeri lékvágás; GYT2L: idős gyertyános-tölgyesek, visszatéreses lékvágás. Attributumok: *term*: MÉTA természetesség; *zar*: lombkoronaszint záródása; *szint*: lombkorona szintek száma; *ahf5*, *ahf30*: álló holtfa, 5, ill. 30 cm átmérő felett; *fhf30*: fekvő holtfa 30 cm átmérő felett; *idos*: idős (60 cm-nél nagyobb törzsátmérőjű) fák száma; *atlatm*: fatörzsek átlagos átmérője; *csbor*, *gybor*, *ubor*, *hfbor*: cserjeszint, gyepszint, újulat és holt faanyag borítása; *csszfajsz*, *fafajsz*: cserjeszint és koronaszint fajszáma; *gygazd*: gyepszint fajgazdagsága; *fa40*, *fa10*: 40 cm feletti, ill. 10 cm alatti törzsátmérőjű faegyed száma; *invuj*, *idgy*, *nitrgy*: inváziós, idegen és gyom/nitrofil fajok borítása a gyepszintben; *hiány*: vad miatt hiányzó szintek száma.

A magterületek/lékes területeket elválasztó tényezők közül  $p < 0,05$  szinten szignifikánsak a holtfa-mutatók: vastag fekvő holtfa, vékonyabb álló holtfa, holtfa borítás;  $p < 0,1$  szinten: MÉTA természetesség, idős fák, fafajok száma (1. táblázat). Inváziós és idegenhonos fajok csak a magterületi mintakörökben fordultak elő.

### Értékelés

Bár az erdőrezervátummá minősítés óta csak 10 év, a lécek vágása óta még kevesebb idő telt el, és a lékes erdőrészekben is a megmaradó mátrixot, vagyis a lécekhez közeli, de termeléssel közvetlenül nem érintett részeit vizsgáltuk, a magterületek és lékes részek között sok tényező tekintetében, sokszor szignifikáns különbségeket találtunk. A különbségek egyrészt a magterületek magasabb természetességét, kisebb részben azok sérültségét és jövőbeli sebezhetőségét jelzik.

A legtöbb és legszignifikánsabb különbségeket a holtfa-mutatók adják, jelezve, hogy ez az a természetességi kritérium, amit az erdészeti kezelés változtatásával rövid távon is erősen befolyásolni lehet. Elválasztó tényező a faállomány több jellemzője. A magterületeken több az idős fa és kifejezettebb a színteztettség, csekély pozitív különbség tapasztalható a fafajok számában. Ugyancsak magasabb itt a MÉTA definíció szerinti, szakértői becsléssel megállapított természetesség. Természetesség szempontjából negatív különbség az idegenhonos és inváziós fajok (*Quercus rubra*; *Fraxinus pennsylvanica*, *Robinia pseudoacacia*, *Gleditsia triacanthos*) előfordulása. Oka lehet a természetes, spontán lékesedés és az ebből adódó zavarást felerősítő túltartott vadállomány szinergikus hatása. Annál is inkább aggasztó a jelenség, mert az érintett helyektől több száz méteres távolságban van csak akácos állomány vagy lepényfa egyedek. Ezekből a fajokból szerencsére csak magoncokat találtunk, de nagyobb kiterjedésű, magászó és cserjeszinti példányokat is tartalmazó *Fraxinus pennsylvanica* állomány található a déli magterület egyik mintakörében (Sámod 2B erdőrészlet).

Az erdőrezervátum magterületek deklarált célja a természetes erdődinamikai folyamatok megismerése és érvényre jutásának biztosítása mindennemű emberi beavatkozás, elsősorban az erdőgazdálkodás megszüntetésével (Schuck *et al.* 1994, Bartha *et al.* 2001). Vitatható és sokszor vitatott kérdés a "természetes folyamatok" mibenléte, akár csak az is, hogy természetvédelmi szempontból előnyösnek, akár megengedhetőnek tartjuk-e a spontán fellépő folyamatokat (pl. özönfajok terjedése). Természetesnek tekinthető-e egy nem természetes állapot-

**1. táblázat.** Mintakörök megoszlása mintaterületek, kezelés, kor és termőhely szerint. Mintaterületek: MT1: Déli magterület; MT2: Keleti (fiatalabb) magterület; IKL: Idős keményfaligetek MT1 mellett, egyszeri lékvágás; FK: MT2 mellett, azzal egykorú magyar körises állományok, egyszeri lékvágás; GYT1L: idős gyertyános-tölgyesek, egyszeri lékvágás; GYT2L: idős gyertyános-tölgyesek, visszatéréses lékvágás.

	MT1	MT2	IKL	FK	GYT1L	GYT2L	összesen
Mintakörök száma	5	5	4	3	2	3	22
Magterület/lékvágás	MT	MT	L	L	L	L	10/12
Idős/fiatal	I	F	F	F	I	I	14/8
Keményfaliget/ gyertyános-tölgyes	K	K	K	K	GYT	GYT	17/5

**2. táblázat.** Magterületek és lékvágásos területek mintaköreit elválasztó attribútumok átlagértékei és az eltérés szignifikanciája (nem-parametrikus Kruskal-Wallis teszt, PAST 1.99). Az adatok a 0,28 ha területű mintakörökre vonatkoznak.

	Magterületek	Lékvágásos területek	<i>p</i> (Kruskal-Wallis teszt)
MÉTA természetesség	4,3	3,8	0,056*
Szintek száma	2,4	2,1	0,210
<b>Álló holtfák száma (&gt;5 cm)</b>	<b>9,5</b>	<b>5,2</b>	<b>0,039**</b>
Álló holtfák száma (>30 cm)	3,7	2,8	0,307
<b>Fekvő holtfák száma (&gt;30 cm)</b>	<b>11</b>	<b>3,6</b>	<b>0,000**</b>
Idős fák száma	1,1	0,4	0,078*
Összes élő fa száma	154	119	0,187
Fafajsám a koronaszintben	7,9	6,7	0,078*
Cserjeszint fajsám	6,1	7,3	0,204
Gyepszint borítása (%)	56,5	40,8	0,075*
Gyepszint fajgazdagsága (ötfokú skálán)	3,3	3,3	0,890
<b>Holt faanyag borítása (%)</b>	<b>2,1</b>	<b>1,2</b>	<b>0,034**</b>
<b>Inváziós újulat jelenléte</b>	<b>1,4</b>	<b>0,0</b>	
<b>Idegenhonos fajok aránya a gyepszintben</b>	<b>0,1</b>	<b>0,0</b>	

ból induló folyamat? Mi az esélye annak, hogy egy magára hagyott, de közvetlen természetellenes tényezőktől (pl. túltartott vadállománnyal, özöngyomok terjedésével vagy szárazodó táji környezettel) sújtott állomány természetesebb erdővé alakul?

A Bükkhát Erdőrezervátum (sok másikhöz hasonlóan) kijelölése pillanatában mesterséges eredetű, vágásos üzemmódban kezelt erdő volt, mely kora és az addigi természetközeli gazdálkodás eredményeképp a természetesség sok indikátora [pl. őshonos fajokban gazdag, diverz korona-, cserje- és gyepszint; idős (nagy méretű fákat tartalmazó), esetenként 1-2 évtizede bolygatatlan (nem gyomos) állományok; özöngyomok szinte teljes hiánya (O. Ajkai 1998); mikroélelőhelyek (állandó és időszakos kisvizek, csatorna); a mai viszonyokhoz képest jó vízellátás] tekintetében értékes; más mutatók (egykorú, egyszintű állományok, holtfa hiánya, vadkár, több évtizedes léptékű szárazodás) tekintetében csekély értékű volt.

A felhagyás eredményeképp a magterületeken valóban megindultak természetességet növelő folyamatok (Bartha és Gálhidy 2007), elsősorban a holtfa felhalmozódása, a faállományszerkezet kissé változatosabbá válása. Ugyanakkor megjelentek – ha egyelőre kis mértékben is – inváziós fajok, amik hosszú távon egyelőre felmérhetetlen veszélyt jelentenek. A magterület teljes beavatkozásmentessége ez esetben lehet, hogy természetességének súlyos csökkenéséhez vezet.

A léekkel megbontott védőzóna-területek az eltelt rövid idő alatt is eltávolodtak a hozzájuk térben és fontos tulajdonságokban közel eső magterületektől. Különböző kiindulási állapotaik (előtörténetük, termőhelyük) miatt mind egymástól, mind a magterületektől különböző képet mutatnak, további alakulásuk az eddigiek alapján nemigen jósolható. Az első, az erdőrésztlet területének 10-20%-át érintő lékvágás a természetesség kisebb, még nem szignifikáns csökkenésével jár; de a következő visszatérés, sűrűsödő vagy összeérő lécek zavarása már jelentősebb lehet (fokozott taposás, gyomosodás).

A vitathatatlanul nem őserdő Bükkhát „zavartalan” (=közvetlen emberi tevékenységtől megkímélt) folyamatai nem a mai ártereken már irreális természetes ártéri erdők felé mutatnak (Leibundgut 1993, Parviainen 2005), hanem arra, hogy „mit tud az erdő” a ma egész Európában jellemző, ármentesített, sokféle magas vadlétszámmal és özöngyomokkal fenyegetett folyóártereken (Klimo 2008); ez nemcsak fontos elméleti erdődinamikai és vegetációtörténeti, de gyakorlati kérdés is.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – A kutatást a Mecseki Erdészeti ZRt támogatta. Külön köszönjük Molnár Tamás segítségét. Köszönjük a terepi felvételezésben részt vevők: Csete Sándor, Hollós Roland, Magyaros Viktor, Rogács Eszter, Sass Vivien, Sirok Attila és Vida Alexandra segítségét.

## Irodalomjegyzék

- Bartha, D., Bidló, A., Borhidi, A., Bölöni, J., Czajlik, P., Horváth, F., Kovács, G., Mázsa, K., Somogyi, Z. & Standovár, T. (2001): Mit jelent számunkra az erdőrezervátum? – *ER, Az erdőrezervátum-kutatás eredményei* **1**(1): 3–4.
- Bartha, D., Bölöni, J., Ódor, P., Standovár, T., Szmorad, F. & Timár, G. (2003): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. – *Erdészeti Lapok* **138**: 73–75.
- Bartha, D. & Gálhidy, L. (2007): A magyarországi erdők természetessége. – *WWF füzetek* **27**, 45 pp.
- Brang, P. (2005): Virgin forests as a knowledge source for Central European silviculture: reality or myth? – *Forest Snow and Landscape Research* **79**(1/2): 19–32.
- Janik, D., Adam, D., Vrška, T., Hort, L., Unar, P., Kral, K., Samonil, P. & Horal, D. (2008): Tree layer dynamics of the Cahnov–Soutok near-natural floodplain forest after 33 years (1973–2006). – *European Journal of Forest Research* **127**: 337–345.
- Klimo, E. (2008) (ed.): *Floodplain forests of the temperate zone of Europe*. – Lesnicka práce Publishing House for Forestry, Kostelec nad Cernými lesi, 640 pp.
- Leibundgut, H. (1993): *Europäische Urwälder*. – Bern, Stuttgart, 259 pp.
- Molnár, Zs., Horváth, A., Bartha, S., Bölöni, J., Horváth, F., Biró, M., Kovács-Láng, E. & Török, K. (2008): Natura 2000 élőhely-monitorozási protokoll – Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót
- Ortmann-né Ajkai, A. (1998): Vegetation mapping: Foundation of botanical GIS applications I: Vegetation map of Ataki-forest. – *Acta Botanica Hungarica* **41**(1-4): 171–192.
- Ortmann-né Ajkai, A.: (2002): Transitory vegetation types: a case study from riverine forests. – *Acta Botanica Hungarica* **44**(3-4): 335–345.
- Parviainen, J. (2005): Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. – *Forest Snow and Landscape Research* **78**(1/2): 9–18.
- Průša, E. (1985): *Die böhmischen und mährischen Urwälder: Ihre Struktur und Ökologie*. – Academia Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, Praha. 577 pp.
- Schuck, A., Parviainen, J. & Bücking, W. (1994): A review of approaches to forestry research on structure, succession and biodiversity of undisturbed and semi-natural forests and woodlands in Europe. – EFI Working Paper 3., European Forest Institute, 64 pp.
- ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. (2002): *CANOCO 4.5. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide. Software for Canonical Community Ordination* (version 4.5). – Biometris, Wageningen and Ceske Budejovice, 500 pp.
- Vrška, T. (1997): Prales Cahnov po 21 letech. *Lesnictví – Forestry* **43**: 155–180.

## Development of a floodplain *Quercus robur* forest reserve: abandonment and artificial gaps

Adrienne Ortmann-né Ajkai<sup>1</sup>, Gábor Csicssek<sup>1</sup>, János Bölöni<sup>2</sup> and Ferenc Horváth<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Department of Ecology and Hydrobiology, Institute of Environmental Sciences  
University of Pécs, Ifjúság útja 6, Pécs, H-7635

<sup>2</sup> Institute of Ecology and Botany of Hungarian Academy of Sciences  
Alkotmány 2-4, Vácrátót, H-2163

Goal of forest reserves is to provide opportunity for scientific study of natural forest dynamic processes. Definition of „natural forest” is especially difficult in floodplains, because they have been shaped by humans for millennia. Today’s best stands are of anthropogenic origin. Does the Bükkhát forest reserve (Southern Hungary) develop towards a more natural state after ten years of abandonment or experimental gap regeneration? In abandoned core areas trees began to fall, forming a lot of deadwood; in natural gaps no regeneration of *Quercus robur* occurs; under the closed canopy a thick second layer of *Acer campestre* and *Ulmus* species has been formed. Some processes – e.g. spontaneous gaps: more diverse age distribution, more open forest; less *Quercus robur*, more other tree species – points towards more naturalness; but the lack of regeneration of *Quercus robur* – due to excessively high game population, poor acorn production of middle-aged trees and drying out of the site – is a serious problem. Artificial gaps in the buffer zone create a more open and diverse structure; but because of too big gaps (up to 0.6 ha) and intensive forests cultivation this experimental regeneration cannot be considered natural. Without harmonizing forestry and game management there is no possibility to create a (near)natural forest.

Keywords: forest dynamics, naturalness, high game population, invasive species, Drava floodplain.



# A költség alapú értékelés és a szabályozó ökoszisztéma szolgáltatások szerepe a belvizes területek vizes élőhelyé alakításában

Pinke Zsolt

*Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola  
Táj- és Környezetgazdálkodási Intézet, Agrár-környezetgazdálkodási Tanszék  
H-2103 Gödöllő, Péter Károly út 1, Hungary  
e-mail: pinkezsolt@gmail.com*

Összefoglaló: Az Európai Víz Keretirányelv (VKI) első számú célja vizeink jó állapotának megőrzése és helyreállítása. Megvalósításával kontinentális léptékű tájrehabilitációs program vette kezdetét. Magyarország számára, ahol egymillió hektár belvízérzékeny szántóföld fekszik és a szántóföldi művelésben álló terület 40-45 %-a súlyosan aszályos zónában található, az agrárium és a természetvédelem szempontjából egyaránt történelmi jelentőségű a VKI célok megvalósítása. Az alábbiakban közölt vizsgálati eredmények arra hívják fel a figyelmet, hogy a belvízérzékeny szántók többségén a gazdálkodás hosszú időszoron komoly veszteségekkel jár és csak közösségi finanszírozás mellett tartható fenn. Ebben a zónában az elmúlt 100 évből 32-ben a GDP, a GNI vagy az export 0,5-1 %-át meghaladó aszály- és belvízkárok érték a gazdálkodókat, de relatív vízhiány vagy víztöbblet következtében a szántóföldi kultúrák szinte minden évben károsodtak. Ezzel szemben a belvizes zóna táji adottságai miatt olyan potenciális természeti szolgáltatásokkal rendelkezik, melyek hasznából a földhasználók és a közösség egyaránt részesedni jogosultak. Ilyen szolgáltatás a belvizes területek víztározó kapacitása, melyek árvízvédelmi hasznosítása a Tiszavölgyben, az elkerülhetetlen árvízvédelmi beruházások kiváltásával, 530 500.- Ft/ha értékű szolgáltatást nyújthat.

Kulcsszavak: aszály, belvíz, tájrehabilitáció, VGT, Víz Keret Irányelv, VKI, zónarendszer.

## Bevezetés

A VKI, az európai közösség deklarációja arról, hogy az európai társadalom jóléte elválaszthatatlan a környezet, így a tagállamok területén található vizek jó állapotától (2000/60/EK, 8, 15.). Vizeink, miként a környezetünket alkotó tájak, az ember-természet viszonyban formálódtak és egyre intenzívebb emberi hatás alatt állnak. Védelmük, jó állapotuk helyreállítása ökológiai és társadalmi szempontból is halaszthatatlan feladat. A VKI célok végrehajtását szolgáló Országos Vízügytő-gazdálkodási Tervben (VGT 2010) közzétett állapotfelmérés és feladat-meghatározás a szakpolitikába is bevitte azt a sok szempontból

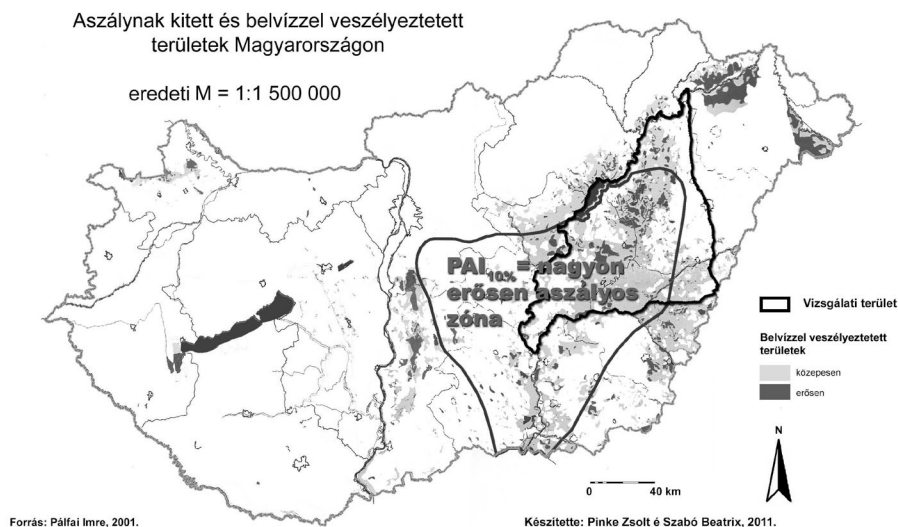
igazolt megállapítást, hogy vizeink állapota jórészt a vízgyűjtőn alkalmazott területhasználat, növényfedettség függvénye. A VKI-ban megfogalmazott cél, hogy 2015-ig, de a legfeljebb kétszer hat éves derogáció igénybevételével 2027-ig, fenntartható és jó állapotba kell hozni a felszíni és felszín alatti víztesteket (2000/60/EK 4. cikk.). Az ütemezett VGT intézkedéscsomagban kialakított program a teendők részletes lebontását tartalmazza minden érintett víztestre és vízgyűjtőikre, s ennek részeként 230 ezer hektár belvízzel erősen veszélyeztetett és 860 ezer hektár közepesen veszélyeztetett szántón megvalósítandó konverzióra. (VGT 2010, vö. ökotípusos földhasználati zónarendszer konverziós ajánlásaival, Kohlheb *et al.* 2010)

A dolgozat célja, hogy röviden ismertesse a földhasználókat a belvizes területeken rendszeresen sújtó relatív vízhiányból és víztöbbletből fakadó károk rendkívüli költségeinek értékelésére kidolgozott módszert és az alkalmazásával elért eredményeket. Rámutatva, hogy milyen mértékű aszály- és belvízkárok kerülhetők el az ország legaszályosabb régiójában, a negyedidőszaki ártereken elterülő belvizes szántókon folytatott földhasználat táji adottságokhoz alkalmazkodó konverziójával. Bemutassa továbbá, az ár- és belvízvédelem területén kínálkozó hasznok egyikét, melyet a belvizes szántókon megvalósítandó vízvisszatartás és a vizes ökoszisztémák helyreállítása nyújthat a földhasználók és a közösség számára. Az így nyert adatokkal és következtetésekkel hozzájárulhassunk a területfejlesztés, az agrártámogatási rendszer és az Európai Vízközel Irányelv (VKI) céljainak összehangolásához, a földhasználók és a VKI megvalósítása között felmerülő gazdasági érdekellentét felszámolásához.

### *A belvizes területek aszályossága*

A belvízzel fenyegetett szántóföldek többsége az Alföldön található, mely természeti adottságai és a jelenlegi földhasználati rendszer következtében rendkívül aszályos terület. Pálfai Tibor, a magyar aszály és belvízkutatás doyenje által elkészített aszály- és belvíz-veszélyeztetettségi térképek (Pálfai 2004) egymásra vetítésével jól láthatóvá válik, hogy az egykori árterek helyét jelző belvízzel erősen és közepesen veszélyeztetett alföldi területek többsége és az aszályval leginkább veszélyeztetett zóna átfedésben vannak. (1. ábra)

Az aszály a belvíznél sokkal súlyosabb károkat okozó, nagyobb területet érintő hidrológiai jelenség. Kevésbé kézzelfogható, mint a konkrét területet elöntő belvíz, hiszen aszályról akkor beszélünk, ha szárazság, magas hőmérséklet



**1. ábra.** Aszálynak kitett és belvizzel veszélyeztetett területek Magyarországon (Forrás: Pálfai 2004) Szerkesztette: Pinke & Szabó.

következtében a különféle növényi kultúrákban megáll a szárazanyagképzés Aszályról az egyes növények viszonylatában beszélünk (Pálfai 2004). Az a meleg és vízmennyiség, ami ideális a kaktusznak, elpusztítja a búzát.

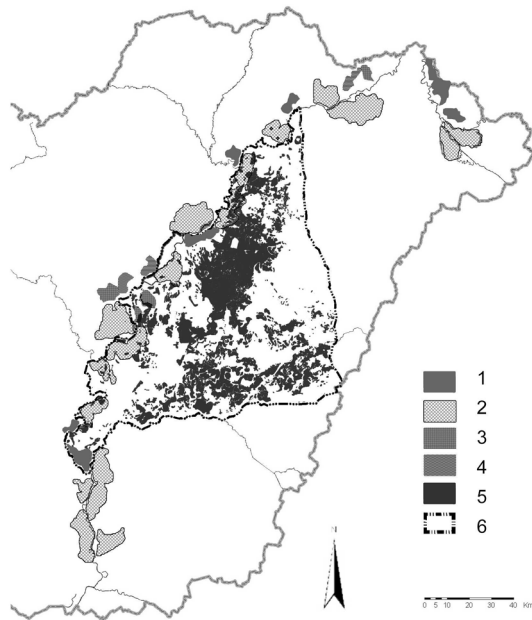
#### *Az ökoszisztéma szabályozó szolgáltatásai a belvizes területeken*

Az ökoszisztéma szolgáltatások az ökoszisztéma által a társadalom részére biztosított pénzben kifejezhető vagy ki nem fejezhető hasznok. Legelfogadottabb funkcionális kategorizálásukat, értékelésüket az ENSZ Millennium Ecosystem Assessment (MA) elnevezésű kutatási programjában végezték el. A belvizes területek árvízvédelmi szolgáltatása a szabályozó szolgáltatások körébe tartozik (MA 2005). E kategóriába az ökoszisztéma táji anyag- és energiafolyamatokra gyakorolt kontroll (regulation) funkcióit sorolták az MA megalkotói. (Pl. CO<sub>2</sub> megkötés, árvíz, erózió elleni védelem, szennyezőanyagok lebontása, éghajlat szabályozás) Igazodva az MA és általában az angolszász értelmezéshez, az élőlények és élettelen környezetük (élőhelyük) egészére tekintünk ökoszisztémaként.

## Módszerek

### *Belvízvisszatartás célterületeinek potenciális árvízvédelmi szolgáltatása*

A költség alapú értékelés módszerét a beruházási és szakpolitikai döntéshozatal támogatására alakították ki azzal a céllal, hogy a társadalmi és gazdasági rendszer működéséhez kapcsolódó költségek, környezeti externáliák közgazdasági értelemben is kifejezhetővé, értékelhetővé váljanak. (Marjainé *et al.* 2011) Annak érdekében, hogy a különböző tájalkotó tényezőkre vonatkozó mutatók vagy az ökoszisztéma szolgáltatásai a fennálló területfejlesztés és a támogatási rendszer tervezése során értékelhetőek legyenek, területegységre vetített pénzben kifejezett, becsült értékükre van szükség.



forrás: Koncsos

Készítette: Pinke Zsolt és Szabó Beatrix, 2010.

**2. ábra.** A belvízvisszatartás célterületei a Hortobágy-Sárréten, a vizsgált és tervezett mélyártéri és VTT tározók elhelyezkedése a Tiszavölgyben. 1: Elárasztások a mélyártérben 2: A 2002-es kormányrendelet szerinti VTT tározók 3: A részletes vizsgálatokra kijelölt tározók 4: A VTT megalapozásakor vizsgált tározók 5: Az ártérrehabilitáció célterületei a Hortobágy-sárréten 5: Hortobágy-Sárrét vizsgálati terület (Forrás: Koncsos 2006, Pinke 2010) Szerkesztette: Pinke & Szabó.

Környezeti indikátorok térinformatikai adatbázisainak elemzésével megállapítható, hogy 9331 km<sup>2</sup> kiterjedésű tiszántúli vizsgálati területen, az ártér rehabilitáció vízvisszatartásra alkalmas célterületeken 50 cm-es átlagos vízborítás mellett (5000 m<sup>3</sup>/ha) cca. 1,25 Mrd m<sup>3</sup> víztömeg tárazható be (Pinke 2010, Benő & Pinke 2011). Ez az érték nagyjából megegyezik a Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése (VTT) elnevezésű árvízvédelmi program 1-2. ütemében megépíteni tervezett, 11 db tározó összes tározó kapacitásával (Koncsos 2011). A VTT, a Tiszán kiépült árvízvédelmi rendszer terheléscsökkentését célozza a védelmi rendszerbe iktatott mesterséges tározó terek létrehozásával. (2. ábra)

Az eddig megkezdett kivitelezésű vagy átadott három tározóban (Cigánd-Tiszakarádi, Nagykunsági, Hanyi-Tizzasülyi) összesen 440 millió m<sup>3</sup> víz tárolását 46,7 Mrd Ft beruházási költségen oldják meg (www.vizugy.hu). A tározótéri kapacitás beruházási költsége átlagosan 106,1 Ft/m<sup>3</sup>. A belvizes területeken az árterek reaktiválásával hektáronként 5000 m<sup>3</sup>x106,1 Ft tározótéri kapacitásnövelő, árvízvédelmi beruházás váltható ki. Meg kell jegyeznünk, hogy a VTT-ben nem csupán víztározói infrastruktúra, hanem egyéb infrastrukturális beruházások is megvalósulnak. Az eltérő funkciókhoz kapcsolódó beruházási költségek szétválasztása tenné lehetővé az árvízvédelemre fordított tényleges összeg megállapítását.

#### *Aszály- és belvízkárok értékelése*

Az aszály- és belvizesemények által okozott károk értékelése idősor elkészítését tette szükségessé, mely tartalmazza az aszály- és belvizesemények területi kiterjedésére, időtartamára, az aszály mértékére, az év időjárási és hidrometeorológiai karakterére vonatkozó adatokat. Legfontosabb forrásaink: KSH, Vízrajzi Évkönyvek és Pálfi Imre idősorai.

A terméskiesés, a kár mértéke referenciaadat igényét veti fel, melyet a „jó termésű” évek, nem károsult terméshozamainak átlagából alakítottuk ki. Jó évnek tekintjük, ha az aszályindex (PAI) országos átlaga <6, az aszály által sújtott országterület <48 %, a kukorica és búza országos termésátlaga >90%-a a vizsgált időszak (pl. 2000-2010) termésátlagának és a belvízzel elöntött terület <300 000 ha. A 100 éves idősor adatai irányítúként és kontroll adatsorként hasznosulnak a két kárfajta idő és térbeli hatásainak elemzése során. Fontos továbbá, hogy megközelítőleg azonos technológiai színvonallal jellemezhető évek eredményeit hasonlítsuk össze. A más káresemények (pl. fagy), a technológiai átalakulás

(1959-1975), a tulajdonosi szerkezet átalakulása (1990-1994), ill. a háborús események (1944-45) hatására bekövetkezett hozamingadozás kiszűrésére is szükség van. Annak érdekében, hogy a termőhelyi adottságok közötti eltérések kimutathatóvá váljanak a termés hozamokban az országos mellett, az elérhető legnagyobb felbontású területi adatok, jelen esetben a KSH megyei adatsorok értékelését indokolt elvégezni. Öt termény, búza, kukorica, árpa, rozs és napraforgó termésátlagait vizsgáltuk. Betakarított területük aránya a mezőgazdasági területben 1923 és 2010 között 45 és 55 % közötti sávban ingadozott, mely jól jellemzi a növénytermesztési ágazat kibocsátásában játszott meghatározó szerepüket.

Adott technológiai periódusba tartozó jó évek súlyozott megyei termésátlagának vagy országos termésátlagának és a vizsgált év termés eredményeinek különbözete, valamint a betakarított terület szorzatából jutunk ahhoz az értékhez, melyet terméskiesésnek tekintünk. A terméskiesés értékére a KSH adatbázisában szereplő éves felvásárlási átlagárból vagy a tőzsdei átlagárból, egyes években a nemzetközi tőzsdei átlagárból, a károk bruttó nemzeti össztermékhez vagy jövedelemhez, háborús években az exporthoz viszonyított arányára a KSH, A. Maddison és A. Eckstein idősorainak adataiból következtettünk. További kapaszkodót nyújtanak a KSH és A. Eckstein a mezőgazdasági szektor kibocsátásának a GDP-hez, a GNI-hoz, továbbá a növénytermesztésnek a mezőgazdasági szektoréhoz viszonyított arányaira vonatkozó adatai.

**1. táblázat.** 5 növény (búza, kukorica, árpa, rozs napraforgó) terméskiesése a megyei termésátlagok alapján az 5 jó év (2001, 2004, 2005, 2006, 2008) és a vizsgált 11 év termésátlagai alapján országosan és az 5 nagyon erősen aszályos megyében, 2000-2010 (Forrás: KSH) Készítette: Pinke.

Országosan	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
5 jó év alapján, Mrd Ft	132,5	35,6	99,1	194,6	3,3	9,2	25,4	230,1	3,5	57,4	81,6
Aránya a GDP-ben, %	1	0,2	0,6	1	0	0	0,1	0,9	0	0,2	0,3
11 év alapján, Mrd Ft	80,4	12	51,9	134,1	0	0	4,8	143,8	0,4	13,1	27,5
Aránya a GDP-ben, %	0,6	0,1	0,3	0,7	0	0	0	0,6	0	0,1	0,1
<b>5 aszályos megye</b>											
5 jó év alapján, %	37,4	21,2	45,7	40,0	2,1	53,1	56,0	30,1	50,1	48,1	43,7
11 év alapján, %	35,7	9,5	46,7	39,1	0,0	0,0	83,8	25,2	0,0	50,6	47,4
Aránya az országos betakarított területben, %	37,3	38,8	39,1	38,9	39,2	38,2	38,7	38,5	39,5	39,3	36,8

## Eredmények

A VTT tározótéri kapacitás beruházási költségének figyelembe vételével a belvizes területek tározótérfogatának árvízvédelmi hasznosításával a Tiszavölgyben 530 500.- Ft/ha árvízvédelmi beruházási költség váltható ki.

A rendelkezésünkre álló adatok alapján az aszály- és belvizesemények okozta mezőgazdasági károk becsült értéke az elmúlt száz esztendőből legalább 32 esetben haladta meg a GDP, a GNI vagy az export 0,5-1 %-át. Korábbi időszakokban, amikor a mezőgazdaság súlya a hazai nemzeti össztermékben és az exportban a mainál lényegesen jelentősebb volt, súlyosabb káresemények az egész társadalmat érintő zavarokat idéztek elő.

A nagyon erősen aszályos zónába tartozó öt megye (Bács-Kiskun, Békés, Csongrád, Hajdú-Bihar, Jász-Nagykun-Szolnok) és az országos terméseredmények összehasonlítása alapján megállapítható, hogy a legaszályosabb megyékben feküdt az aszályra különösen érzékeny kukorica hazai betakarított területének 40-50 %-a. A legsúlyosabb 2001. és 2003. évi országos kiterjedésű aszályok esetében az 5 megye részesedése az országos termés kiesésből betakarított területüknek megfelelő volt. A jó évnek tekinthető 2008-ban lokális aszálykár, 2005, 2006 és 2010-ben a belvíz következtében, 2002 és 2009-ben e területet az országos átlagnál is komolyabban sújtó aszálykárok miatt átlagosan az országos termés kiesés közel kétharmada ebben az öt megyében keletkezett. Az öt termény országos és öt aszályos megye terméseredményeinek összehasonlítása során is hasonló, de kisebb szélsőségekkel jellemezhető tendenciát figyelhetünk meg (lásd 1. ábra).

## Értékelés

A bemutatott módszer parcella-szintű alkalmazásával és a környezeti indikátorok együttes vizsgálatával lehetőség nyílt egy adott élőhely talajtani, meteorológiai és hidrológiai adottságainak együttes értékelésére, így a mainál ökonómiai és ökológiai szempontból is fenntarthatóbb hasznosításának tervezésére. Az eltérő növekedési periódussal jellemezhető termények termésátlagaiban bekövetkező területi eltérések bizonyos pontossággal lehetővé teszik a káresemény idő- és térbeli lehatárolását. Ide tartozik, hogy egyelőre nem kidolgozott a technológiai átmeneti időszak értékelési módja.

Az ismertetett kárértékelés eredményei jól illeszkednek Pálfi Imre 70 éves

aszályindex-idősorának értékeihez. Szemlélve a vizes élőhelyek által nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások hazai irodalmát, hazánk földrajzi és társadalmi adottságai miatt indokoltnak tűnik a vizes élőhelyek interdiszciplináris kutatása, melyek az ország 19. századi modernizációja előtt az országterület jelentős részét alkották.

A belvizes területeken megvalósítandó belvízviisszatartás számos területfejlesztési kérdést és feladatot vet fel, melyek rövid áttekintését szolgálja az alábbi táblázat.

## 2. táblázat. Javaslatok az VGT TA5 intézkedési elem megvalósítására.

Intézkedési elemek a VGT-ből (VGT 2010)	Javaslat
IP1. Területi agrár intézkedési csomag TA5 intézkedési elem:	1. A belvízviisszatartás célterületeinek vízgyűjtő szintű lehatárolása a szükséges indikátorok figyelembe vételével, dinamikus anyag- és energiaforgalmi modellek segítségével. TA5 intézkedési elemmel érintett területek lehatárolása az országos és megyei területrendezési tervekben.
A belvízviisszatartás érdekében belvíztározók kialakítása, a belvízvezető rendszer átalakítása, a célnak megfelelő üzemeltetése.	2. A megváltozó anyagforgalmi viszonyok figyelembe vételével kialakítandó mintázat és kezelési tervek kidolgozása az élőhelyi és vízminőség-védelmi indikátorok figyelembe vételével.
- <i>Célja:</i> a befogadó vízfolyások tápanyag terhelésének csökkentése belvízviisszatartással. Ennek érdekében a területről elvezetett belvíz összegyűjtése tározókban (öntözésre is felhasználható), valamint szűrőmezők kialakítása (PT3 intézkedési elem) a befogadóba történő bevezetés előtt. A belvízvezető rendszer ennek megfelelő átalakítása és üzemeltetése. Az üzemeltetés része a felszín alatti vizek megcsapolását csökkentő, illetve a mederbeli vízviisszatartást lehetővé tevő duzzasztás. A belvízvezető csatornák állapotának javítása, fenntartása a vízfolyások és állóvizek medrét érintő intézkedési csomagban (IP3 csomag) jelenik meg. Az intézkedés hozzájárulhat természetvédelmi célok eléréséhez is (VT3 intézkedési elem).	3. A szántó-vizes élőhely konverziójának, vizes élőhelyek létrehozásának, fenntartásának, a jelenlegi AKG finanszírozás mellett, további forrását biztosíthatja a vizes élőhelyek által a közösség számára nyújtott ökoszisztéma szolgáltatások (ár-, belvízvédelem, aszályvédelem, szerves és szervesetlen szennyezők megkötése, stb.) és a jelenlegi rendszer költség alapú elemzése. (ÁT1, ÁT3, ÁT4, ÁT6 intézkedési elemek)
	4. Az intézkedési elemhez kapcsolódó pontszerű szennyezőforrások feltérképezése (állattartó telepek, szennyvízszikkasztók, személtlerakók, stb.), cselekvési terv kialakítása a konfliktusterületekre (pl. temetők) vonatkozóan. A belvizes területeken a TE1, IP8, IP9 intézkedési elem és csomagok is jelentős adatfelvételre, tervezési és igazgatási feladatokkal járnak. (ÁT2, ÁT3, ÁT4)
	5. Az érintett földhasználók felvilágosítása. (ÁT6)



\*

*Köszönetnyilvánítás* – A dolgozat, melyet kezében tart az olvasó, a Hortobágy-Sárrét ártér rehabilitációs modell című, a SZIE Környezettudományi Doktori Iskolájában zajló kutatási programba illeszkedik. Szeretném megköszönni Gyulai Ferenc, Majdán János, Buday-Sántha Attila, Katus László, Kovács Eszter, Lövei Gábor, Ónodi Gábor, Pálfai Imre, Podmaniczky László, Sárospataki Miklós, Szilágyi Ferenc és Tóth Péter tanácsát és javítását egyes módszertani kérdésekre vonatkozóan, Bakonyi Péter, Fehér Ferenc, Kling István, Konkoly Márta, Láng István Ágoston, Szalai József és Ungvári Gábor szíves segítségét az adathalászat során.

### Irodalomjegyzék

- Benő, D. & Pinke, Zs. (2011): Ártér rehabilitáció célterületeinek leválogatása fuzzy módszerrel a Hortobágy-Sárréten. In: Lóki József (szerk): *Az elmélet és gyakorlat találkozása a térinformatikában*. II. Térinformatikai Konferencia és Szakkiállítás tanulmánykötete. Debrecen, pp. 271–278.
- Kohlheb, N., Podmaniczky, L. & Skutai, J. (2010): A környezetbarát mezőgazdaság. SZIE-MKK-KTI. Budapest. <http://www.mgszt.hu>. Letöltve: 2010. 10. 08.
- Koncsos, L. (2011): Árvízvédelem és szabályozás. In: Somlyódy László (szerk.): *Magyarország vízgazdálkodása: helyzetkép és stratégiai feladatok*. MTA Köztestületi stratégiai feladatok, Budapest, pp. 207-232.
- Marjainé Szerényi, Zs. & Zsóka, Á. & Rákosi, J. (2011): Implementation of Water Framework Directive Obligations in Hungary: Estimating Benefits of Development Activities in Two Pilot Areas. In: Burritt, R., Schaltegger, S., Bennett, M., Pohjola, T. & Csutora, M. (Eds.): *Environmental Management Accounting and Supply Chain Management*. Springer, Heidelberg, pp. 301-316.
- MA. (2005): *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis report*. Island Press, Washington D.C.
- Pálfai, I. (2004): *Belvizek és Aszályok Magyarországon. Hidrológiai tanulmányok*. Budapest.
- Pinke, Zs. (2010): Chapter on the Preparation of the Spatial Planning Program Titled Floodplain Rehabilitation Model in Hortobágy-Sárrét. In: „*Félidőben*” A közép-európai terület-, település-, vidék- és környezetfejlesztéssel foglalkozó doktori iskolák találkozója és konferenciája. IV. Környezet-gazdaságtani PhD-konferencia. Évkönyv I-IV. Pécsi Tudományegyetem Közgazdaságtudományi Kar Regionális és Politikai Gazdaságtan Doktori Iskola, Pécs, I. pp. 207–224.
- VGT 2010 = A Duna-vízgyűjtő magyarországi része. Vízyűjtő-gazdálkodási Terv. (2010): közreadja: Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság.

## **The Role of Regulation Services of Ecosystem and the Cost-Based Analysis in the Conversion of Areas Endangered by Excess Surface Water into Wetlands**

Zsolt Pinke

*Szent István University, Environmental Doctoral School  
Institute of Environmental- and Landscape Management,  
Department of Agrarian- and Environmental Management  
H-2103 Gödöllő, Páter Károly út 1, Hungary  
e-mail: pinkezsolt@gmail.com*

The number one objective of the European Water Framework Directive (EWFd) is to restore and conserve the good status of our water bodies. Its implementation has led to a landscape rehabilitation program of a continental scale. For Hungary, where one million hectares of ploughlands are endangered by excess surface water and 40-45 % of croplands can be found in the zone most seriously affected by drought, the implementation of EWFd bears historical significance both from the aspect of the agricultural sector and environmental protection. Results of the investigation discussed in this study call attention to the fact that farming on ploughlands that have been endangered by excess surface water for long time series entails serious losses for most of them and can only be maintained by community financing. Drought and excess surface water damage have caused farmers of this zone to suffer losses amounting to significant parts of the Hungarian GDP in 32 out of the past 100 years, but tillage cultures have been affected either by relative water shortage or water surplus almost every year. The zone of excess surface water, on the other hand, has such potentials and ecosystem services (flood and drainage water protection, etc.) that both land users and the community are entitled to benefit. Such a service is the water reservoir capacity of areas affected by excess surface water, whose utilization for flood protection, may provide an ecosystem service worth 530,000 HUF/ha by taking out inevitable flood protection investments.

Keywords: drought, excess surface water, EU WFD, European Water Framework Directive, landscape rehabilitation, river basin plan, zone system.

# A Budai Sas-hegy pókegyütteseinek hosszú- és rövidtávú változása, különös tekintettel a gyeprehabilitációs kezelések hatására

Rákóczi András Márton<sup>1</sup> és Samu Ferenc<sup>2</sup>

<sup>1</sup> SZIE, Állatorvos-tudományi kar, Biológia MSc

1074 Budapest István u. 2., e-mail: macskosz01@citromail.hu

<sup>2</sup> MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Növényvédelmi Intézet

1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

**Összefoglaló:** A Budai Sas-hegy a főváros által körbezárt különleges természeti kincsünk. Pókfaunája jól kutatott: 1930-34 között Balogh János, 1994-98 között Szinetár Csaba és Samu Ferenc végeztek részletes gyűjtéseket. Jelen munkánkban a 90-es években felmért 5 konkrét gyepfoltban az akkori protokollt pontosan megismételve vettünk mintákat 2010-ben, egy éven át. Célunk a hegyen zajló hosszú távú változásokat feltárása volt a két megelőző vizsgálattal való összehasonlítással, továbbá a rövid távú változások kimutatása az egyes gyepfoltok pókegyütteseinek 90-es évek óta történt változásainak kvantitatív vizsgálatával. A hegyen egyre terjedő orgona visszaszorítására 2008-tól természetvédelmi célú cserjeirtásokat végeznek, amely 3 vizsgált gyepfoltunkat is részben érintett. Ezeknél az irtott és kezeletlen részben is vettünk mintát. A vizsgálat során 105 pókfajt azonosítottunk, ebből 16 a hegy faunájára nézve új. 80 év távlatában a gyakori státuszú fajok populációi inkább növekedtek, a ritkáké pedig inkább csökkentek, de a fajok természetességi vagy egyéb ökológiai karaktereinek átlagában nem történt elmozdulás. A hegyet fémjelző ritka fajokat sikerült kimutatnunk. A fajkompozíció a 90-es évekhez képest is jelentős sodródást mutatott. Az időbeli eltávolodáshoz mérten az irtott és kezeletlen foltok között kis különbség volt, valószínűleg a gyors visszatelepülés, és a nem totális kezelés miatt. A fajok átlagos ritkasági értékét tekintve az irtott foltok hasonlóbbak voltak a 90-es évekbeli állapotukhoz, mint a kezeletlen párjukhoz. Úgy véljük, a hegy megőrizte ritka fajokban gazdag pókfaunáját, valamint a cserjeirtás hatására, az eredetihez hasonlóbb élőhelyek jöttek létre, ami kedvezhet több ritka faj populációjának.

**Kulcsszavak:** Sas-hegy, gyeprehabilitáció, pókközösség, ökológiai fajkarakterek, jelleg alapú jellemzés, megőrzés.

## Bevezetés

A Budai Sas-hegy lejtői és környéke évszázadok óta állnak emberi használat alatt. A területen kezdetben szőlő- és gyümölcsstermesztés folyt, a 20. századtól pedig az őt körülvevő város terjeszkedése következtében növekedett az antropogén zavarás mértéke. 1958-ban 30 hektáryi területet került védelem alá, kísérletet téve a hegy természeti értékeinek hatékonyabb megőrzésére.

A terület kicsiny mérete, izoláltsága, a város közelsége, valamint az invazív cserjefajok terjedése ma is veszélyezteti az élőhely természetességét. A terület izoláltsága (Saunders *et al.* 1991) megnövelheti a beltenyésztettség és a metapopulációs folyamatok megakadása miatt fellépő kihalási adósság kockázatát (Báldi & Vörös 2006), a város közelsége miatt pedig megnőtt az antropogén zavarások mértéke. A hegyen terjedőben van az orgona (*Syringa vulgaris*), a bálványfa (*Allianthus altissima*) és a korai aranycserje (*Forsythia ovata*). Ezek komolyan veszélyeztetik a hegyen előforduló növénytársulásokat, közvetetten pedig az állatközösségeket is. Ennek orvoslására 2008-tól az INTERREG III/a program keretében végeznek cserjeirtást.

A Sas-hegyen többen vizsgálták már az élővilág összetételét annak különleges és egyedi tulajdonságai miatt. Több neves botanikus, mint Sadler József (Sadler 1825) és Kitaibel Pál (Kitaibel & Kanitz 1862) foglalkozott a hegy flórájával, a faunát pedig Frivaldszky Imre (Frivaldszky 1823), Balogh János (Balogh 1935), Podani János (Podani 1976), Loksa Imre (Loksa 1958) vizsgálta.

A Sas-hegy első részletes pókfaunisztikai vizsgálata Balogh János nevéhez fűződik, aki 1930-1934 között végzett kutatásokat (Balogh 1935). Balogh vizsgálatai során 163 fajt mutatott ki, gyűjtései 145 fajjal gazdagították a hegy pókfaunájának addigi listáját (Chyzer & Kulczynski 1891; 1894; 1897), amely ezzel 173 fajra gyarapodott. Négy, a tudomány számára is új fajt leírt: *Altella orientalis* (Balogh 1935), *Brommella falcigera* (Balogh 1935), *Cryptodrassus hungaricus* (Balogh 1935) és *Sintula spiniger* (Balogh 1935). Mennyiségi módszerei újszerűek voltak, amivel több, különféle biotópra osztotta fel a hegyet. eredményei szoros összefüggést mutattak ki biotópok nyitottsága és a pókok fenológiai változásai között (Balogh 1935).

60 évvel Balogh János vizsgálatai után, 1994 és 1998 között Szinetár Csaba és Samu Ferenc vezetésével új vizsgálat vette kezdetét, amelynek fő célja az eltelt időszak alatt bekövetkezett pókfaunisztikai változások kimutatása volt. A négy évig folyó kutatási program 182 faj jelenlétét - köztük a négy Balogh által leírt fajból három - biztos előfordulását bizonyította (Weiss *et al.* 1998; Samu & Szinetár 2000). Részletesebben a farkaspókok (Lycosidae) statisztikai elemzését végezték el. A farkaspókok között bizonyítottan előfordultak mind urbanizált körülményekhez alkalmazkodott generalista, mind a speciális és kevésbe zavart területekre jellemző fajok (Bleicher *et al.* 1999). A 4 éves vizsgálat, amelyből 3 év fedett le teljes terepszegzont, eredményesen bizonyította, hogy kis kiterjedésű város által körülzárt élőhely is képes hosszú távon megőrizni pókfaunáját.

Tanulmányunkban a Budai Sas-hegyen zajló hosszú távú, valamint a néhány éve folyó természetvédelmi cserjeirtások nyomán bekövetkező rövid távú változásokról szerettünk volna képet kapni sas-hegyi gyepfoltok pókegyütteseinek vizsgálatával. A korábbi vizsgálatok ismeretében fontosnak tartottuk a pókfauna felmérésének megismerését. Kérdéseink arra irányultak, hogy a Balogh-féle vizsgálatok óta eltelt közel 80 év alatt milyen nagyobb vonalú változások zajlottak le, valamint, hogy a 15 évvel ezelőtti mintavételeket eredeti helyükön pontosan megismételve milyen élőhely-foltra lebontott konkrét középtávú változások mutathatók ki a pókegyüttesekben. Mindezek mellett azt is vizsgáltuk, hogy a természetvédelmi célú cserjeirtások hogyan hatnak a pókegyüttesekre. A dolgozatban 2 évesre tervezett, jelenleg is folyó, vizsgálataink első évéről kívánunk beszámolni.

### Módszerek

A biomonitoring vizsgálatokhoz elengedhetetlen a szakszerű, módszeres gyűjtés, a többszöri ismétlés, valamint többéves adatsorok megléte. A Sas-hegy esetében, mivel egy izolált és érzékeny élőhelyről beszélünk, fontos figyelembe venni a természetvédelmi szempontokat is a mintavételezések során. Elengedhetetlen a faunakímélő módszerek alkalmazása, az elérhető legkisebb bolygatás. Vizsgálatainkhoz beszereztük az illetékes Természetvédelmi Hatóság engedélyét, kutatásunkat a Duna-Ipoly Nemzeti Park közvetlenül támogatta.

Jelen kutatás számára 5 gyepfoltot jelöltünk ki mintavételi területként, amelyeket 1-5 számmal jelöltünk. Ezek megegyeztek a 90-es években vizsgált gyepterületekkel. Az egyes foltokon belül igyekeztünk kijelölni cserjeirtás által érintett (irtott, = i) és érintetlen (kezeletlen, = k) helyeket. Az 1, 4 és 5-ös területeken sikerült kezeletlen és irtott helyet is kiválasztani. A 2-es területen a folt egészére kiterjedő orgonairtás következtében a területet teljes mértékben irtottnak tekintettük, míg a 3-as terület, bár a szélek felől megindult rajta a cserjésedés, megőrizte eredeti formáját, irtás pedig nem történt rajta, így ez kezeletlenként szerepelt a vizsgálatban. Így összesen 8 helyen tudtunk mintavételezést végezni

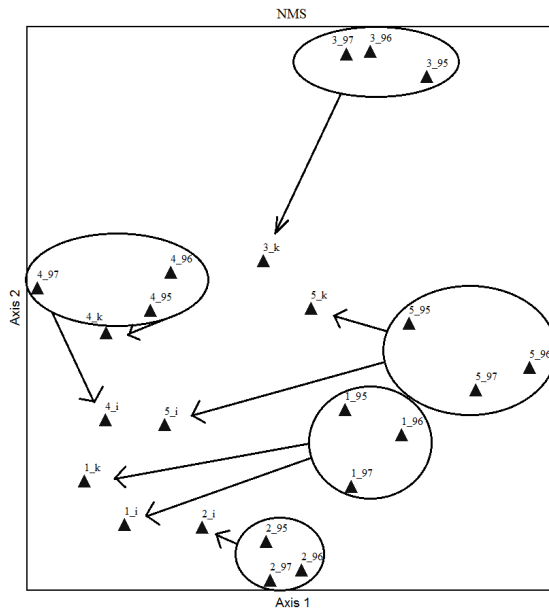
A talajcspadák kihelyezésére 2010 áprilisában került sor. A csapdákat, a téli havas időszakoktól eltekintve, folyamatosan ürítettük 2-3 hetenként. A csapdák közötti távolság a mintavételi helyek korlátozott mérete folytán 2 méter volt. A 8 mintavételi hely mindegyikén 5-5 talajcspada volt kihelyezve. A motoros rovarszippantóval (Samu & Sárospataki 1995) végzett első gyűjtés szintén 2010

áprilisában történt. Minden gyűjtőhelyen 5-ször 15 szippantással végeztünk mintavételezést, körülbelül 5-6 hetes időközönként. Egy ötös sorozat egy minta volt, melynek egy eleme egy 15 konkrét lenyomásból eredő, egy zacskóba ürített alminta volt.

Az egyes gyepfoltok pókegyütteseit a fajok ökológiai tulajdonságainak átlagolásával is minősítettük. Ehhez a Buchar és Růžička (2002) által csehországi pókfajokra készített fajkarakter jellemzést használtuk. A kvantifikált fajkarakterek az egyes fajok elterjedéséről, az általuk előnyben részesített habitatok természetességéről, a faj nedvesség- és fényigényéről, tengerszint feletti magasság preferenciájáról, valamint természetvédelmi érzékenységi besorolásáról adtak számszerű információt, mind az igény átlagát, mind pedig (ahol értelmezhető) a toleranci szélességet illetően. Ezen felül használtunk egy Globális Relatív Abundancia (GRA) gyakoriság-ritkaság fajkaraktert, amely azt mutatja meg, hogy országosan az adott faj egyedei milyen arányban vannak jelen a háttér adatbázis összes egyedéhez képest. A háttér adatokat egy 15 éves periódust felölelő adatbázis szolgáltatta (Samu 2000). A kiszámításhoz a fauna leggyakoribb fajának (*Pardosa agrestis*) értékét 1-nek vettük. A GRA több esettanulmányt figyelembe véve alkalmasnak bizonyult a fajok természetvédelmi értékének megítélésére (Samu *et al.* 2008).

A 3, különböző időben végzett vizsgálat során előkerült fajok közül egyedi alapon kiválasztottunk olyanokat, amelyek jellegzetes trendeket mutatnak és ezek a trendek nagy valószínűséggel nem a módszertani különbségeknek voltak betudhatók. A fajokat GRA érték szerint ritkasági kategóriákba, valamint a tapasztalt összefogások alapján populációváltozási kategóriákba csoportosítottuk.

Az egyes vizsgálati lokalitások éves fogásai által meghatározott pókegyüttesek közti távolságot a fajösszetétel tekintetében NMS (Non-metric Multidimensional Scaling) ordinációs módszerrel vizsgáltuk (1. ábra). Bray-Curtis távolságmátrix alapján hasonlítottuk össze az egyes területek egy-egy év során megmintázott pókegyütteseinek kompozícióbeli változását. Az NMS elemzés által készített távolságmátrixot felhasználva hasonlítottuk össze az egyes területek egy-egy vizsgálati év gyűjtésével kapott pókegyütteseinek kompozícióbeli változását (1. ábra). A távolságokat, vagyis a változásokat 4 kategóriába soroltuk. Referenciaként a 90-es évek vizsgálatainak három teljes évét (1995–1997) tekintettük, vagyis kiszámoltuk, hogy az akkori három teljes vizsgálati évben lokalitásonként mekkora volt a pókegyüttesek átlagos változása. Egy következő kategóriaként kiszámítottuk a 2010-es vizsgálatokban



**1. ábra.** A mintavételi helyek adott években kimutatott pókegyütteseinek NMS plotja. Az egyes mintavételi pontok 90-es években történt gyűjtései bekarikázva míg a 2010-es év ugyanazon pontjai a körökhez nyíllal kötve szerepelnek. Az analízist PC-ORD v. 5.31 program segítségével végeztük, NMS autopilot módszerrel, Bray-Curtis távolság mérésével. (Final stress = 19.238, Monte Carlo valószínűség a lehető legkisebb stressz eléréséhez  $P = 0.008$ ).

az azonos területen belül a kezeletlen és irtott pókegyüttesek kompozíciós távolságát. Ezen túlmenően kiszámítottuk, szintén területen belül, a kezeletlen helyek és az ugyanazon foltok 90-es évekbeli pókegyütteseik közti távolságokat, valamint az irtott helyek és ugyanazon foltok 90-es évekbeli pókegyütteseik közti távolságokat. A távolságátlagok páronkénti különbözőségét Tukey HSD teszt segítségével elemeztük.

## Eredmények

Az egy éven át tartó gyűjtések során összesen 105 faj 4605 darab egyedét sikerült begyűjtenünk. Ebből 1999 ivarérett példány (Függelék 1) és 2606 juvenilis vagy subadult forma volt. Mintavételezéseink a hegy faunáját 16 fajjal bővítették, amellyel a kimutatott pókfajok száma 280-ra nőtt. A gyűjtésből

16, a Sas-hegy faunájára új fajt sikerült azonosítanunk, melyek a következő családokból kerültek ki: Linyphiidae (*Acartauchenius scurrilis*, *Entelecara acuminata*, *Theonina cornix*, *Walckenaeria atrotibialis*, *Erigonoplus globipes*), Lycosidae (*Pardosa bifasciata*, *Arctosa lutetiana*), Zoridae (*Zora nemoralis*, *Zora spinimana*), Titanoecidae (*Titanoeca quadriguttata*), Dictynidae (*Lathys humilis*) és Gnaphosidae (*Zelotes latreillei*, *Drassyllus pumilus*, *Callilepis schuszeri*, *Poecilochroa variana*, *Micaria silesiaca*). Látható, hogy a hegyről leírt fajok száma a gyűjtések számának növekedésével egyre bővül.

Az egyes vizsgálatok során talált fajok fajkarakterinek átlagait összehasonlítva azt láthatjuk, hogy a pókfauna a fajok átlagos gyakoriságától (GRA) eltekintve nem mutatott változást az ökológiai karakterek átlagában (1. táblázat). A ritka fajok populációi gyakrabban mutattak csökkenést, többször stagnáltak. Egyedül a *Phrurolithus szilyi* faj esetében tapasztaltunk emelkedést a 80 évet átfogó három vizsgálat tükrében. Ezzel szemben több gyakori faj populációja növekedést mutatott, néhány gyakori faj stagnált, és nem találtunk olyan gyakori fajt, amelynek populációja csökkenést mutatott volna. A fajok természetességében és érzékenységében azonban nem találtunk eltérést az egyes populáció-változás kategóriák között. Megállapíthatjuk, hogy a természetesség tekintetében azonos természetességi átlag mellett a másutt is gyakorinak mondható fajok kerültek előtérbe a hegyen.

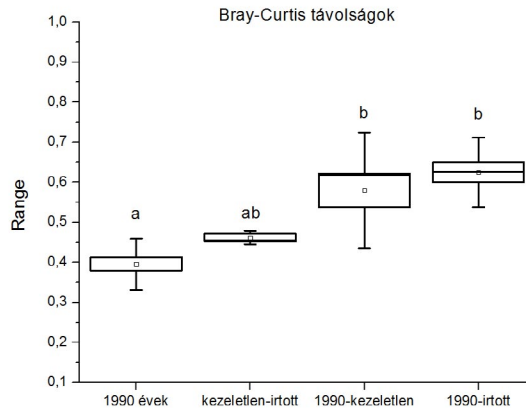
Az 1994-98-as valamint a 2010-es vizsgálatok között szignifikáns különbséget tapasztaltunk, mind a standardizált egyedszámok (háromutas ANOVA lokalitás+időszak+módszer, időszak hatása log-transzformált standardizált fogásra: d.f. = 1,  $F = 27,25$ ,  $p < 0,0001$ ), mind pedig a standardizált fajsám (háromutas ANOVA lokalitás+időszak+módszer, időszak hatása transzformálatlan fajsámra: d.f. = 1,  $F = 13,03$ ,  $p < 0,0003$ ) tekintetében. A 90-es években a pókegyüttesek, egy lokalitáson belül az évek között, kis varianciát mutattak, az egyes lokalitások egymástól jól elkülönültek. 2010-ben a pókegyüttesek minden területnél jelentős változást mutattak.

A fenti négy kategóriába sorolt Bray-Curtis távolságok közt szignifikáns különbséget tapasztaltunk (egyutas ANOVA d.f. = 3,  $F = 14,3042$ ,  $p = 0,00001$ , 2. táblázat). Az elvégzett Tukey-teszt eredményeiből jól látszik, amelyet a 2. ábra szemléltet, hogy a 90-es években az egyes vizsgálati évek közt kicsi variabilitáshoz képest a 90-es évek és a 2010-es vizsgálatok közti eltérés szignifikánsan nagyobb volt mind a kezeletlen, mind pedig az irtott területek esetében. Viszont 2010-ben az irtott és a kezeletlen területek közti különbség



**1. táblázat.** A három vizsgálat során a lágyszárú növényzeten (fenyves élőhely kizárva) fogott pókfajok átlagos ökológiai fajtulajdonságainak különbözősége az egyes vizsgálatok közt egyutas ANOVA módszerrel. A szignifikáns P érték vastagon szedve.

Faj tulajdonság	transzformáció	d.f.	F	<i>p</i>
GRA	log	2, 456	6,6976	<b>0,0014</b>
Természetesség átlag	log	2, 394	1,2226	0,2956
Természetesség tolerancia		2, 394	0,2377	0,7885
Term.véd. érzékenység		2, 390	0,0400	0,9608
Nedvesség kedvelés átlag	log	2, 387	1,2902	0,2764
Nedvesség kedvelés tolerancia		2, 387	1,3459	0,2615
Magasság adaptáció átlag		2, 395	0,2414	0,7856
Nyílt élőhely kedvelés átlag	log	2, 389	0,2886	0,7494
Nyílt élőhely kedvelés tolerancia	log	2, 389	1,3258	0,2668



**2. ábra.** Az egyes vizsgálat, illetve kezelés kategóriák (lásd 1. ábra pontjai) közti Bray-Curtis távolságok (átlag $\pm$ SE $\pm$ SD). Az azonos betűvel jelzett távolság-kategóriák közt nincs szignifikáns különbség Tukey HSD teszt alapján,  $\alpha = 0,05$ .

nem volt szignifikánsan nagyobb, mint a 90-es években a vizsgálati évek közti különbség.

Ott, ahol irtott és kezeletlen területfoltokat is kijelöltünk, a természetvédelmi célú cserjeirtások hatásának vizsgálatára is lehetőségünk nyílt. A 2010-es állapotot a terület 90-es évekbeli állapotával hasonlítottuk össze. A fajok gyakoriságát vizsgálva az irtott területek hasonlóbbak voltak az eredeti állapotukhoz,

**2. táblázat.** A Tukey-teszt statisztikák az 1. ábra távolságkategóriáinak különbözőségére. (szignifikáns értékek vastagon szedve,  $\alpha = 0,05$ ).

	Átlag különbség	S.E.	q érték	p
kezeletlen-irtott 1990-es évek	0,066	0,06235	1,49697	0,71639
1990-kezeletlen 1990-es évek	0,18433	0,03818	6,82744	<b>0,0002</b>
1990-kezeletlen kezeletlen-irtott	0,11833	0,06364	2,62974	0,26238
1990-irtott 1990-es évek	0,22917	0,03818	8,488	<b>0,0001</b>
1990-irtott kezeletlen-irtott	0,16317	0,06364	3,62607	0,06602
1990-irtott 1990-kezeletlen	0,04483	0,04025	1,57535	0,68329

mint a kezeletlen foltok. A fajok természetességének, természetvédelmi érzékenységének, nedvesség- és fényigényének vizsgálata nem mutatott szignifikáns eltérést.

### Értékelés

A vizsgálatunk első célja a 3 különböző időben történt gyűjtés összehasonlítása és a 80 év alatt bekövetkezett változások dokumentálása volt. Eltérést találtunk a fajok gyakoriság értékeiben, viszont ökológiai fajkarakter értékekben nem mutatkozott változás, amelyből arra következtethetünk, hogy a terület hosszú távon képes volt megőrizni a rá jellemző diverz és sokszínű pókfaunája főbb jellemzőit. A karakter alapú értékelési eljárásokat több szerző is megbízhatóbbnak, illetve a kisebb változásokra is érzékenyebben reagálónak tartja (Samu et al. 2008; Lambeets *et al.* 2009). A vizsgálatok segítségével tovább bővítettük a hegyről leírt fajok számát, ami további kutatásokkal valószínűleg még tovább gyarapszik. A 80 év alatt, az egyes fajok gyakorisága változott. A növekvő illetve konstans egyedszámot mutató fajok az országos szinten is gyakori, a csökkenő tendenciát mutatóak pedig az országosan is ritka fajok közül kerültek ki. Több hangyafogyasztó pókfaj esetében találtunk jelentős egyedszám növekedést, melynek az lehet az oka, hogy zavarás hatására bizonyítottan nő egyes hangyafajok egyedszáma (Brook *et al.* 2008). Ebből enyhe romlásra következtethetnénk, azonban több ritka faj egyedszáma is konstans maradt, és a fajok átlagos természetessége sem csökkent. Mindezek alapján azt mondhatjuk, hogy a terület megőrizte pókegyütteseinek fő karakterét az elmúlt időszak során.

Az 1994-98-as vizsgálat egyes éveit és a 2010-es kutatási év között az azonos mintavételi ráfordítás ellenére, jelentős egyedszámbeli eltérést tapasztaltunk. Bár

az utóbbi adat csak egy éven alapszik, a nagy eltérés mindenképp figyelemfelkeltő. További évek adatai nélkül egyelőre azt gyanítjuk, hogy a 2010-es extrém esős időjárás, és az ennek következtében megnövekedett produkció állhat esetleg a háttérben. Bizonyított hogy az időjárás hatással van az ízeltlábúak egyedszámára (Honek 1997), és hogy az időjárási faktorok közül mind a hőmérséklet, mind pedig a csapadék mennyisége hatással van a pókok tömegességére (Dondale 1977).

Vizsgáltuk továbbá a területek változását az egymáshoz viszonyított fajkompozíciós távolságuk alapján. Az eredmények szerint a területeknél időbeli sodródás figyelhető meg (Bell 2005), melynek oka valószínűleg pusztán az eltelt idő, hiszen megfigyelhető hogy az egyes élőhely-foltok irtott és kezeletlen változatai egymástól alig távolodtak el. Ez azt is bizonyíthatja, hogy a hegyre egy folyamatos, minden általunk vizsgált foltot érintető változás jellemző, de az is lehet, hogy ebben is a 2010-es évcsapadékossága is szerepet játszott. Az irtott és kezeletlen foltok közötti kis különbség oka valószínűleg a nem totális kezelés, valamint a gyors visszatelepülés lehetősége. Hirtelen környezeti változás (égés) utáni gyors pókegyüttes regenerálódás más természetvédelmi területen is tapasztalható volt (Samu *et al.* 2010). Az irtás hatására a mikroklima is megváltozhatott, amiről ismert, hogy képes befolyásolni a pókok egyedszámát (Kohyani *et al.* 2008). Ezt bizonyítja, hogy a standardizált faj- és egyedszám tekintetében az eltérő állapotú foltok nem különültek el. A GRA érték alapján megfigyelt különbség azt mutatja, hogy az irtott területek hasonlóbbak voltak 90-es évekbeli állapotukhoz; míg a természetvédelmi kezelés által módosított élőhelyek a 90-es évekhez hasonlóbb mértékben voltak alkalmasak a ritkább fajok számára.

Eredményeink alapján úgy véljük, hogy a hegy egészére kiterjedő globális változás elkerülhetetlen, a hegy izolációja megfordíthatatlan. Az izoláció miatt viszont feltételezhető, hogy számos faj metapopulációs folyamatai megakadtak, és azoknál a fajoknál ahol az élőhely sem milyenségében, sem kiterjedésében nem megfelelő, alighanem „nyelő folyamatok” fognak érvényesülni. Azonban ezek időtávlatra jelenleg nem megbecsülhető. Több ritka faj továbbra is stabil populációkkal rendelkezik a hegyen. Legfőbb feladat az antropogén hatások és zavarás mérséklése, és a habitatok méretcsökkenésének megállítása. A cserjeirtó kezelések, mint azt a jelen vizsgálat is bizonyította, nem okoztak jelentős zavarást, viszont hosszabbtávú antropogén hatásnak szabtak gátat, elősegítve a ritka fajok fennmaradását. A folyamat nyomon követéséhez, a hatás pontosabb

megismeréséhez mindenképp szükséges a vizsgálatok folytatása, a terület hosszú távú monitorozása, hogy időben felfigyelhessünk a negatív irányú változásokra.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönettel tartozunk mindenkinek, aki a munkánk során a segítségünkre volt. A gyűjtések során Rákóczi Ferenc nyújtott segítséget. A minták kiválogatásában és a határozásában Botos Erika, Fetykó Kinga, és Szita Éva voltak segítségünkre. Köszönettel tartozunk továbbá a Sas-hegy Természetvédelmi Terület munkatársainak a terepi segítségért. A Duna-Ipoly Nemzeti Park a kutatást közvetlenül támogatta. Vizsgálatainkban felhasználtuk a K81971 OTKA pályázat során készített fajkarakter adatbázist.

### Irodalomjegyzék

- Báldi, A. & Vörös, J. (2006): Extinction debt of Hungarian reserves: A historical perspective. – *Basic and Applied Ecology* **7**: 289–295.
- Balogh, J. I. (1935): *A Sashegy Pókfaunája. Faunisztikai, Rendszertani és Környezettani Tanulmány (Spider fauna of the Sas-hegy. A faunistical, taxonomical and environmental study.)* Sárkány-Nyomda Rt., Budapest, 60. pp.
- Bell, G. (2005): The co-distribution of species in relation to the neutral theory of community ecology. – *Ecology* **86**: 1757–1770.
- Bleicher, K., Samu, F., Szinetár, Cs. & Rédei, T. (1999): A budai Sas-hegy Természetvédelmi Terület farkaspókjainak (Araneae, Lycosidae) vizsgálata hatvan évvel ezelőtt és napjainkban. – *Természetvédelmi Közlemények* **8**: 111–119.
- Brook, A. J., Woodcock, B. A., Sinka, M. & Vanbergen, A. J. (2008): Experimental verification of suction sampler capture efficiency in grasslands of differing vegetation height and structure. – *Journal of Applied Ecology* **45**: 1357–1363.
- Buchar, J. & Růžička, V. (2002): *Catalogue of spiders of the Czech Republic*. Peres, Praha 349. pp.
- Chyzer, K. & Kulczynski, L. (1891): *Araneae Hungariae. Tomus I: Salticoidae, Oxyopoidae, Lycosoidae, Heteropodoidae, Misumenoidae, Euetrioidae, Tetragnathoidae, Uloboroidae, Pholcoideae, Scytodoidae, Urocteoideae, Eresoidae, Dictynoidae*. Academie Scientiarum Hungaricae, Budapest, 170. pp.
- Chyzer, K. & Kulczynski, L. (1894): *Araneae Hungariae. Tomus II, pars prior: Theridioidae*. Academie Scientiarum Hungaricae, Budapest, 151. pp.
- Chyzer, K. & Kulczynski, L. (1897): *Araneae Hungariae. Tomus II, pars posterior: Zodarioidae, Agalenoideae, Drassoidae, Zoropseoidae, Dysderoidae, Filistatoideae, Calommatoidae, Theraphosoidae*. Academie Scientiarum Hungaricae, Budapest, 147–366. pp.
- Dondale, C. D. (1977): Life histories and distribution patterns of hunting spiders (Araneae) in an Ontario meadow. – *Journal Of Arachnology* **4**: 73–93.
- Frivaldszky, I. (ed.) (1823): *Monographia Serpentum Hungariae*. – Pest 62 pp.

- Honek, A. (1997): The effect of plant cover and weather on the activity density of ground surface arthropods in a fallow field. – *Biological Agriculture & Horticulture* **15**: 203.
- Kitaibel, P. & Kanitz, Á. (1862): *Reliquiae Kitaibelianae*. Apud G. Braumüller, Vindobonae, 139 pp.
- Kohyani, P. T., Bossuyt, B., Bonte, D. & Hoffmann, M. (2008): Grazing as a management tool in dune grasslands: Evidence of soil and scale dependence of the effect of large herbivores on plant diversity. – *Biological Conservation* **141**: 1687–1694.
- Lambeets, K., Vandegehuchte, M. L., Maelfait, J. P. & Bonte, D. (2009): Integrating environmental conditions and functional life-history traits for riparian arthropod conservation planning. – *Biological Conservation* **142**: 625–637.
- Loksa, I. (1958): Budapest és környékének állatvilága. *Budapest természeti képe*. Budapest, 643–661 pp.
- Podani, J. (1976): A Sashegy (Budai hg.) csigafauája - Die Schneckenfauna des Sashegy (Budaer Gebirge). – *Soosina* **4**: 13–14.
- Sadler, J. (1825): *Flora comitatus pestiensis*. Typis Nobilis M. Trattner de Petróza, Pestini, 2 v. pp.
- Samu, F. & Sárospataki, M. (1995): Design and use of a hand-hold suction sampler and its comparison with sweep net and pitfall trap sampling. – *Folia entomologica Hungarica* **56**: 195–203.
- Samu, F. (2000): A general data model for databases in experimental animal ecology. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **45**: 273–292.
- Samu, F. & Szinétár, Cs. (2000): Rare species indicate ecological integrity: an example of an urban nature reserve island. – In: Crabbé, P. (ed): *Implementing ecological integrity*. Kluwer Academic Publishers, 177–184 pp.
- Samu, F., Csontos, P. & Szinetar, C. (2008): From multi-criteria approach to simple protocol: Assessing habitat patches for conservation value using species rarity. – *Biological Conservation* **141**: 1310–1320.
- Samu, F., Kadar, F., Onodi, G., Kertesz, M., Sziranyi, A., Szita, E., Fetyko, K., Neidert, D., Botos, E. & Altbacker, V. (2010): Differential ecological responses of two generalist arthropod groups, spiders and carabid beetles (Araneae, Carabidae), to the effects of wildfire. – *Community Ecology* **11**: 129–139.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation - a review. – *Biological Conservation* **5**: 18–32.
- Weiss, I., Szinétár, C. & Samu, F. (1998): Zur taxonomie von *Cryptodrassus hungaricus* (Balogh, 1935) (Araneae: Gnaphosidae). – *Arachnologische Mitteilungen* **16**: 56–59.

## Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: A Sas-hegyről kimutatott pókfajok fogási adatai (adult egyedek) a három vizsgálati periódusban.

## **Long- and short-term changes in the spider assemblages of Sas-hegy (Budapest, Hungary), with special respect to recent grassland rehabilitation treatments**

András Márton Rákóczi<sup>1</sup> and Ferenc Samu<sup>2</sup>

<sup>1</sup> SZIE, Faculty of Veterinary Science, Biology MSc, 1074 Budapest István u. 2.

<sup>2</sup> MTA ATK Plant Protection Institute, 1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

Sas-hegy, a dolomitic hill is a treasure of nature enclosed by the Hungarian capital, Budapest. Its spider fauna is well studied. János Balogh between 1930 and 1934, later Csaba Szinetár and Ferenc Samu between 1994 and 1998 collected at the place thoroughly. In year 2010 we sampled in the five grassland patches studied in the 90's using the exact protocol and sampling effort applied during those studies. Our aims were to uncover long-term changes in comparison with the two preceding studies, and short-term changes by quantifying changes since the 1990's in the spider assemblages of the five grassland patches. Because of the invasive spread of syringa bush a shrub eradication program has started from 2008. This in part affected three of the studied grassland patches. In each of these patches sampling took place both on the eradicated and on the untreated parts. The present study showed the presence of 105 spider species, 16 new for the fauna of the hill. Over 80 years populations of otherwise abundant species mostly increased, and populations of otherwise rare species mostly decreased on the sampling sites, but other ecological mean characters (such as preference for natural habitats) of the species remained mostly unchanged. Most rare and specialist species were recovered. Comparing assemblage compositions to the 90's we found quite a drift over time. Compared to this drift, the difference between eradicated and untreated parts of the patches was remarkably little, which is likely to be due to the patchy eradication and quick recolonization from untouched habitats. We think, a very precious fauna with lots of rare species managed to persist on the Sas-hegy. Since shrub eradication seems to have created habitats that are more similar to the original ones, this might favour most rare species.

**Keywords:** Sas-hegy, grassland rehabilitation, spider assemblages, ecological characters, trait based evaluation, conservation.

# Adatok a (*Cordulegaster bidentata* Selys, 1843) és a kétcsíkos hegyiszitakötő (*Cordulegaster heros* Theischinger, 1979) elterjedéséhez a Bakonyban

Rozner György<sup>1</sup>, Ferincz Árpád<sup>2</sup> és Miókovics Eszter<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság  
8229 Csopak, Kossuth u. 16., e-mail: roznergyuri@gmail.com

<sup>2</sup> Pannon Egyetem, Limnológiai Intézeti Tanszék  
8200 Veszprém, Egyetem u. 10.

<sup>3</sup>H-8648 Balatonkeresztúr, Vasút u. 25.

Összefoglaló: A korábbi adatok szerint a *C. bidentata* a Kőszegi-hegységben, a Bakonyban, és az Északi-középhegységben fordul elő, míg a *C. heros* a Soproni-hegységben, az Őrségben, a Mecsekben, illetve az újabb adatok alapján a Zselicben él. A 2008-2009. évi vizsgálataink igazolták a *C. bidentata* mellett a *C. heros* előfordulását a Kőszegi-hegység számos vízfolyásában, ami fontos új ismeret volt a faj előfordulása szempontjából, valamint igazoltuk a két faj azonos vízrendszerben való előfordulását is. Ez alapján joggal feltételezhettük, hogy más, korábban csupán a *C. bidentata* élőhelyeként számon tartott területről előkerülhet a *C. heros* is. A 2010-2011. évben a Bakony területére is kiterjesztettük vizsgálatainkat és több vízfolyásban sikerült kimutatnunk a *C. heros*-t, illetve mindkét faj előfordulását rögzítettük ugyanazon vízfolyás eltérő szakaszain.

Kulcsszavak: Bakony, szitakötő, *Cordulegaster*, faunisztika.

## Bevezetés

A *Cordulegaster* fajok jelentőségét jól mutatja, hogy gyakorlatilag egész Európában védettek, szerepelnek a nemzeti és nemzetközi vörös könyvekben. A hazánkban élő mindkét faj védett, szerepelnek a Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer monitorozandó fajai között (Ambrus *et al.* 1997), a kétcsíkos hegyiszitakötő (*Cordulegaster heros*) pedig az egyetlen fokozottan védett szitakötő fajunk, amely szerepel a Közösségi jelentőségű fajok listáján, így Natura 2000 jelölő faj is. Ezért a *Cordulegaster* fajok elterjedésének és ökológiájának vizsgálata élőhelymegőrzési és természetvédelmi szempontból is kiemelkedően fontos.

A *Cordulegaster* genus taxonómiai szempontból ma is vitatott, valamint az egyes fajok és alfajok elterjedése sem kielégítően kutatott. Az elmúlt két évtized vizsgálatai a hazai fajok elterjedését többé-kevésbé tisztázták, ennek ellenére

az elmúlt 4-5 év intenzív és részletes kutatómunkája új eredményeket is hozott, ilyennek tekinthetjük a Zselic-síkban megtalált állományokat (Tóth 2006b, 2009, Csordás *et al.* 2009).

A szakmai közvélekedés szerint a hazánkban élő két faj földrajzilag jól elkülönül. A korábbi adatok szerint a *C. bidentata* a Kőszegi-hegységben, a Bakonyban, és az Északi-középhegységben fordul elő (Steinmann 1962, Ambrus & Bánkuti 1992, Ambrus *et al.* 1994, Bánkuti 1992, Kovács 2000, Kovács *et al.* 2004, Tóth 1985, 2005), míg a *C. heros* a Soproni-hegységben, az Őrségben, a Mecsekben, illetve a legújabb adatok alapján a Zselicben él (Ambrus *et al.* 1996a, Kovács *et al.* 2004, 2006, Tóth 2004, 2006a).

Egyedül a Soproni-hegységből és Ausztriából, Burgenlandból volt korábban adat a két faj együttes jelenlétére, azonban ezek az adatok részben az egyébként nagyobb távolságot is bekóborló imágókra vonatkozott, a lárvákra vonatkozó adatokból pedig nem azonosítható be pontosan a vízfolyás (Ambrus *et al.* 1996b). Minden esetre ezek az adatok már előrevetítették a későbbi eredményeink lehetőségét.

Az elmúlt évek vizsgálatai részben a *C. heros* már ismert Dél-dunántúli élőhelyeinek részletes felmérését (Tóth 2010, Boda *et al.* 2011) részben, pedig új élőhelyek felderítését célozták, melynek eredményeként a Kőszegi-hegységben a *C. heros* jelentős állományát sikerült megtalálni (Rozner *et al.* 2010). Mivel ez a terület kimondottan jól kutatottnak tekinthető, egyértelművé vált, hogy célzott és részletes vizsgálatok szükségesek a két faj pontos és egymáshoz viszonyított elterjedésének megállapításához, ezen kívül felmerült annak lehetősége, hogy más eddig csupán a *C. bidentata* élőhelyeként ismert területről is előkerülhet a *C. heros* is.

A Bakony-hegységben a korábbi adatok alapján csak a *C. bidentata* előfordulása volt bizonyított. A lelőhely adatokat áttekintve a fajt ritkának, elterjedését szórványosnak tekinthetjük, mindösszesen öt vízfolyásból sikerült kimutatni (Csiby 1982, Bánkuti 1992, Dévai *et al.* 1994, Tóth 1980, 1983, 1985, 2000, 2005). Korábbi tapasztalataink alapján elképzelhető volt, hogy a *C. bidentata* élőhelyéül szolgáló vízfolyások alsóbb szakaszain előkerülhet a *C. heros* is, ezért vizsgálatunk elsősorban ezeket az élőhelyeket célozták.

A 2008-2009. évi vizsgálataink igazolták a *C. bidentata* mellett a *C. heros* előfordulását a Kőszegi-hegység számos vízfolyásában, ami fontos új ismeret volt a faj előfordulása szempontjából, valamint igazoltuk a két faj azonos vízrendszerben való előfordulását is. Ez alapján joggal feltételezhetjük, hogy más



korábban csupán a *C. bidentata* élőhelyeként számon tartott területről is előkerülhet a *C. heros* (Rozner *et al.* 2010).

### Anyag és módszer

Mivel a *Cordulegaster* fajok rendkívül speciális igényűek, megőrzésük szempontjából elsődlegesnek tartjuk az élő- és különösen a szaporodó helyek megőrzését. Ezért vizsgálatainkban elsősorban a lárvák és exuviumok vizsgálatát helyeztük előtérbe. Amennyiben mód volt rá, az imágók viszonylag rövid rajzási ideje alatt, a határozás biztosságának érdekében törekedtünk arra, hogy az adott vízfolyásszakaszon lárvát és imágót, esetleg lárvabőröt is begyűjtsünk.

A két faj tekintetében mind az imágók, mind a lárvák elkülönítése Askew (2004) és Ambrus *et al.* (1992) munkája alapján, terepen is nagy biztonsággal elvégezhető, így a fajok meghatározásánál ezeket a munkákat használtuk.

Az imágók begyűjtését 50 cm átmérőjű hálóval („lepkeháló”) végeztük. Azokban az esetekben, mikor az imágók befogása a pontos fajmeghatározás miatt szükséges volt, a faj azonosítása után a befogott egyedeket szabadon engedték.

A lárvabőrök jelenlét/hiány megállapítását és számlálását egyszerű megfigyeléssel végeztük. A vízparti növényzet, fatörzsek, bokrok és egyéb műtárgyak (pl. hidlábak) átvizsgálásával gyűjtöttük az adatokat.

A lárvák begyűjtésére különféle vízi hálókat használtunk. A nagyobb felületeknél 40 cm átmérőjű, ritka szövésű anyaggal borított, erős acélhálót alkalmaztunk, amelyből az iszapos és homokos mederanyag kimosható volt. A kisebb mederrészek vizsgálatához 30 cm szélességű háromszög és félkör alakú hálókat alkalmaztunk, a meder jellemzőihez igazodva.

A terepi mintavételezésnél a helymeghatározáshoz Garmin Geko 201 és Trimble Juno ST GPS készüléket, az adatok gyűjtésére Arc Pad térinformatikai programot használtunk.

A terepen gyűjtött pozíció adatok feldolgozása ArcGis 8.0 térinformatikai programmal történt.

### Eredmények

Korábbi eredményeink alapján joggal feltételezhattük, hogy a korábban csupán a *C. bidentata* élőhelyeként számon tartott területről is előkerülhet a *C.*

*heros* faj is. A 2010. évben a Bakony területére is kiterjesztettük vizsgálatainkat, azonban több mintavételezés során sem jártunk eredménnyel, illetve 2011-ben is több, potenciális élőhelyként szóba jöhető vízfolyás esetében is sikertelen maradt a kutatás. Így a Gerence-patak, az Eplényi Malom-völgyi-patak, a Séd, a Vázsonyi séd, az Eger-víz és a Kab-hegyi Köleskepe-árok egyes szakaszainak esetében egyik fajt sem tudtuk kimutatni.

Ennek ellenére 2011-ben már több vízfolyásban sikerült kimutatnunk a *C. heros*-t, illetve mindkét faj előfordulását rögzítettük ugyan azon vízfolyás (Bitva patak) eltérő szakaszain (1. táblázat).

### Értékelés

Az eredményként jelentkező alacsony egyedszámok nem jellemzik az egyes vízfolyásokban élő populációk nagyságát, a vizsgálat jelenlegi szakaszában csupán a *C. heros* bakonyi előfordulásának igazolása volt a cél. A *Cordulegaster* lárvák gyűjtése az élőhely jelentős zavarásával jár, ezért nem törekedtünk nagyobb számú egyed begyűjtésére.

Továbbá fontos megjegyezni, hogy az eredménytelenül vizsgált vízfolyásokat továbbra is potenciális élőhelyként kell kezelni, mert a nem vizsgált szakaszokon lehetnek alkalmas élőhelyek. Erre utalnak a korábbi tapasztalataink, mely szerint a *Cordulegaster* fajok általában rendkívül alacsony egyedszámmal vannak jelen, illetve nem ritkán az adott vízfolyás csupán néhány száz méteres szakaszán találunk lárvákat (Csordás *et al.* 2009), így gyakran nehéz a fajok szaporodó helyeinek felkutatása. Mindezek alapján a fajok részletes elterjedésére és az állományok nagyságára vonatkozó vizsgálatok a további évek feladata lesz.

Annak ellenére, hogy a területet érintő eddigi vizsgálatainkat, csak a kezdeti lépésnek tekinthetjük, az eredmények és a korábbi tapasztalataink alapján tehetünk néhány megállapítást.

- Rendkívül fontos eredménynek tekinthetjük a *Cordulegaster heros* kimutatását a Bakony-hegység területéről, ahol eddig ismeretlen volt a faj.
- A *Cordulegaster* fajok lárvái az eddigi vizsgálatok alapján, hazánk klímatis viszonyai között általában 5 évig fejlődnek (Donath 1988, Pfuhl 1994), ezért kifejlődésükhöz elsődleges fontosságúak az állandó vízfolyások. További fontos feltételnek tűnik a megfelelő vízminőség, amelyet csupán a patakok felső folyásai tudnak biztosítani. A korábbi *C. bidentata* adatokból is kitűnik - annak ellenére, hogy a Bakony vízfolyásokban gazdag – rendkívül kisszámú

1. táblázat. *Cordulegaster* fajok fogási eredményei a Bakonyban.

Dátum	Település Lelőhely	Eov Y	Eov X	Fajnév	Egyéb	Egyed-szám
2011.06.14	Ügod Szalai-séd	546148	216829	<i>C. bidentata</i>	lárva	1
2011.06.23	Németbánya Bitva	543881	207039	<i>C. bidentata</i>	lárva	1
2011.06.23	Németbánya Bitva	542315	209399	<i>C. heros</i>	lárva	2
2011.06.23	Németbánya Bitva	542315	209399	<i>C. heros</i>	imágó	1
2011.06.14	Farkasgyepű Köves-patak	538811	207094	<i>C. heros</i>	exuvium	1
2011.06.14	Farkasgyepű Köves-patak	538809	207092	<i>C. heros</i>	lárva	1
2011.06.14	Farkasgyepű Köves-patak	538799	207185	<i>C. heros</i>	exuvium	1
2011.06.23	Bakonyszűcs Gerence	548169	218375	-	-	0
2011.06.23	Bakonyszűcs Gerence	548659	216464	-	-	0
2011.07.27	Pula Eger-víz	542438	183921	-	-	0
2011.07.27	Nagyvázsony Vázsonyi-séd	546281	183696	-	-	0
2011.10.17	Eplény Malom-patak	565240	208433	-	-	0
2011.10.17	Bánd Séd	556779	197099	-	-	0
2011.10.17	Ajka Köleskepe-árok	540095	191897	-	-	0

a *Cordulegaster* fajok számára alkalmas patak. Az amúgy is erősen ingadozó vízhozamú patakok vízkészletét nagymértékben tovább csökkentik az ivóvíz biztosítását szolgáló vízkivételek. Több esetben tapasztaltuk, hogy az egyébként alkalmasnak tűnő vízfolyások medrébe tisztított szennyvizet eresztenek, amelynek minősége kizárja a *Cordulegaster* fajok jelenlétét.

– A *C. heros* faj sokkal tágabb tűrésűnek tűnik, a más területen végzett vizsgálatok egészen szélsőséges esetekben is bizonyították a faj túlélési képességét (Jovic *et al.* 2009). Az alacsonyabb térszintek vízfolyásai sokkal stabilabbak, még ha jelentősen változik is a vízhozamuk, nem száradnak ki teljesen, és biztosítják a *C. heros* faj lárváinak túlélését a kedvezőtlen időszakokban is. Mindezek alapján várható, hogy további vízfolyásokból is előkerül.

A *Cordulegaster* fajok megőrzése szempontjából és a megfelelő természetvédelmi kezelés biztosítása érdekében az alábbi megállapításokat tehetjük:

- A szitakötőket kimondottan jól kutatott csoportnak tartjuk (Kalkman *et al.* 2008), mégis az ország egyes területein csupán szórványos adatokkal rendelkezünk a *Cordulegaster* fajokról. Ennek elsődleges oka, hogy ezek a fajok rendkívül speciális élőhely igényűek, olyan víztestekben élnek, ahol tapasztalataink szerint, más szitakötő fajok nem fordulnak elő. Sok száz mintavételezés során csupán három alkalommal találkoztunk a *C. heros* mellett a *Calopteryx virgo* L. 1758 lárvájával. Ennek alapján egy átlagos, szitakötőket célzó kutatásnak nem, vagy csak ritkán célpontja a *Cordulegaster* fajoknak élőhelyet biztosító víztest. Ezért hangsúlyozzuk a célzott kutatások jelentőségét, mert csak ez biztosíthatja a hegyiszitakötő fajok elterjedésének pontos ismeretét, amely nélkül elképzelhetetlen a fajok megőrzését biztosító természetvédelmi munka.
- Az alkalmas élőhelyet minden esetben erdőborítás jellemzi (Lang *et al.* 2001.). Mindenképp kerülendő ezen erdőállományok tarvágásos véghasználat. A legerősebb populációk élőhelyeit lehetőség szerint erdőrezervátummá kell nyilvánítani, az egyéb habitatoknál a szálalásos gyérités megengedhető.
- A *Cordulegaster* fajok lárvája a kiszáradást nem tűri (Ferrerias-Romero és Corbet 1999), menekülési képessége korlátozott, ezért a patakok, források vízgyűjtőjét óvni kell (erdőborítás). Folyamatosan ellenőrizni kell a források állapotát is, ha szükséges akkor karbantartási munkákat végezni az állandó vízmennyiség biztosításának érdekében.
- Fontos az élőhelyül szolgáló patakok medrének eredeti állapotban való megőrzése, mivel a lárva a lelassult, feliszapolódott, oxigénben szegényebb mederrészekben nem él meg. A medermegőrzéshez kapcsolható, magától értendő feladat a vízfolyások toxikus és tápanyagterheléstől való mentességének megtartása.

Az általunk végzett, egyrészt ezen fajok elterjedését, másrészt az ezzel párhuzamosan folyó, a fajok ökológiáját célzó vizsgálatok, meghatározó alapot biztosíthatnak a hegyiszitakötő fajok megőrzését szolgáló természetvédelmi kezelő tevékenységek számára.

## Irodalomjegyzék

- Ambrus, A. & Bánkúti, K. (1992): Adatok a Nyugat-Dunántúl Odonata faunájának ismeretéhez – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* **17**: 167–172.
- Ambrus, A., Bánkúti, K. & Kovács, T. (1992): Adatok a magyarországi Cordulegaster fajok lárváinak anatómiájához (Odonata) – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* **17**: 177–180.
- Ambrus, A., Bánkúti, K. & Kovács, T. (1994): Adatok az Északborsodi-hegyvidék Odonata faunájához. (Data to the Odonata fauna of Északborsodi-hegyvidék.) – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* **19**: 51–58.
- Ambrus, A., Bánkúti, K. & Kovács, T. (1996a): Lárva és imágó adatok Magyarország Odonata faunájához – *Odonata - stadium larvae* **1**: 51–68.
- Ambrus, A., Bánkúti, K. & Kovács, T. (1996b): Larval and imaginal data to the Odonata fauna of Burgenland – *Odonata - stadium larvae* **1**: 69–77.
- Ambrus, A., Bánkúti, K., Kovács, T. (1997): A szitakötők populációsztintű monitorozása. In: Forró L. (ed.): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszer V.: Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, p. 7–49.
- Askew, R. R. (2004) (revised edition): *The dragonflies of Europe*. Harley Books: 291 pp.
- Bánkúti, K. (1992): Adatok Magyarország Odonata faunájához II. – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* **17**: 173–176.
- Boda, R., Rozner, Gy., Czifrok, A., Szivák, I., Csabai, Z. (2011): New data on the distribution of Cordulegaster heros Theischinger, 1979 in Mecsek mountains and its surroundings – *Acta biologica debrecina Supplementum oecologica* **26**: 21–28.
- Csiby M. (1982): Neuere Ergebnisse der Libellen-Forschung im Bakony-gebirge (Insecta: Odonata) – *Folia Musei Historico-Naturalis Bakonyiensis* **1**: 111–118.
- Csordás, L., Ferincz, Á., Lökkös, A. & Rozner, Gy. (2009): New data on the distribution of Large Golden Ringed Dragonfly (Cordulegaster heros Theischinger, 1979) (Odonata) in Zselic hills – *Natura Somogyiensis* **15**: 53–56.
- Dévai, Gy., Miskolczi, M., Pálosi, G., Dévai, I. & Harangi J. (1994): A magyarországi szitakötő-imágók (Insecta: Odonata) 1982-ig közölt előfordulási adatainak bemutatása UTM hálótérképeken – *Studia odonatologica hungarica* **2**: 1–100.
- Donath, H. (1989): Verbreitung und Ökologie der Zweigestreiften Quelljungfer, *Cordulegaster boltoni* (DONOVAN, 1807), in der DDR (Insecta, Odonata, Cordulegasteridae) – *Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden* **16**(2): 97–106.
- Ferreras-Romero, M. & Corbet, P. S. (1999): The life cycle of Cordulegaster boltonii (Donovan, 1807) (Odonata: Cordulegastridae) in the Sierra Morena Mountains (southern Spain) – *Hydrobiologia* **405**: 39–48.
- Jovic, M, Andjus, L., Stanovac, S. (2009): New data on some poorly known Odonata species in Serbia – *Bulletin of the Natural History Museum* **2**: 95–108.
- Kalkman, V. J., Clausnitzer, C. V., Klaas-Douwe, C., Dijkstra, B., Albert, C., Orr, G., Dennis, C., Paulson, R. & Jan van Tol, C. (2008): Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater – *Hydrobiologia* **595**: 351–363.

- Kovács, T. (2000): Két ritka rovar a Mátrából: *Cordulegaster bidentatus* Sélys, 1843 és *Diura bicaudata* (Linnaeus, 1758) (Insecta: Odonata, Plecoptera) – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* **24**: 129–131.
- Kovács, T., Ambrus, A. & Juhász, P. (2006): Lárva és exuvium adatok Magyarország Odonata faunájához II. – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* **30**: 167–179.
- Kovács, T., Ambrus, A., Juhász, P. & Bánkuti, K. (2004): Lárva és exuvium adatok Magyarország Odonata faunájához – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* **28**: 97–110.
- Lang C., H. Müller & J.A. Waringer. 2001. Larval habitats and longitudinal distribution patterns of *Cordulegaster heros* Theischinger and *C. bidentata* Sélys in an Austrian forest stream (Anisoptera: Cordulegastridae) – *Odonatologica* **30(4)**: 395–409.
- Pfuhl, D. (1994): Autökologische Untersuchungen an *Cordulegaster boltoni* (DONOVAN, 1807) (Insecta, Odonata) – Diplomarbeit, Georg August Universität, Göttingen, 109 pp.
- Rozner, Gy., Lökkös, A. & Ferincz, Á.: Preliminary studies on the distribution of Large Golden Ringed Dragonfly (*Cordulegaster heros* Theischinger, 1979) and Golden Ringed Dragonfly (*Cordulegaster bidentata* Sélys, 1843) in the Kőszeg-mountains – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* **34**: 37–40.
- Steinmann, H. (1962): A magyarországi szitakötők faunisztikai és etológiai adatai – *Folia Entomologica Hungarica* **15**: 141–198.
- Tóth, S. (1980): A Bakony hegység szitakötő faunája (Insecta: Odonata) – *A Bakony természettudományi kutatásainak eredményei* **13**: 1–136.
- Tóth, S. (1983): Libellen und ihre Biotope im Bakony-Gebirge – *Folia Musei Historico-Naturalis Bakonyiensis* **2**: 45–54.
- Tóth, S. (1985): Adatok a Bakony hegység szitakötő faunájához (Insecta: Odonata) – *Folia Musei Historico-Naturalis Bakonyiensis* **4**: 43–84.
- Tóth S. (2000): Odonatológiai vizsgálatok a Vörös János séd völgyében – *Folia Musei Historico-Naturalis Bakonyiensis* **19**: 31–42.
- Tóth, S. (2004): Komló környékének szitakötő-faunája, III. A mecsekpölöskei horgásztó szitakötői (Odonata) – *Folia comloensis* **13**: 79–86.
- Tóth, S. (2005): A Bakonyvidék és a Balaton-medence szitakötő-faunája (Insecta: Odonata) – *A Bakony természettudományi kutatásainak eredményei* **29**: 5–224.
- Tóth, S. (2006a): A Mecsek szitakötői (Odonata) – *Folia comloensis* **15**: 35–42.
- Tóth, S. (2006b): A ritka hegyiszitakötő (*Cordulegaster heros* Theischinger, 1979) előfordulása a Zselicben – *Natura Somogyiensis* **9**: 141–144.
- Tóth, S. (2009): Gyűrűfü szitakötő (Odonata) faunája a Biodiverzitás Napok gyűjtései alapján – *Natura Somogyiensis* **13**: 77–80.
- Tóth, S. (2010): A Dunántúli-dombság és környéke szitakötő faunája – *Natura Somogyiensis* **16**: 1–188.

**Data to the distribution of Golden Ringed Dragonfly (*Cordulegaster bidentata* Selys, 1843) and Large Golden Ringed Dragonfly (*Cordulegaster heros* Theischinger, 1979) in Bakony Mountains**

György Rozner<sup>1</sup>, Árpád Ferincz<sup>2</sup> and Eszter Miókovics<sup>3</sup>

<sup>1</sup> *Managership of Balaton-felvidéki National Park*  
8229 Csopak, Kossuth u. 16., E-mail: roznergyuri@gmail.com

<sup>2</sup> *University of Pannonia, Department of Limnology*  
8200 Veszprém Egyetem u. 10.

<sup>3</sup>H-8648 Balatonkeresztúr; Vasút u. 25.

According to the previous datasets the *C. bidentata* occurs in the Kőszeg-mountains, in the Bakony and in the Northern-mountains, whilst the *C. heros* could be found in the Sopron-mountains, in the Őrség, in the Mecsek-mountains and in the Zselic-hills. Our surveys in 2008 and 2009 proved the co-occurrence of *C. heros* and *C. bidentata* in the same water –system, in the case of numerous watercourses of the Kőszeg-mountains, which was important and new information on the distribution of the species. Our assumption based on these data was the chance of co-existence in other areas which was known before as habitats suitable only for *C. bidentata*. In 2010 and 2011 the examinations were extended to the Bakony-mountains area, then *C. heros* has been found in several streams and co-occurrence of the two species in different sections of the same watercourse, has also been proven.

Keywords: Bakony-mountains, dragonflies, *Cordulegaster*, faunistic.

# Az egyek-pusztakócsi gyeprekonstrukció hatása vadméhekre (Hymenoptera: Apoidea)

Szabó Gyula

*Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék  
4010 Debrecen, Pf. 71.  
e-mail: safranek85@gmail.com*

**Összefoglaló:** A mezőgazdaság intenzifikációjának hatására a pollinátorok és az általuk végzett ökoszisztéma-szolgáltatások világszerte veszélybe kerültek, mely helyzetben a nagy térbeli léptékű élőhelyrekonstrukciós programok javíthatnak valamit. Az egyek-pusztakócsi mocsárrendszerben (Hortobágyi Nemzeti Park) folyó gyeprekonstrukció hatását vizsgáltuk egy előzetes módszertani vizsgálat (2009) után 2010-ben a vadon élő méhegyüttesek összehasonlításával a különböző korú gyepesítésekben, természetes gyepekben és szántóföldeken, összesen 21 területen. A fajgazdagság és a Shannon-diverzitás szignifikánsan magasabb volt a szikes, mint a löszös gyepesítéseken. A gyepesítés első, változatos gyomfajok által dominált, virággazdag évében magas volt a méhfajok fajgazdagsága és abundanciája, majd a viszonylag kevesebb fajból álló szikes és löszgyep-vegetáció kialakulásával a fajok jó része eltűnt, és több gyakori fajból álló és egyenletesebb eloszlású együttesek alakultak ki. Ezen eredmények alapján a diverz, tranziens fajokban gazdag vadméh-együttesek számára a virágos, gyomokban gazdag elsőéves gyeptelepítések a legkedvezőbbek, míg a gyepesítés előrehaladtával kialakuló vegetáció alkalmasabb a természetes löszös és szikes gyepek fajainak védelmére.

**Kulcsszavak:** pollináció, visszagyepesítés, Hortobágy, élőhely-rekonstrukció, ökoszisztéma-szolgáltatás.

## Bevezetés

A mezőgazdaság intenzifikációja közvetlen hatással van a biodiverzitás csökkenésére a művelt területeken, de indirekt módon befolyásolhatja a megmaradó élőhelyeket és a hozzájuk kötődő ökoszisztéma-szolgáltatásokat is (Holzschuh *et al.* 2011). Az élőhelyvesztés miatt különösen veszélyeztetettek a specializált életmódú, a növények beporzását végző ún. pollinátor szervezetek (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). A pollináció vagy beporzás olyan ökoszisztéma-szolgáltatás, melyet főként méhek végeznek, és mely elengedhetetlen a világ ételmisszerként termesztett növényeinek kétharmadánál (Klein *et al.* 2007). Az



1980-as évek óta történt változás a beporzók fajösszetételében például a rovarmegporzást igénylő vadvirágok 70%-ának eltűnését eredményezte Nagy-Britanniában és Hollandiában (Biesmeijer *et al.* 2006).

Habár az élőhelyek restaurációja és megfelelő természetvédelmi kezelése kedvező hatással lehet a megporzó szervezetekre, a természetvédelmi beavatkozások tervezésénél ritkán veszik figyelembe a pollinátor szervezetek igényeit, ezért keveset tudunk arról, hogy a pollináció és egyéb ökoszisztéma-szolgáltatások hogyan és milyen mértékben állíthatók helyre célzott rekonstrukciókkal és kezelésekkel (Dixon 2009). Az agrár-környezetvédelmi intézkedésekkel, főként az élőhely-fragmentáció káros hatásainak tájszintű csökkentésével elérhető a pollinációs ökoszisztéma szolgáltatások fenntartása, esetleg restaurációja (Batáry *et al.* 2011, Whittingham *et al.* 2011, Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011).

Munkám célja az egyek-pusztakócsi (Hortobágy Nemzeti Park) gyeprekonstrukció vad méhegyüttesekre gyakorolt hatásának vizsgálata volt. Más ízeltlábú-csoportoknál szerzett tapasztalataink (Déri *et al.* 2011) alapján várakozásunk az volt, hogy méhek fajsza ma és diverzitása nő, fajösszetétele pedig hasonló vá válik a természetes gyepkéhez a rekonstrukció óta eltelt idő során.

## Módszerek

### *Mintavételi területek és mintavételi módszer*

Vizsgálatom helyszíne a Hortobágyi Nemzeti Park „Egyek-Pusztakócsi mocsarak” tájegysége volt, mely egy állandó és időszakos mocsarakkal, szikes és löszös jellegű gyepekkel valamint szántókkal tarkított élőhely-komplexum (Aradi *et al.* 2003). A tájegység hazánk egyik legrégebbi, 1976 óta folyó élőhely-rehabilitációs programjának helyszíne, ahol a tájrekonstrukció több mint 5000 hektáron zajlik (Lengyel *et al.* 2007). A programban 760 hektár szántóterület gyepesítésére került sor 2005 és 2008 között kétfajos (*Festuca pseudovina* és *Poa angustifolia*) szikes és háromfajos (*F. rupicola*, *P. angustifolia*, *Bromus inermis*) löszös magkeverék 25 kg/ha mennyiségben történő vetésével (Déri *et al.* 2009, Lengyel *et al.* in press). A vetést követően minden év kora júniusában egyszeri kaszálással kezelték a területeket. Az ízeltlábú (egyenesszárnýú, pók, futóbogár és poloska) együttesek összesített fajsza ma nem változott, viszont a fajösszetétel gyorsan átrendeződött, mert a gyepkekhez jobban kötődő, természetvédelmi szempontból értékesebb fajok vették át a szántóföldi generalisták helyét (Déri *et al.* 2009, Déri *et al.* 2011).

A vadméheket tálcspadázással mértem fel a vizsgált terület szántóin (kiindulási állapot), gyepesítéseiben (rekonstrukción átesett területek) és természetes gyepeiben (célállapot). Habár a tálcspadák attraktivitása változhat a kihelyezés módjával, a sárga tálcspadák általában alkalmasak a méhfajok relatív abundanciájának becslésére (Toler *et al.* 2005). Az attraktivitásbeli különbségek csökkentésére a tálcspadákat (átmérő: 25 cm, magasság: 3 cm) az adott helyszínen a virágos növényeket nagyobb denzitásban tartalmazó foltokban helyeztem el (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). 2009-ben előzetes módszertani vizsgálatot végeztem a megfelelő mintavételi eljárás meghatározására öt élőhelytípusban (2005 és 2008 közötti gyepesítések és szikes gyepek mint kontroll), élőhelytípusonként kettő (összesen tíz mintavételi terület) ismétléssel. A felmérés során a tálcspadákat kétféle módon (1 m magas karón vagy a talajon), valamint kétféle ölfolyadék (etilén-glikol és detergens vagy víz és detergens) alkalmazásával, azaz összesen négy különböző módon („csapdatípus”) helyeztem ki. Minden helyszínen három ismétlést alkalmaztam a négy csapdatípusból 3x4-es rácsban (pontok közötti távolság: 10 m), melynek pontjaira véletlenszerűen választottam ki a különböző típusú tálcspadákat (összesen 12 csapda/terület). A csapdákat kéthetente ürítettem, összesen hét alkalommal. Az előzetes vizsgálat szerint legeredményesebbnek a karón elhelyezett, etilén-glikolt és detergens tartalmazó csapda bizonyult (ld. Eredmények), így a 2010-es részletes vizsgálatban kizárólag ezt a csapdatípust használtam.

2010-ben a vadméhek részletes felmérését végeztem el hét élőhelytípusban [a 2009-es kategóriák, kiegészítve lőszös gyepekkel és szántókkal (búza, napraforgó)]. Élőhelytípusonként három ismétlésben (21 mintavételi terület), területenként 6-6 csapdát helyeztem ki. A csapdákat kéthetente ürítettem, összesen hat alkalommal. A befogott egyedeket 75%-os alkoholban tároltam, majd preparálás után fajszinten meghatároztam

### *Adatfeldolgozás*

Az egyedek preparálása és meghatározása után 2009-ben a csapdatípusok közötti különbségeket egyutas varianciaanalízissel (ANOVA) elemeztem, ahol a fajszám és az egyedszám volt a függő változó (szükség szerint log-transzformáció után), míg a területek közötti különbséget nem vizsgáltuk. A gyeprekonstrukció hatását (2010-es adatok) általános vegyes lineáris modellel (GLM) értékeltem, melyben a függő változók a fajszám, egyedszám, Shannon- és Simp-

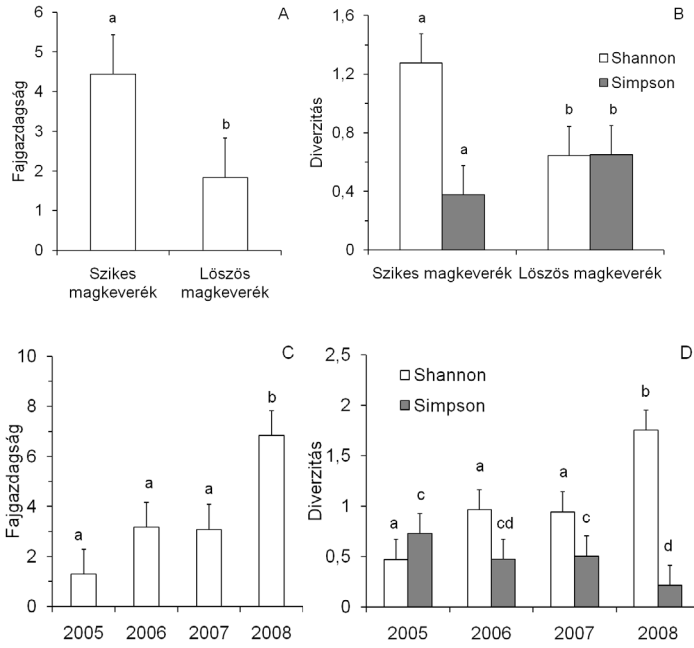
son-diverzitás (Magurran 2004), a független változók (fő hatások) a gyepesítés óta eltelt évek száma, az utolsó vetett kultúra (búza, napraforgó, lucerna), a használt fűmagkeverék (lőszös, szikes) és a természetes gyepektől való távolság, míg a random hatás a terület voltak. A természetes gyepektől való távolságot ArcGIS 10.0 programmal számoltam ki. A fő hatások biológiailag jelentős interakcióit vizsgáltuk, de mivel egyik interakció sem volt szignifikáns, ezeket kizártuk az elemzésekből. Nem-metrikus többdimenziós skálázással (NMDS, Bray-Curtis távolsággal) vizsgáltam, hogy van-e összefüggés a gyepesítés óta eltelt idő, valamint a méhegyüttesek fajösszetétele között.

### Eredmények

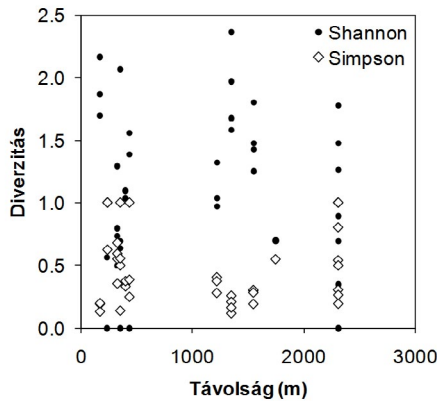
A 2009-es évben a minták 45 méhfaj 710 egyedét, 2010-ben pedig 68 faj 1653 egyedét tartalmazták. A 2009-es év módszertani vizsgálata alapján mind a fajgazdagság (ANOVA:  $F_{3,36} = 12.584$ ;  $p < 0.001$ ), mind pedig az abundancia (ANOVA:  $F_{3,36} = 11.882$ ;  $p < 0.001$ ) a karón elhelyezett, etilén-glikolt és detergenst tartalmazó sárga tálcasapda esetén volt legmagasabb (fajgazdagság: átlag  $11.5 \pm \text{S.E. } 1.23$ ), abundancia:  $(41.8 \pm 8.91)$ , míg a másik három típusnál a fajgazdagság átlaga 6.8 vagy az alatt, míg az abundancia átlaga 16.4 vagy az alatt alakult.

2010-ben az egyedszám szignifikánsan magasabb volt a szántókon (átlag  $43.0 \pm \text{S.E. } 11.09$ ), mint a gyepeken ( $13.6 \pm 7.84$ ) vagy gyepesített területeken ( $9.8 \pm 5.54$ ) ( $F_{2,18} = 3.633$ ,  $p = 0.047$ ), míg a fajszámban és a diverzitási indexekben nem volt különbség az élőhelyek között.

Csak a rekonstruált gyepek adatait vizsgálva a fajgazdagság magasabb volt a szikes, mint a lőszös gyepesítéseken (1. ábra, A; 1. táblázat). A fűmagkeverék a diverzitást is befolyásolta, mert a Shannon-diverzitás a szikes, a Simpson-diverzitás pedig a lőszös gyepesítéseken volt magasabb (1. ábra, B, D, 1. táblázat). A gyeprekonstrukció óta eltelt idővel szignifikánsan csökkent a fajgazdagság (1. ábra C, 1. táblázat) és a Shannon-diverzitás (1. ábra D, 1. táblázat), míg a Simpson-diverzitás szignifikánsan nőtt (1. ábra, D, 1. táblázat). A célállapotú gyepektől való távolság szintén befolyásolta a diverzitást, mivel a célgyepektől közepes távolságra (1000 - 2000 m) levő gyepesítéseken valamivel magasabb volt a Shannon-index és alacsonyabb volt a Simpson-index értéke, mint az ennél közelebbi és távolabbi gyepesítéseken (2. ábra, 1. táblázat). Az utolsó vetett kultúra nem befolyásolta a vadméh-együttesek fajgazdagságát, abundanciáját és



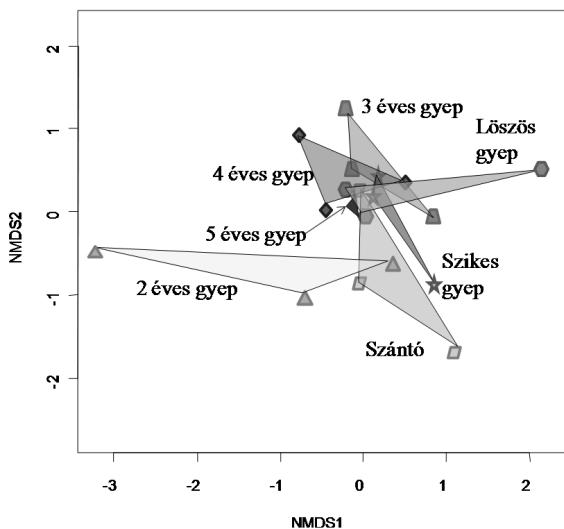
**1. ábra.** A fajgazdagság (A, C) és a Shannon- illetve Simpson-diverzitás (B, D) a különböző fűmagkeverékekkel gyepesített területeken és a gyepesítés éve szerint. ANOVA [átlag + hiba(SE)], n=48 (A); n=37(C), n=35 (B); n=46 (D).



**2. ábra.** A Shannon és Simpson diverzitás alakulása a célállapotú gyeppektől való távolság függvényében.

**1. táblázat.** A gyepesítés előtti utolsó kultúra (gabona, lucerna, napraforgó), a fűmagkeverék (szikés, löszös), a célállapotú gyepektől mért távolság és a gyepesítés óta eltelt idő (2-5 év) hatása a függő változókra. A feltüntetett F-értékek általános lineáris vegyes modellekből származnak. A random hatás (hely) egyik változó esetén sem volt jelentős ( $SD_{\text{residual}} \gg SD_{\text{intercept}}$ ; Pinheiro & Bates 2000).

Függő változó	Effect	df <sub>num</sub>	df <sub>denom</sub>	F	p
Fajgazdagság	Utolsó kultúra	2	6	0.239	0.795
	<b>Magkeverék</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>8.111</b>	<b>0.029</b>
	Távolság	1	6	3.943	0.094
	<b>Évek</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>6.974</b>	<b>0.039</b>
	Utolsó kultúra	2	6	1.527	0.291
Abundancia	Magkeverék	1	6	1.765	0.232
	Távolság	1	6	3.339	0.117
	Évek	1	6	0.288	0.611
	Utolsó kultúra	2	6	0.820	0.484
Shannon diverzitás	<b>Magkeverék</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>12.355</b>	<b>0.013</b>
	<b>Távolság</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>6.396</b>	<b>0.048</b>
	<b>Évek</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>8.501</b>	<b>0.027</b>
	Utolsó kultúra	2	6	0.322	0.736
Simpson diverzitás	<b>Magkeverék</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>11.710</b>	<b>0.014</b>
	<b>Távolság</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>7.063</b>	<b>0.038</b>
	Évek	1	6	4.256	0.085



**3.ábra.** A vadméh-együttesek fajösszetétele a szántókon, különböző korú gyepesítéseken és a célállapotú szikés és löszös gyepeken (nem-metrikus multidimenziós skálázás, Sørensen-hasonlóság).

diverzitását (1. táblázat). Az együttesek fajösszetétele viszonylag széles határok között változott a szántók és a kétéves gyepek esetén, míg a gyepesítéseken az évek előrehaladtával a fajösszetétel egyre homogénebbé és a célállapotú szikes és löszös gyepekhez hasonlóbbá vált (3. ábra).

### Értékelés

A 2010-ben szántókon észlelt magasabb faj- és egyedszámot az magyarázza, hogy az egyik mintavételi terület egy napraforgótábla volt, melynek a felmért szélvédett, virággazdag részén egy alkalommal 602 egyedet találtam a tálcspadákban. Habár ez a fogás egy nagyon egyed- és fajgazdag együttesre utal, hangsúlyozni kell, hogy ez valószínűleg csak ideiglenes táplálkozási együttes volt a napraforgó rövid virágzási idejében. A rovarmegporzású monokultúrák vonzóerejét a természetes gyepekkel szemben már többen is bizonyították (pl. Holzschuh *et al.* 2011).

A löszös gyepesítéseken a gyorsabban kialakuló egyszikű-dominancia miatt sokkal kisebb volt a potenciális táplálékforrást jelentő élőlő gyomok aránya (Török *et al.* 2012), ez magyarázhatja a ritka vadméh-fajok alacsonyabb számát, illetve az alacsonyabb össz fajszámot is a szikes magkeveréssel bevetett területekkel szemben. Az első év magas gyomborítása után gyorsan kialakult a fűfajok dominanciája (Török *et al.* 2010), mely hatékonyan visszaszorította a gyomokat (Deák *et al.* 2011, Török *et al.* 2012). Az évek során a természetes gyepek növényfajainak borítása fokozatosan, de lassan nőtt (Lengyel *et al. in press*).

A gyepesítés óta bekövetkezett fajszám-csökkenés magyarázata lehet, hogy a tranziens, ritkább vadméh-fajok aránya csökkent, ezzel ellentétben a gyakoribb vázfajok aránya nőtt. Ezt magyarázhatjuk a rekonstrukció korai éveiben tapasztalható, főképp rovarmegporzású kétszikű, jelentős részben gyomfajokból álló vegetáció nagyarányú megjelenésével, amelyet idővel kiszorítanak a területre jellemző, zömében szélmegporzású egyszikűek és a lassanként betelepülő kétszikűek. E folyamatra további bizonyíték a fajkészlet elemzés eredménye is (3. ábra), amelyben a fajkészlet szélessége az évek előrehaladtával csökkent és a természetes gyepekhez egyre hasonlóbb lett, azaz elképzelhető, hogy a természetes gyepekre jellemző specialista fajok maradtak meg a tranziens generalista fajok csökkenését követően.

A természetes gyepektől való távolság befolyásolta a méhek diverzitását, ám az összefüggés nem egyértelmű, mert a közepes távolságra levő gyepek el-

tértek a közeli és távoli gyepektől. Ennek legfőbb oka az lehetett, hogy ezen gyepesítések döntő hányada 2008-as rekonstrukciók voltak, így magas gyomborítással és virágdenzitással rendelkeztek. További magyarázat lehet, hogy a vizsgált területen a legnagyobb távolság a célgyeptől 2,2 km volt és a nagyobb testű méhek akár kilométereket is repülhetnek (Walther – Hellwig & Frankl 2000, Osborne *et al.* 1999), míg a kisebb testűek is megtehetnek akár több száz métert is (Gathmann & Tschardtke 2002), azaz a távolság hatása az általunk vizsgált léptéken nem volt észlelhető.

Eredményeim szerint a vadméh-együtteseket elsősorban a gyepesített területeken kialakuló vegetáció tulajdonságai befolyásolták, nem pedig a terület előtörténete vagy természetes gyeptől való távolsága. Az eredmények legfőbb természetvédelmi jelentősége az, hogy a rekonstrukciók és természetvédelmi kezelések tervezésénél alapvetően fontos a beavatkozás célja. Ha a pollinátorok magas diverzitása a cél, akkor sok friss parlagterületet kell meghagyni a tájban. Ha azonban a cél a löszös és szikes gyepekhez kötődő, ritka fajokban gazdag méhegyüttesek fenntartása, akkor a minél nagyobb területen minél gondosabban végzett gyepesítés és poszt-restaurációs kezelés a fontos, melyek elősegítik a természetes gyepekre jellemző virágkínálat kialakulását.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönet illeti Zakar Erikát és Kozák Lajost a terepi, Józán Zsoltot pedig a taxonómiai segítségéért. Köszönöm a TiKöTeViFe engedélyét, a HNP Igazgatóság logisztikai segítségét és Lengyel Szabolcs általános útmutatását. A vizsgálatot az OTKA-Norvég Finanszírozási Mechanizmus (OTKA NNF 78887, 85562) támogatta.

### Irodalomjegyzék

- Aradi, Cs, Göri, Sz. & Lengyel, Sz. (2003): Az Egyek-Pusztakőcsi mocsárrendszer. – In: Teplán, I. (szerk.): *A Tisza és vízrendszere I. Stratégiai tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián, IV. program: A területfejlesztési program tudományos alapozása, 4. alprogram: A Tisza*. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 277–306.
- Balmer, O. & Erhardt, A. (2000): Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: Rethinking conservation practices. – *Conservation Biology* **14**: 746–757.
- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D., & Tschardtke, T. (2011): Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **278**: 1894–1902.

- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J. & Kunin, W. E. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. – *Science* **313**: 351–354.
- Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Migléc, T., Ölvedi, T., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. – *Plant Biosystems* **145**: 730–737.
- Déri, E., Horváth, R., Magura, T., Ködöböcz, V., Kisfali, M., Ruff, G., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2009): A földhasználat-változás hatásai az ízeltlábú együttesekre Egyek-Pusztakőcson. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 246–256.
- Déri, E., Lengyel, Sz., Lontay, L., Deák, B., Török, P., Magura, T., Horváth, R., Kisfali, M., Ruff, G. & Tóthmérész, B. (2009): Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakőcsi LIFE-Nature program eredményei. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 89–102.
- Déri, E., Magura, T., Horváth, R., Kisfali, M., Ruff, G., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011): Measuring short-term success of grassland restoration: use of habitat affinity indices in ecological restoration. – *Restoration Ecology* **19**: 520–528.
- Dixon, K. W. (2009): Pollination and Restoration. – *Science* **325**: 571–573.
- Gathmann, A. & Tschamtker, T. (2002): Foraging ranges of solitary bees. – *Journal of Animal Ecology* **71**: 757–764.
- Holzschuh, A., Dormann, C. F., Tschamtker, T. & Steffan – Dewenter, I., (2011): Expansion of mass-flowering crops leads to transient pollinator dilution and reduced wild plant pollination. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **278**: 3444–3451.
- Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C. & Tschamtker, T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **274**: 303–313.
- Kovács-Hostyánszki, A., Batáry, P. & Báldi, A. (2011): Local and landscape effects on bee communities of Hungarian winter cereal fields. – *Agricultural and Forest Entomology* **13**: 59–66.
- Lengyel, Sz., Göri, Sz., Lontay, L., Kiss, B., Sándor, I. & Aradi, Cs. (2007): Konzervációbiológia a gyakorlatban: természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakőcsi LIFE-Nature programban. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 127–140.
- Lengyel, Sz., Varga, K., Kosztyi, B., Lontay, L., Déri, E., Török, P. & Tóthmérész, B. (In press): Grassland restoration to conserve landscape-level biodiversity: a synthesis of early results from a large-scale project. – *Applied Vegetation Science*.
- Magurran, A. E. (2004): *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford, UK.
- Osborne, J. L., Clark, S. J., Morris, R.J., Williams, I. H., Riley, J. R., Smith, A. D., Reynolds, D. R. & Edwards, A. S. (1999): A landscape scale study of bumble bee foraging range and constancy, using harmonic radar. – *Journal of Applied Ecology* **36**: 519–533.
- Pinheiro, J. C. & Bates, D. M. (2000): *Mixed-effects Models in S and S-PLUS*. Springer, New York, USA.



- Rathcke, B. J. & Jules, E. S. (1993): Habitat fragmentation and plant–pollinator interactions. – *Current Science* **65**: 273–277.
- Toler, T. R., Evans, E. W. & Tepedino, V. J. (2005). Pan-trapping for bees (Hymenoptera : Apiformes) in Utah’s West Desert: the importance of color diversity. – *Pan-Pacific Entomologist* **81**: 103–113.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2010): Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. – *Biological Conservation* **143**: 806–812.
- 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? – *Journal for Nature Conservation* **20**: 41–48.
- Walther-Hellwig, K., & Frankl, R. (2000): Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., apidae), in an agricultural landscape. – *Journal of Applied Entomology* **124**: 299–306.
- Whittingham, M. J. (2011): The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery? – *Journal of Applied Ecology* **48**(3): 509–513.

## **The effect of grassland restoration on wild bee assemblages, in Hortobágy National Park (Hungary)**

Gyula Szabó

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

The decline of ecosystem services in response to agricultural intensification has become a worldwide phenomenon, which, in theory, could be decreased with large-scale habitat restoration. We studied wild bee assemblages in the Egyek-Pusztakócs grassland restoration programme in Hortobágy National Park, Hungary. After a preliminary methodological study in 2009 to identify the type of yellow plate-trap most suitable for sampling, I studied wild bee assemblages in croplands, native grasslands (loess, alkali) and in restored grasslands (four age treatments, three last crop types, two seed mixtures) in 2010. Wild bee species richness and Shannon-diversity were significantly higher in alkali restorations than in loess restorations. Both species richness and abundance were highest in the first year after restoration, which was characterized by a dense cover of weeds and flower-rich vegetation. Afterwards, with the development of a vegetation dominated by monocotyledonous species, wild bee assemblages became more stable and mainly contained species common in target grasslands. Our results suggest that the herb-rich, first year restorations are the most preferable for diverse wild bee assemblages rich in transient species and that a more developed restored vegetation is preferable for species characteristic to target loess and alkali grasslands.

Keywords: pollination, restored grasslands, Hortobágy, grassland restoration programme, ecosystem services.

## A kerecsensólyom (*Falco cherrug*) élőhely-preferencia vizsgálatának tapasztalatai a Hevesi-sík mintaterületen

Szekeres Balázs<sup>1</sup>, Belényesi Márta<sup>2</sup>,  
Prommer Mátyás<sup>3</sup> és Tóth László<sup>4</sup>

<sup>1</sup> SZIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,  
Természetvédelmi mérnök szak, BSc, e-mail: balazs.szekeres@yahoo.com

<sup>2</sup> SZIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,  
Területi Tervezési és Térinformatikai Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

<sup>3</sup> Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület  
1121 Budapest, Költő u. 21.

<sup>4</sup> Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Dél-hevesi Tájegység  
3373 Besenyőtelek, Tepély Puszta, Hotel Fauna

Összefoglaló: Cikkünkben egy jeladóval felszerelt hím kerecsensólyom mozgásterület meghatározásáról és élőhely-preferencia vizsgálatáról számolunk be. Eredményeinkkel támpontot szeretnénk nyújtani egy kerecsensólyom élőhely-védelmi agrár-környezeti célprogram megvalósításához. Vizsgálatainkat térinformatikai és biostatistikai elemzési módszerek alkalmazásával végeztük mintaterületünkön, a Hevesi-síkon. A Kernel-módszerrel meghatározott mozgáskörzeten belül Ivlev-index számításával végeztük el a különböző mezőgazdasági kultúrák preferenciájának vizsgálatát. Eredményeink egyrészt azt mutatták, hogy az alkalmazott módszerek használata egyszerű, de körültekintést igényel, másrészt a vizsgált mintaterület esetében a jelenlegi vegetáció struktúra a kerecsensólyom számára jó élőhelyet biztosít, hiszen a madár a mozaikos, különböző mezőgazdasági kultúrák alkotta élőhelyen mindig talált vadászatra alkalmas területet. Munkánkat – A kerecsensólyom védelme a Kárpát-medencében – című LIFE program (LIFE06 NAT/HU/000096) támogatta.

Kulcsszavak: térinformatika, legkisebb konvex poligon, Kernel módszer, Ivlev-index.

### Bevezetés

A kerecsensólyom nyílt térségeket kedvelő, a Közép-Európától Mongóliáig húzódó sztyeppzóna jellegzetes ragadozómadár-faja. Európai populációjának 40%-a a Kárpát-medencében él. A hazai állományról elmondható, hogy mérete több mint – 20 – . éve növekvő trendet mutat. Az 1970-es években az állományt országosan – 30 – párra becsülték, ami kipusztulás közeli állapotot jelentett

(Haraszthy, 1998). Az egyik első védelmi intézkedés, a fészekőrzés eredményeként 1992-ig – 112 – fióka repült ki a védett fészkekből. Ezek a madarak gerincét képezték a mai stabil, növekvő állománynak (Bagyura *et al.* 1994). – A kerecsensólyom védelme a Kárpát-medencében – elnevezésű LIFE Nature fajvédelmi program 2006-ban indult, és e projekt eredményeként 2010. nyár végi adat alapján, a kerecsensólyom hazai populációja eléri a – 200-230 – pár közötti mértéket (Bagyura *et al.* 2010).

A program keretein belül sok más intézkedés mellett, az elnyert anyagi támogatás segítségével lehetőség nyílt három év alatt – 43 – madárra műholdas GPS jeladót szerelni és mozgásaikat, élőhely használatukat tanulmányozni. A – 43 – madárból csupán három volt öreg hím. Mivel a fiatal madarak kirepülés után pár héttel elhagyták a revírt, csak a három hím területén végeztük el a háttérváltozók felvételét. A három párból a vizsgált évben, 2008-ban egy költött sikeresen – a Hevesi-síkon. Természetvédelmi szempontból ezért e pár hímjének mozgáskörzet-vizsgálata volt a legkézenfekvőbb.

Megfigyelési pontok rögzítéséhez, mozgásterület meghatározásokhoz, élőhely-preferencia vizsgálatokhoz elengedhetetlen a térinformatikai módszerek és biostatistikai elemzési módszerek alkalmazása, ahogyan ezt a továbbiakban röviden bemutatott magyar kutatások példáján is tapasztaltuk. Kozák és Heltai (2006) a borz (*Meles meles*) kotorékhely-választását, majd azok élőhelytípusok szerinti előfordulási gyakoriságát osztályozták Ivlev-formula (Ivlev 1961) szerint. Ugyancsak Ivlev-formulát használt Bíró 2004-ben nyakörves jeladóval megjelölt házimacskák (*Felis silvestris f. catus*) és vadmacskák (*Felis silvestris*) vizsgálatakor. Náhlik és munkatársai (2009) legkisebb konvex poligon (Minimum Convex Polygon, MCP) és Kernel módszert (Kernel Home Range, KHR) alkalmaztak a gímszarvas (*Cervus elaphus*) területhasználatát és mozgásaktivitását vizsgálva, GPS-es nyakörvvel jelölt egyedek által szolgáltatott adatok alapján. Szemethy (2004) ugyancsak gímszarvas tehének területhasználatát vizsgálta egy alföldi erdő-mezőgazdasági élőhely-együttesben. Ilyen vizsgálatokat végeztek rádiótelemetriás módszerrel jelölt őzek (*Capreolus capreolus*) területhasználatának elemzésekor alföldi mezőgazdasági területeken is (Csányi *et al.* 2003, 2009).

Madarak esetében debreceni kutatók a fokozottan védett székicsér (*Glareola pratnicola*) állományát mérték fel és a már említett Ivlev-formula segítségével határozták meg a faj élőhely-preferenciáját egy nagykunsági mintaterületen (Csíder *et al.* 2009).

Külföldi tanulmányok tekintetében Erlend és munkatársai (2008) nyújtottak széleskörű áttekintést az említett módszerek (MCP és KHR) alkalmazásairól, összehasonlító elemzésükben számos kutatásra való hivatkozással.

Egy élőhely-preferencia vizsgálathoz madarak tekintetében is a legpontosabb adatokat jeladóval felszerelt egyedek szolgáltatathatják, de ez a technológia hazánkban – jelenleg még magas költségigénye miatt – egyelőre kevésbé elterjedt. Magyarországon sikeresen alkalmazták már a – A kék vércse (*Falco vespertinus*) védelme a Pannon régióban – című LIFE programban (Fehérvári *et al.* 2008, Palatitz *et al.* 2011).

Vizsgálataink során célunk volt az említett módszerek alkalmazásával a jeladóval felszerelt öreg hím kerecsensólyom mozgásterületét meghatározni és élőhely-preferencia vizsgálatát elvégezni. Eredményeinkkel hozzájárultunk egy kerecsensólyom élőhelyvédelmi agrár-környezeti program terveinek előkészítéséhez.

## Módszerek

A kerecsensólyom nyílt területeket kedvelő fajunk. Szívesen telepszik meg faszorokkal, ligetes erdőkkel, facsoportokkal tarkított területeken, ahol könnyen vadászhat ürgére, galambra, seregélyre, valamint pocokra, egérre. Az ivarérett madarak egész évben fészkelőterületük környékén maradnak, míg a fiatalabbak ősszel délebbre vonulnak. A tojó márciusban rak tojásokat, – 3-5 – darabot, melyeken – 32-35 – napig kotlik. A fiatal madarak – 42-45 – napos koruk után válnak röpképesé. A faj szerepel Magyarország kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajait felsoroló Vörös Könyvében (Rakonczay, 1989), az Európai Unió madárvédelmi irányelvének I. mellékletén, a Berni Egyezmény II. függelékében, a Bonni Egyezmény I. függelékében, valamint a CITES II. Függelékében. Az IUCN Vörös Listáján a sérülékeny kategóriába sorolták. Természetvédelmi értéke Magyarországon – 1000000 – forint.

Mintaterületünk, a Hevesi-sík, a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság kezelésében lévő védett természeti terület, amely döntően mezőgazdasági hasznosítású, és természetvédelmi értékekben bővelkedik (Borbáth *et al.* 2003). A területet jellegéből adódóan 2002-ben integrálták az Érzékeny Természeti Területek (ÉTT, később Magas Természeti Területek, MTÉT) rendszerébe, és jelenleg számos zonális agrár-környezeti célprogram fut rajta sikeresen olyan fajok megőrzésére koncentrálnak, mint a túzok (*Otis tarda*), kék vércse (*Falco vespertinus*), vadlúd fajok, és a daru (*Grus grus*).

Az általunk vizsgált öreg hím kerecsensólyom és párja egy kihelyezett költőládában költött a területen. A hím sólyomra egy – 22 – gramm össztömegű Solar Argos/GPS PTT lett felszerelve. A jeladóba épített GPS felbontása hozzávetőleg – 12x20 – méter, ilyen pontossággal szolgáltatja a koordinátákat, élettartama több mint – 3 – év.

A GPS-jelek koordinátáit egy \*.txt kiterjesztésű szövegfájlban a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület bocsátotta rendelkezésünkre. Az adóvevő működéséből, elégtelen energiaellátásából, aktuális leárnyékoltságából származó hibás adatok kiszűrése után a térinformatikai szoftverben pontfedvényként behívott adatok vetületi rendszerét (WGS-84) Egységes Országos Vetületi Rendszerbe (EOV) konvertáltuk, majd a mintaterület határán kívül eső pontokat eltávolítottuk a halmazból.

Az alapsokaságon szükségszerűen további szűrést végeztünk, főképp a fészek, kedvelt beülőhelyek és fásorok körül a jeladó pontosságát figyelembe véve – 20 – méteres sugarú pufferezónák alkalmazásával. A mozgáskörzet meghatározásának valamint az élőhely-preferencia vizsgálatok alapját végül – 444 – db pont alkotta. Az alapsokaság időbeli megoszlása nem egyenletes, ez leginkább a kora tavaszi és őszi elégtelen energiaellátottságból fakadó jelhibáknak köszönhető, melyeket kiszűrtünk.

Az élőhely-preferencia vizsgálatok térképi alapját szintén a LIFE Nature projekt keretein belül készített élőhelytérkép szolgáltatta, amely hiperspektrális légifelvételek elemzésével készült és a területen termesztett mezőgazdasági növényekről ad pontos képet (Kristóf *et al.* 2008).

Elemzésünkhöz az ArcView 3.1 és az ArcGIS 9.3.1 verziószámú térinformatikai szoftvereket használtuk kiegészítve a Hawth's Analysis Tools bővítéssel.

A kerecsensólyom mozgáskörzetének meghatározásához a már említett legkisebb konvex poligon-módszert, valamint a Kernel módszert alkalmaztuk.

Mivel mintaterületünkön az MCP által lehatárolt terület csaknem felére nem állt rendelkezésre felszínborítási adat, számszerű vizsgálatainkban a feldolgozott szakirodalmi adatok alapján a Kernel módszerre hagytuk. Ez a módszer pontosabb megközelítést adhat nagy észlelési pontmennyiség esetén (Worton, 1989). A KHR határokat a bevezetésben említett irodalmi forrásokra támaszkodva 60%-os (magterület) és 95%-os (mozgásterület) valószínűségi szint mellett határoztuk meg. Mivel részletes felszínborítási adataink csak a magterületre álltak rendelkezésre, a további vizsgálatokat ezen a területrészen folytattuk. Az

élőhely-preferenciát Ivlev-index alkalmazásával vizsgáltuk. Ez az index gyakorlatilag normalizálva kezeli az adott élőhelytípus-kínálatból megállapítható keresletet. A számítás során az Ivlev-index értéke  $-1$  és  $+1$  között lehet: a  $-1$  – teljes elkerülést,  $+1$  – teljes preferenciát jelent (Ivlev, 1961). Az Ivlev-index számítás eredményeinek szignifikanciáját 95%-os megbízhatósági szinten Bonferroni-intervallumok segítségével ellenőriztünk.

A vizsgálatokat elvégeztük a rendelkezésre álló pontok alapján a teljes időintervallumra (2008 márciusától októberig), de célunk volt, hogy KHR-módszerrel a mozgáskörzet-lehatárolás és az élőhely-preferencia számítás a madár szaporodásához igazítva szűkebb időintervallumokra is megtörténjen. Külön vizsgálatot végeztünk tehát Haraszthy (1998) alapján a költési-fiókanevelési időszakra (03.04-06.15), arra az időszakra, amikor a fiókák vadászni tanulnak (06.15-07.15), valamint a kirepülés utáni időszakra (07. 15-10.11).

Az őszi káposztarepce példáján bemutatásra kerül, miért fontos, hogy a vizsgálatokat a madár biológiáján kívül az egyes növénykultúrák fenofázisához is igazítsuk.

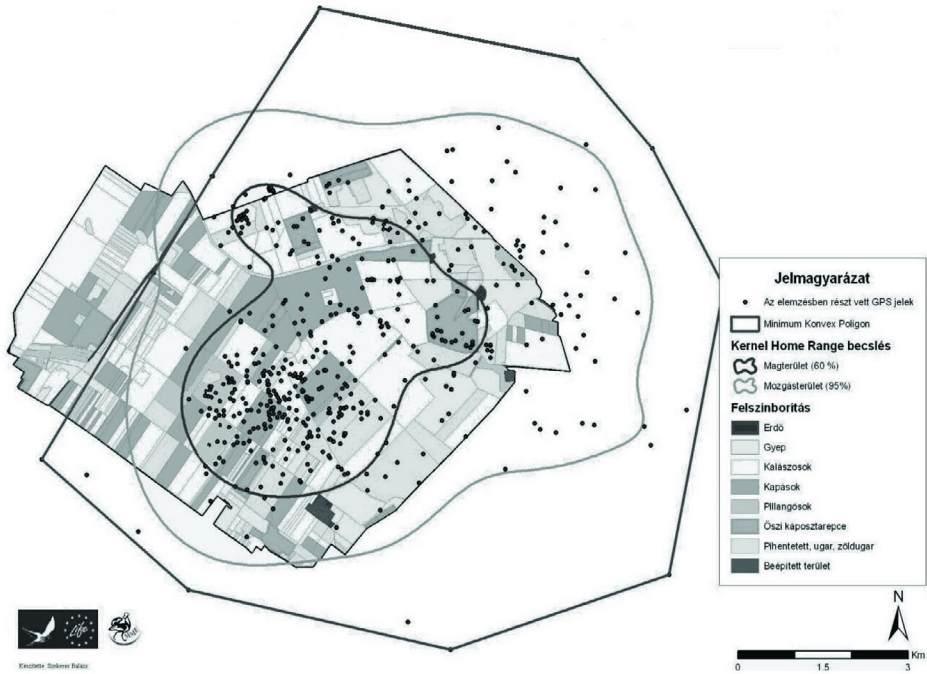
## Eredmények

### *A mozgáskörzet lehatárolása*

A legkisebb konvex poligon módszer és a Kernel módszer alkalmazásával készült mozgáskörzet határok, valamint a vizsgált GPS jelek elhelyezkedését 2008. március és október közötti időszakra az 1. ábra mutatja. Láthatjuk, hogy a madár látogat mintaterületen kívüli olyan területrészeket is, amelyekről nem rendelkezünk részletes felszínborítási adatokkal. A faj szaporodási időszakának természetes ciklusaihoz igazított mozgáskörzet-lehatárolás eredményét a 2. ábra szemlélteti. Az utóbbi ábrán jól nyomon követhető a területhasználat kismértékű, de mégis határozott eltolódása a fiókák kirepülése után, ami azt jelzi, hogy a madár a nyár közepétől szívesebben tartózkodik és vadászik a fészektől északkeletre, északra található területeken.

### *Az élőhely-preferencia-vizsgálat eredményei*

A teljes vizsgált időszakra vonatkozó élőhely-preferencia vizsgálatban részt vevő KHR magterület 1717 hektáron terül el. Legnagyobb arányban kalászosok (42%) és kapások (21%) borítják. A terület 13%-a pihentetett, ugar, vagy zöld-

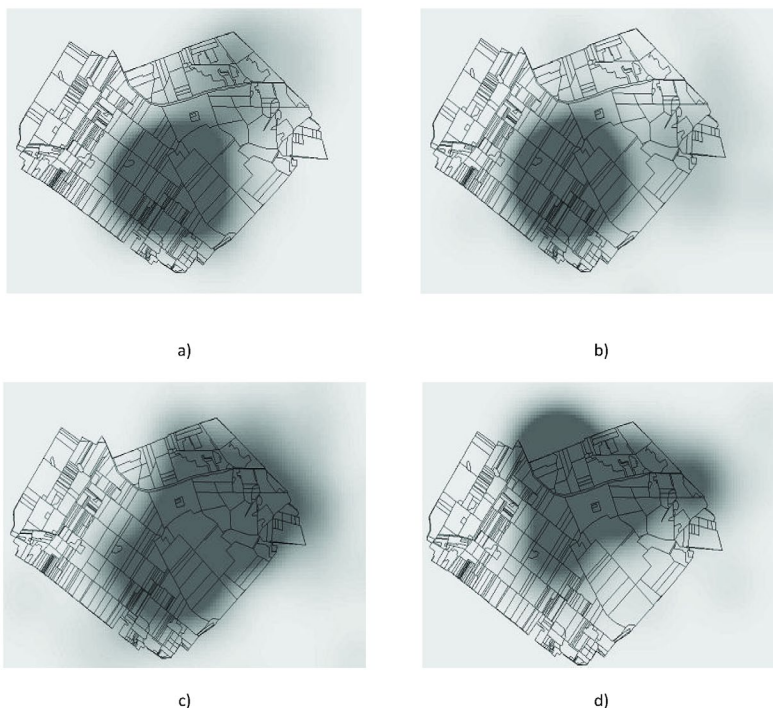


**1. ábra.** A kerecsensólyom mozgáskörzetének lehatárolásai MCP- és KHR-módszerekkel, valamint a GPS jelek elhelyezkedése.

ugar. 10% az őszi káposztarepce, és 7% a pillangósok termesztésének aránya. Gyep a terület 7%-án található. A GPS jelek megoszlása a különböző felületborítási kategóriák között hasonló eloszlást mutatott. A jelek 37%-a kalászos, 20%-a kapás kultúrából érkezett. 17% köthető pihentetett vagy zöldugár területekhez, 12%-a pillangós, 11%-a pedig őszi káposztarepce kultúrához. A gyepterületekről a jelek 3%-a származik. Az Ivlev-indexek kiszámítása után az eredmények Bonferroni-intervallumokkal történő ellenőrzése következett. A teljes időintervallumon végzett vizsgálat (márciustól októberig) esetében a pillangós és az őszi káposztarepce kultúrák, valamint az ugar és a zöldugár területek esetében szignifikánsan pozitív preferencia, míg a kalászos és kapás kultúrák valamint a gyepterületek esetében szignifikáns elkerülés mutatható ki.

A szűkebb időszakokra vonatkozó vizsgálatok eltérő eredményt hoztak az általános eredményekhez képest. Az egyes kultúrák preferenciája időszakonként változó, a gyep kivételével egyik kultúrát sem kerüli a madár egész évben

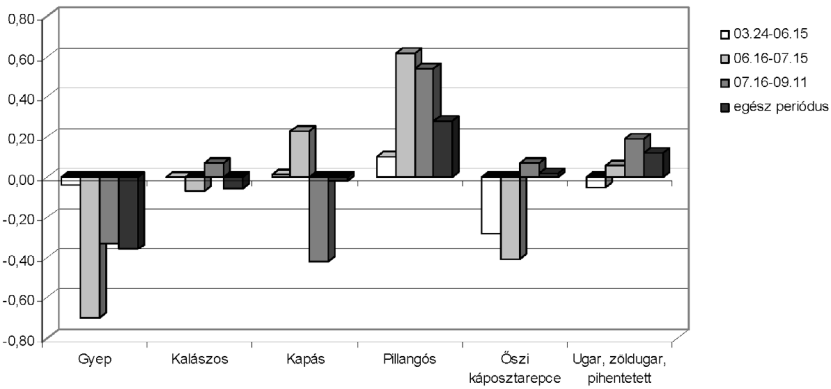




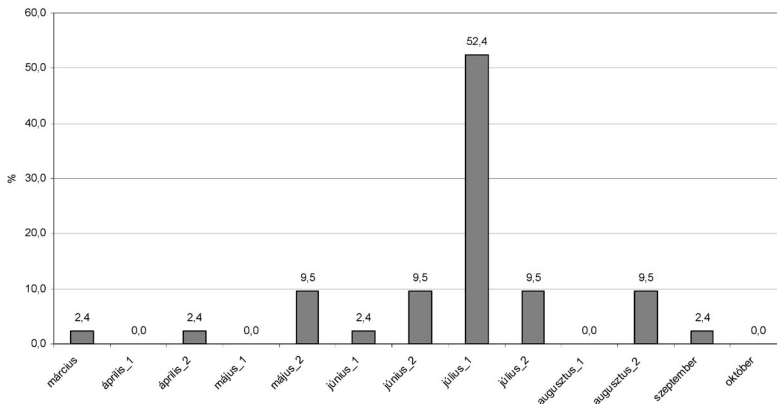
**2. ábra.** KHR vizsgálat a madár szaporodáshoz igazított időbeli bontásában. A sötétszürke területek 60%-os valószínűségi szint alapján megállapított magterületeket jelentenek. a) Tojásrakás és kotlás (március vége – május eleje)  $n=70$ ; b) A fiókák kb. 6 hétig a fészkekben tartózkodnak. A tojók a hímek által hordott táplálékkal etetik őket (május eleje – június közepe).  $n=154$ ; c) A fiókák vadászni tanulnak (2-3 hetes időtartam, június közepe – július közepe).  $n=171$  db; d) Kirepülés utáni időszak (július közepe – október eleje).  $n=121$ .

folyamatosan (3. ábra). Az egyes kultúrák preferenciájának megítéléshez növényenként időbeni kimutatást készítettünk a mezőgazdasági táblákról érkező pontokról. Terjedelmi okok miatt az őszi káposztarepce eredményeit közöljük (4. ábra).

Látható, hogy az ilyen jellegű kimutatások olyan kiegészítő információkat hordozhatnak, melyek kibővíthetik az Ivlev-index eredményeit. A kiugró értékek július első felében azt mutatják, hogy bizonyos időszakokban az őszi káposztarepce táblák is jelentős szerepet tölthetnek be a madár táplálkozásában.



**3. ábra.** Az Ivlev-index értékek alakulása a madár biológiájához igazított periódusokban, és az egész vizsgálati időszak alatt.



**4. ábra.** Az őszi káposztarepce táblákról érkező GPS jelek megoszlása két hetenkénti bontásban (%).

### Értékelés

A kutatás eredményeinek egészéből megállapítható, hogy a gyepok kivételével egyik kultúrát sem kerüli el a madár egész évben folyamatosan, a különböző kultúrák kedveltsége kisebb-nagyobb mértékben időben változik, amint azt a szűkített időintervallumokra vonatkozó vizsgálatok is mutatták. A gyepok esete

ebben a vizsgálatban speciális, ugyanis a vizsgálati területtől észak-keletre kiterjedtebb gyepterületek találhatóak, és amint az 1. ábra is mutatja a madár azokat a területeket is látogatja. A vizsgálat eredményéből tehát azt a következtetést levonni, hogy a madár a gyepeket folyamatosan elkerüli, nem szabad, különösen, hogy GPS jelek gyepekről is érkeztek.

Az őszi káposztarepce példája is mutatja azt a jól ismert tény, hogy az adott növénykultúra preferáltsága annak fenofázisától nagymértékben függ. A vizsgált növény tavasztól folyamatosan növekvő sűrű állományt alkot, amelyben a kerecsensólyom már nem tud vadászni. Betakarítása június második felében kezdődik, ez magyarázhatja az élőhely-típus markáns elkerülését a költési és fiókanevelési időben. Azonban a teljes időintervallumban vizsgált repcetáblák preferenciája pozitív, tehát az aratást követő időszakban fontos táplálkozó területnek minősülnek ezek a táblák. Jól mutatja ezt a 4. ábrán a GPS jelek hirtelen megugró száma július elején.

A kutatás eredményei azt mutatták, hogy a madár jobbra egyenletesen használja a különböző mezőgazdasági táblák alkotta élőhelyét, azaz mindig jelen van a területen egy vagy több olyan kultúra, amelyben azok aktuális fenofázisának köszönhetően jól tud vadászni, és amelyet a zsákmányállatok (pl. pocok) is preferálnak. Az Ivlev-index tehát adott időszakban mutatja meg egy terület élőhelyeinek preferenciáját, amely lehet, hogy néhány hét múlva már egészen máshogy alakul. A vizsgálati időintervallumok meghatározásánál tehát körültekintően kell eljárunk, mind a növénykultúrák fenofázisát, mind a madár biológiáját figyelembe véve.

A mintaterületen található növénykultúrák szerint eredmények tekintetében az alábbi megállapításokat tehetjük. A Hevesi-síkon jobbra őszi vetésű gabonákat termesztnek. Tavasszal ezek a területek adják a nagy kiterjedésű, jól vadászható zöld területeket, majd pár hét alatt az élőhely megváltozik és kevésbé lesz vadászható a kerecsensólyom számára az év további részében. Aratás után azonban a tarlók ismét fontos vadászterületté válnak.

Kapásnövények szempontjából főként kukorica és napraforgó jellemzi a Hevesi-síkot. A teljes vizsgálati időben jelentkező szignifikáns elkerülés-érték a nyár közepétől sűrű és nehezen átlátható kapás állománnyal magyarázható. A költési- és fiókanevelési időszak alatt a mezőgazdasági táblákon az állomány még alacsonyabb, vadászásra alkalmas fenológiai fázisban van, az Ivlev-index értéke is magasabb, majd jelentősen visszaesik. Az élőhelypreferencia-vizsgálat időbeni bontása miatt nem derül ki, hogy betakarítás után ismét megnő-e a te-

rületekről érkező GPS jelek száma, viszont a káposztarepcével megegyező módon elkészített kimutatásaink ezt az eredményt hozták (májustól folyamatosan csökken, majd októberben ismét hirtelen megnő a kukoricatáblákról érkező GPS jelek száma).

A pillangós táblák nagy jelentőségük az élőhelyen. 2008-ban pocokgardáció volt a területen, melynek magterületei a helyi szakemberek megfigyelései alapján a lucernatáblákra koncentráálódtak. Alapesetben is jellemző, hogy a pillangós állományokban magasabb a zsákmányállatok (kisemlősök, földön fészkelő madárfajok) állománya. A kaszálásokat követően sikeresen vadászható, kedvelt, magas zsákmányállat populációjú területekké válnak a pillangós táblák, amit az egész éves magas pozitív preferenciaértékek is mutatnak.

Az ugarok, pihentetett területek, zöldugar területek összességében nagyon heterogén képet mutatnak a mintaterületen a különböző fűkeverékekből álló tarlóktól a felverődő gyomtársulásokig. A költési és fiókanevelési periódusban folyamatosan növekvő növényborítást adnak a területen, ezért jelentkezhethet a negatív élőhely-preferencia érték. Ezt a folyamatos borítást július végén töri meg rendszerint egy szárazzás vagy tárcsázás, amely munkálatok hatására a terület kicsit megnyílik és vadászatra alkalmas képet mutat. A teljes időintervallumban vizsgált élőhely-preferencia pozitív értéke a nyár második felére vadászterületet biztosító előbb említett agrotechnikai eljárásoknak tulajdonítható.

Végezetül szeretnénk néhány olyan szempontra felhívni a figyelmet, amelyek figyelembe vételével pontosíthatók a hasonló módszerekkel elvégzett vizsgálatok eredményei egyéb ragadozómadár fajok esetében is.

Az élőhely-preferencia vizsgálat időbeli felosztásának tekintetében, a madár életciklusainak meghatározásánál, szakirodalmi adatokra támaszkodtunk. A mozgáskörzetek pontosabb meghatározásához azonban valós idejű költési, fiókanevelési, kirepülési időszakok figyelembe vétele szükséges.

Az általunk vizsgált kerecsensólyom párjával közösen egy kihelyezett költőládában költött. Ez a tény alapjaiban határozza meg a fészek közelében lévő terület élőhely-kínálatát. Itt jegyezzük meg hogy a költőládák kihelyezésének alapvető feltétele olyan kedvező adottságú élőhelyek kiválasztása, ahol a madár elterjedése a fészkelés megkönnyítésével segíthető, ugyanakkor a fészek védelme is biztosítható.

A kerecsensólyom zsákmányolására jellemző, hogy rövid idő alatt nagy távolságot is megtesz, majd a sikeres/sikertelen vadászat után visszatér beülőhelyére, ami egy teljesen más vegetációtípusban is lehet. A GPS ehhez ké-

pest fix órákban mér, viszonylag nagy köztes időszakokkal, és nem ismert, hogy mely koordináta vonatkozik a mozgó, vadászó, és melyik a pihenő madárra. A jövőben nagy szükség van arra, hogy egy standard adatsor elkészítésének erejéig, a GPS-es nyomkövetés össze legyen kapcsolva vizuális megfigyeléssel, így pontosítva a felhasználásra kerülő adatok körét.

Szerencsés, ha a vizsgált időszakra rendelkezésre állnak a mintaterület zsák-mányállat felméréseiből származó adatbázisok. Ebből már következtetni lehet az egyes növénykultúrák állapotára, pontosabban meghatározhatók lennének azok a magterületek, góccok, ahol a sólyom nagy mennyiségben élelemre találhat.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Szeretnénk köszönetet mondani az MME munkatársainak segítségéért kiemelve Fidlóczky Józsefet és Fülöp Gyulát valamint köszönet az egyesület bizalmáért, hogy a Kerecsen LIFE projektből származó és a vizsgálat alapját képező adatokat a rendelkezésünkre bocsátották.

## Irodalomjegyzék

- Bagyura, J., Haraszthy, L. & Szitta, T. (1994): Methods and Results of Saker Falcon (*Falco cherrug*) Management and Conservation in Hungary. – In: Meyburg, B., Chancellor, R.D. (szerk.): *Raptors Conservation Today*. WWGBP/The Pica Press, pp. 391–395.
- Bagyura, J., Haraszthy, L. & Szitta, T. (2010): Status of the Saker Falcon (*Falco cherrug*) in Hungary and Historical Conservation Efforts. Előadás anyag. Conservation of Saker falcon (*Falco cherrug*) in Europe. Eger, 2010. 09. pp. 16–18.
- Borbáth, P., Schmotzer, A. & Tóth, L. (2003): A Hevesi-sík ÉTT természetvédelmi szempontú monitorozása, Bükki Nemzeti Park, Eger, 87 p.
- Csányi, S., Lehoczki, R., Bleier, N., Sonkoly, K. & Schally, G. (2010): Otthon az élőhelyen. In: Csányi, S., Heltai, M. (szerk.) Vadbiológiai olvasókönyv. Budapest: Mezőgazda Kiadó, pp. 88–99. (ISBN:978-963-286-592-8)
- Csányi, S., Lehoczki, R. & Solt, Sz. (2003): Az őz területhasználata alföldi mezőgazdasági élőhelyeken. – *Vadbiológia* **10**: 1–14.
- Csíder, I., Gyüre, P. & Monoki, A. (2009): A székicsér (*Glareola pratincola*) állománya és védelme a Nagykunszágon. – *Természetvédelmi közlemények* **15**: 476–485 p.
- Erlend, B. N., Simen, P. & John, D. C. L. (2008): Can minimum convex polygon home ranges be used to draw biologically meaningful conclusions? – *Ecological Research* **23**: 635–639.
- Fehérvári, P., Harnos, A., Neidert, D., Solt, Sz. & Palatitz, P. (2008): Modelling Habitat Selection of the Red-Footed Falcon (*Falco vespertinus*). – *Applied Ecology and Environmental Research* **7**(1): 59–69.

- Haraszthy, L. (szerk.) (1998): *Magyarország madarai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 102–103.
- Ivlev, V. S. (1961): *Experimental Ecology of the Feeding of Fishes*. Yale University Press. New Haven Conn. In: Kozák, L., Heltai, M. (2006): *A borz (Meles meles) élőhely-preferenciája Hajdú-Bihar megyében. – Állattani közlemények 91*: 49 p.
- Kozák, L. & Heltai, M. (2006): *A borz (Meles meles) élőhely-preferenciája Hajdú-Bihar megyében. – Állattani közlemények 91(1)*: 43–55.
- Kristóf, D., Belényesi, M. & Neidert, D. (2008): *Élőhelytérképezés hiperspektrális légifelvételekből*. Előadás anyag. MFTTT Hiperspektrális nap, Budapest, 2008.02.19.
- Náhlík, A., Tari, T., Király, G. & Sándor, Gy. (2009): *A gímszarvas területhasználata és mozgás-aktivitása egy magas erdősültségű és egy mozaikos erdei élőhelyen. – Acta Sylvatica and Lignaria Hungarica 5*: 109–118.
- Rakoncay, Z. (szerk.) (1989): *Vörös könyv: a Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 360 p.
- Szemethy, L. (2004): *Gímszarvas (Cervus elaphus) tehének területhasználata egy alföldi erdő-mezőgazdasági élőhely-együttesben*. Doktori értekezés. Szent István Egyetem, Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskola, Gödöllő. 89 p.
- Worton, B. J. (1989): *Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home Range Studies* In: Bíró Zs. (2004): *A házimacskák (Felis silvestris f. catus) és a vadmacskák (Felis silvestris) táplálkozási és szaporodási kölcsönhatása*. Doktori értekezés, Szent István Egyetem, Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskola. 72 p.
- Palatitz, P., Fehérvári, P., Solt, Sz., Kotymán, L., Neidert, D. & Harnos, A. (2011): *Exploratory analyses of foraging habitat selection of red-footed falcon (Falco vespertinus)*. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 57(3)*: 255–268.

## Habitat preference of the Saker Falcon (*Falco cherrug*) in the Hevesi-sík Area, Eastren Hungary

Balázs Szekeres<sup>1</sup>, Márta Belényesi<sup>2</sup>, Mátyás Prommer<sup>3</sup> and László Tóth<sup>4</sup>

<sup>1</sup> *Szent István University, Gödöllő, Institute of Environmental and Landscape Management, Nature Conservation Engineer B.Sc, e-mail: balazs.szekeres@yahoo.com*

<sup>2</sup> *István University, Gödöllő, Institute of Environmental and Landscape Management, Department of Regional Planning and Remote Sensing, Péter K. str. 1. Gödöllő, Hungary 2100*

<sup>3</sup> *Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, 1121 Budapest, Költő str. 21. Budapest, Hungary 1121*

<sup>4</sup> *Bükki National Park Directorate, South Heves Landscape Region, Hotel Fauna, Tepély Puszta, Besenyőtelek, Hungary 3373*

In the article we describe the determination of home range and habitat preference of a male Saker Falcon. We would like to provide a base for the implementation of a Saker habitat conserving agri-environmental subsidy scheme. Our research was done in the Hevesi-sík sample area by using GIS and biostatistical methods. The preference for various fields of crops was studied by calculating Ivlev's index within the home range determined by usage of the Kernel method. Results showed that usage of the applied methods is simple, however, it has to be used with caution; and the studied vegetation structure provides a favourable habitat for the Saker Falcon as the bird always found appropriate fields for hunting in the mosaic of habitats consisted of various crops. The research was supported by the LIFE programme 'Conservation of the Falco cherrug in the Carpathian Basin' (LIFE06 NAT/HU/000096).

Keywords: GIS, minimum convex poligon, Kernel method, Ivlev's index.

# A magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) újabb előfordulása Magyarországon

Szmatona-Túri Tünde<sup>1</sup> és Vona-Túri Diána<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Mátra Erdészeti, Mezőgazdasági és Vadgazdálkodási Szakképző Iskola és Kollégium  
3232 Mátrafüred, Erdész út 11, e-mail: turitunde@freemail.hu; tel: 06/706060493

<sup>2</sup> Eötvös József Középiskola, 3360 Heves, Dobó út 29

**Összefoglaló:** Kutatásunk célja a Sár-hegy pókfaunisztikai felmérése és a területen zajló természetvédelmi kezelések hatásának vizsgálata a pókfauna összetételére. Gyűjtéseinket egy kezelt és egy kezeletlen lejtősztyeppre ten végeztük, mely során találtunk rá hazánk egyetlen aknászpók fájára, a szubmediterrán elterjedésű magyar aknászpókra (*Nemesia pannonica*). Összesen 59 egyed került elő, melyből 48 gyepkezelt területről származik. A fajra jellemző két aktivitási csúcs eredményeinkben is megmutatkozik. A legtöbb egyed jelenléte az áprilisi, illetve a szeptemberi gyűjtések során volt kimutatható. A nyár folyamán nem sikerült egyedeket begyűjtenünk, mert fajra jellemző tulajdonságuk, hogy nyáron aktivitásuk csökken. A kezelt területeken megfigyelhető nagy egyedszám arra utal, hogy a gyepkezelések és azokból eredő tényezők kedvező hatással vannak a faj gyakoriságára. A Sár-hegyen élő magyar aknászpók és a többi védett faj fennmaradása az élőhelyek állapotának megőrzésével valószínűsíthető meg. Munkánk a természetvédelmi beavatkozások megfelelő ütemezéséhez elengedhetetlen.

**Kulcsszavak:** védett faj, természetes és természet-közeli élőhely, természetvédelmi kezelés, aktivitási csúcs.

## Bevezetés

Hazánk 725 pókfaja (Samu & Szinetár 1999) közül 15 szerepel a védett fajok között. Védelmük legfőbb módja a természetes, illetve természet-közeli élőhelyek fenntartása és visszaállítása. (internetes hivatkozás 1). Jelenlegi munkánkban a legmagasabb eszmei értékű (10 ezer Ft) pókfaj, a magyar aknászpók (*Nemesia pannonica*) újabb előfordulásáról számolunk be a gyöngyösi Sár-hegyről, ahol az élőhelyek fenntartása gyepkezelési eljárással valósul meg. A területeket bozótirtás után szárzúzással, majd kaszálással kezelik. A kutatásunk elsődleges célja volt a terület pókfaunisztikai felmérése és a természetvédelmi kezelések hatásának vizsgálata a pókfauna összetételére. A madárpókokkal ro-



konságban álló *Nemesiidae* család egyetlen magyarországi képviselőjét Herman Ottó írta le egy Zimonyban talált egyed alapján 1879-ben. Korábbi irodalmak (Chyzer & Kulczynski 1918, Kolosváry 1935) eddig nem szolgáltatottak adatot mátrai előfordulásáról, csak a Dunántúlról kerültek elő adatok. Legnagyobb állománya a Szársomlyón (Villányi-hegység) található (Loksa 1983, 1984, 2002; Szinetár & Lajos 2000; Lajos & Vadkerti 2004). A faj ezen kívül előfordul Cserkúton (Kolosváry 1935), a budai Sas-hegyen (Balogh 1935, Samu & Szinetár 1996), Litéren és Vilonyán (Nyugat-Mezőföld) (Kasper 1998), Belsőbárándon (Kelet-Mezőföld) (Szinetár 2008) (internetes hivatkozás 2), Nagykovácsiban (Pilis) (Samu 2007), illetve a Dráva mentén (Szinetár 1998). A középhegységek déli fekvésű sziklagyepeiben és karsztbokor-erdőiben gyakori magyar aknászpók talajba ásott, csapóajtóval ellátott függőleges tárnákat készít. Csak a hím egyedek hagyják el a járatukat, tavasszal és ősszel a nőtények keresésére indulnak. A nőtény egyedek egész életüket tárnáikban töltik, így begyűjtésük talajcsapdával nem lehetséges (Loksa 1984). Az éjjel aktív hímek tárnáikban várnak áldozatukra vagy a járat közelében vadásznak.

### Módszerek

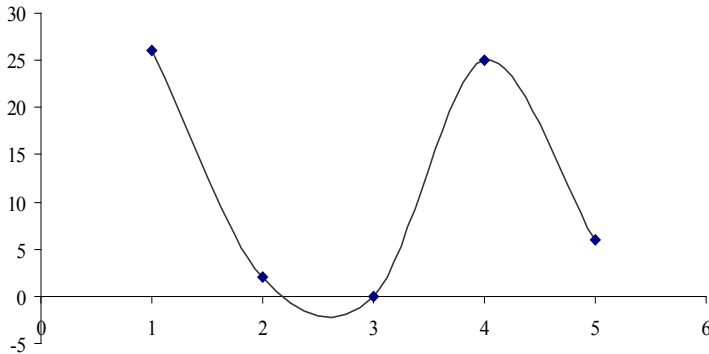
A Sár-hegy a Mátra-hegység 500 m magas, déli fekvésű peremhegye. 1975-ben természetvédelmi területnek nyilvánították. Két mintavételi területről, egy kezelt (Dobóci-lapos) és egy kezeletlen (Nyárjas-rét) pusztafüves lejtősztyeppről (*Pulsatillo-Festucetum-rupicolae*) sikerült kimutatni a magyar aknászpókot. A Dobóci-lapos egy szálfüves sztyepprét, peremi részén árvalányhajas erdősztyeppel (*Stipetum stenophyllae*). Területe hozzávetőleg 12 ha. A kezelések hiánya miatt cserjésedett Nyárjas-rét megközelítőleg 1 ha terjedelmű. Gyűjtéseinket 2007 és 2010 között végeztük duplaedényes talajcsapdával. Többel lazán fedett 10 cm átmérőjű, műanyag poharakat használtunk. A kijelölt gyűjtőhelyen mintaterületenként 4–4 minta begyűjtésére került sor. Egy minta 3 csapdából állt. A csapdasorok a folt szegélyétől 3 m távolságra, egymástól, pedig egyforma távolságra lettek kihelyezve. A csapdákat 48 óránként ürítettük. A területen előforduló egyéb védett fajokra való tekintettel, csak élvező csapdák kerültek kihelyezésre. A begyűjtött egyedek konzerválása 75%-os etil-alkohollal történt. A faj azonosítását sztereomikroszkóp segítségével, Loksa (1969) határozója alapján végeztük. A begyűjtött egyedek az Eszterházy Károly Főiskola Állattani Tanszék gyűjteményében vannak elhelyezve.

## Eredmények

A mintavételezés során 2 juvenilis és 57 adult hím magyar aknászpók került elő. A begyűjtött anyag nem tartalmazott nőstényeket. A legtöbb egyedet az áprilisi, illetve a szeptemberi mintákból mutattuk ki, viszont az augusztusi gyűjtések során egyetlen egyed sem került a csapdákbá. Áprilisban 26, szeptemberben 25, októberben, pedig 6 adult egyedet sikerült begyűjteni. A juvenilis egyedek kizárólag júniusban jelentek meg. A kimutatott egyedek 81 %-a, avagy 48 egyed gyepkezelt területről származik (1. táblázat).

**1. táblázat.** A magyar aknászpók egyedszáma a kezelt és kezeletlen területeken a gyűjtési időszakok során.

Gyűjtési hely \ Gyűjtési idő	2007 október	2008 június	2008 augusztus	2009 április	2010 szeptember	Összes egyedszám
Kezelt rét	6	2	-	19	21	48
Kezeletlen rét	-	-	-	7	4	11
Összes egyedszám	6	2	-	26	25	59



**1. ábra.** A magyar aknászpók két aktivitási csúcsa a vizsgált területeken. Magyarázat: Vízszintes tengely: gyűjtési időszakok: 1.) áprilisi gyűjtés, 2.) júniusi gyűjtés, 3.) augusztusi gyűjtés, 4.) szeptemberi gyűjtés, 5.) októberi gyűjtés. Függőleges tengely: begyűjtött egyedszám.

**2. táblázat.** A két aktivitási időszakra jellemző kezelés módja és abból adódó gyepszerkezet magassága, illetve a gyűjtés hossza a kezelt területen.

Kezelt terület jellemzői	Tavaszi aktivitási időszak	Őszi aktivitási időszak
Aktivitási időszak		
Kezelés módja	A terület egyik felén szárazzás másik felén kaszálás	kaszálás
Alacsony gyepszerkezetre eső csapdák száma	3	2
Magas gyepszerkezetre eső csapdák száma	1	2
Gyűjtési időszak hossza	12 nap	10 nap

### Értékelés

A magyar aknászpók előfordulása a Sár-hegyen nem meglepő. Az alföld felé nyitott, különleges biogeográfiai helyzetnek köszönhetően a kontinentális pusztai fajok és a heglábperemi elemek keverednek (internetes hivatkozás 3). Ennek köszönhetően változatos élővilág alakult ki, ahol sok védett faj talált élőhelyre. Az augusztusi gyűjtések során nem sikerült egyedeket kimutatni, mivel a magyar aknászpók a nyári időszakban, a környezeti feltételek miatt (Lajos & Vadkerti 2007) nyugalomba vonul és lezárja tárnáit (Loksa 1984). A faj első szaporodási időszaka márciusban kezdődik (Lajos & Vadkerti 2007), ennek köszönhető az általunk tapasztalt nagy, áprilisi egyedszám. Juvenilis egyedeket csak a júniusi mintákban találtunk, mert a petékből való kikelés júniusra tehető (Lajos & Vadkerti 2007). A gyűjtések során tapasztalt magas, őszi egyedszám jelzi a második, szeptemberi ciklus kezdetét (1. ábra). Eredményeink igazodnak Lajos és Vadkerti (2007) feltevéséhez, mely szerint a fajnak egy évben két szaporodási időszaka van. Vizsgálataink során a két aktivitási időszakban kimutatott egyedek száma között nem volt jelentős különbség, azonban a kezelés módja és a kezelésből adódó gyepszerkezet magasság, illetve a gyűjtés hossza változó volt (2. táblázat). A kezelt és a kezeletlen területen az egyedek száma nagymértékben eltért. A kezelt réten az egyedszám minden mintavételezés során nagyobb volt, mint a kezeletlen területen. Az októberi és júniusi gyűjtések alkalmával

csak a kezelt rétről mutattunk ki egyedeket. A kezelésekből adódó változások, mint a gyepszerkezet magasság változása, a növényzeti struktúra átalakulása és a cserjeborítottság csökkenése hatással van a faj gyakoriságára. A kezelések az élőhely olyan állapotban való fenntartását biztosítják, mely a magyar aknászpók fennmaradásához szükséges. Összegzésként elmondható, hogy a magyar aknászpók észak-kelet magyarországi előfordulása első alkalommal bizonyított. A fajra jellemző két aktivitási csúcs a vizsgált területen megfigyelhető. A természetvédelmi kezelések kedvező hatással vannak az egyedszám alakulására, ezért a faj megóvásának egyik módja az élőhelyek fenntartása és helyreállítása. A természetvédelmi kezelések megfelelő ütemezése érdekében elengedhetetlen a területek további kutatása, melyek a fajok környezeti igényeit és életmódját tárják fel. Ennek tükrében további vizsgálatokat tervezünk a Mátra-hegység rétején.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönettel tartozunk Túrinné Kiss Magdolnának, Varga Jánosnak, Dudás Györgynek és a Mátra Tájvédelmi Körzet dolgozóinak munkánkban nyújtott segítségükért.

## Irodalom

- Balogh, J. (szerk.) (1935): *A Sas-hegy pókfaunája. – Faunisztikai, rendszertani és környezettani tanulmány.* Sárkány-Nyomda Rt. Budapest, 60 pp.
- Chyzer, K. & Kulczynski, L. (1918): Ordo Araneae – In: *A Magyar Birodalom Állatvilága III. Arthropoda.* Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 8–29.
- Herman, O. (szerk.) (1879): *Magyarország pók-faunája.* III. kötet. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 291–293.
- Internetes hivatkozás 1. Szinetár, Cs. & Samu, F. Védett pókok Magyarországon. [http://www.nki.hu/arachnol/vdett\\_pkok.html](http://www.nki.hu/arachnol/vdett_pkok.html)
- Internetes hivatkozás 2. Szinetár Cs. Kutatási jelentés [http://pannongyep.hu/dok-letolt/LIFEBelsobarand\\_Pokok\\_SzCs2008hu.pdf](http://pannongyep.hu/dok-letolt/LIFEBelsobarand_Pokok_SzCs2008hu.pdf)
- Internetes hivatkozás 3. Molnár, T. A gyöngyösi Sár-hegy. <http://www.berze-nagy.sulinet.hu/sar/>
- Kasper, Á. (1998): Adatok Litér és környéke pókfaunájának (*Araneae*) ismeretéhez. – *Folia Musei Historico-naturalis Bakonyiensis* **13**: 137–138.
- Kolosváry, G. (1935): Die Spinnenbiosphäre des ungarländischen Pannonbeckens, III. – *Acta Litteraria Academiae Scientiarum Hungaricae* **5**: 134–144.
- Lajos, L. & Vadkerti, E. (2004): Contributions to the ground-dwelling spider fauna (Araneae) of Villányi-Hills. – *Somogyi Múzeumok Közleményei* **16**: 301–312.

- Lajos, L. & Vadkerti, E. (2007): A magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) szezonális- és társulás-preferencia vizsgálata a Szársomlyón. – *Natura Somogyiensis* **10**: 127–033.
- Loksa, I. (1969): Pókok I.– Araneae I.– In: *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae)*. Budapest, Akadémiai Kiadó. 133 pp.
- Loksa, I. (1983): Adatok a magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman) életmódjának ismertetéhez. – *Állattani Közlemények* **70**: 49–52.
- Loksa, I. (1984): A magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman) autoökológiája összevetve más *Nemesia* fajokéval. – *Egyetemi Doktori Értekezés*. Budapest. 58 pp.
- Loksa, I. (2002): Újabb megfigyelések a *Nemesia pannonica* Herman, 1879 biológiájához (Arachnida: Nemesiidae). – *Folia Comloensis* **11**: 87–92.
- Samu, F. & Szinetár, Cs. (1999): Bibliographic check list of the Hungarian spider fauna. – *Bulletin of the British Arachnological Society* **11**.
- Samu, F. (2007): Pókok szünbiológiai kutatása az ember által befolyásolt tájban. *Akadémiai Doktori Értekezés*. MTA Növényvédelmi Kutatóintézet. Budapest. pp: 55–70
- Szinetár, Cs. & Samu, F. (1996): A Budai Sas-hegy pókfaunájának állapotfelmérése. Előzetes eredmények. *Magyar Biológiai Társaság XXII. Vándorgyűlése*, Gödöllő. pp. 58.
- Szinetár, Cs. (1998): A Dráva mente pókfauna (*Araneae*) kutatásának faunisztikai eredményei. - A Dráva mente állatvilága II. – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi sorozat* **9**: 97–110.
- Szinetár, Cs. & Lajos, L. (2000): A Szársomlyó pókfaunisztikai (*Aranea*) kutatásának eredményei. – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi sorozat* **10**: 127–138.

## The newer occurrence of the hungarian miner spider (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) in Hungary

Tünde Szmatona-Túri<sup>1</sup> and Diána Vona-Túri<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Mátra Forestry, Agricultural and Game management Secondary School  
11 Erdész Street Mátrafüred 3232, e-mail: turitunde@freemail.hu*

<sup>2</sup> *Eötvös József Secondary School  
29 Dobó Street Heves 3360*

The aim of our research was the assessment of the Sár-hegy from a spider faunistic point of view, and to examine the effect of the nature conservation treatments taking place at the area in connection with the spider fauna. We carried our gatherings out on a treated and on an untreated slopesteppemeadow, course of which we have found the only species of miner spider in Hungary, the sub-Mediterranean spreading hungarian miner spider (*Nemesia pannonica*). 59 individuals have been found, from which 48 pieces originated from turf managed area. The species-specific two activity peak can be seen in our results. The presence of most of the individuals could be detected during the gatherings in April, and in September. During summer we didn't manage to collect any individuals, their activity decreases at that time, because of their species-specific characteristics. The large number of individuals can be seen on the treated areas, indicates, that turf treatment, and the factors arising from turf management have a positive impact on the frequency of the race. The survival of the hungarian miner spider living in Sár-hegy, and other protected species is feasible by the preservation of the conditions of habitats. Our work is indispensable to schedule nature conservation interventions properly.

Keywords: Protected species, natural and close to nature habitats, nature conservation treatment, activity peak.

## Élőhely-rekonstrukció lápi halfajok számára

Tatár Sándor<sup>1</sup>, Bajomi Bálint<sup>2</sup>, Balován Bence<sup>3</sup>, Tóth Balázs<sup>4</sup>,  
Sallai Zoltán<sup>5</sup>, Demény Ferenc<sup>3</sup>, Urbányi Béla<sup>3</sup> és Müller Tamás<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológia Doktori Iskola  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6., e-mail: tatarsandor@invtel.hu

<sup>2</sup> Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Centrum  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A

<sup>3</sup> Szent István Egyetem, MKK KTI Halgazdálkodási Tanszék  
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

<sup>4</sup> Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1121 Budapest, Költő u. 21.

<sup>5</sup> Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen, Sumen u. 2.

Összefoglaló: A Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram célja a nemzetközi jelentőségű lápi póc kárpát-medencei állományának megőrzése és gyarapítása. 2008-2010 között a Szadai Mintaterület (Pesti-síkság) degradált részein 6 db. kubikgödör méretű, egymástól elszigetelt vízteret hoztunk létre („Illés-tavak”). Az új vizekben és a lápi póc (*Umbra krameri*) természetes élőhelyein botanikai, vízkémiai, hidrobiológiai és halfaunisztikai vizsgálatokat végeztünk. A lápi póc egykori jelentős élőhelyein az amurgéb terjeszkedését figyeltük meg. 2009-ben saját szaporítású réti csikot (*Misgurnus fossilis*) és széles kárászt (*Carassius carassius*) telepítettünk az 1. sz. Illés-tóba túlélési vizsgálat céljából. 2010-2011-ben 26 db. mentett póc anyahalat szaporítottunk, illetve 660 db. lárvát neveltünk fel. Az 1. sz. Illés-tó fizikai-kémiai vízminősége és a táplálékul szolgáló zooplankton és makrozoobenton faj- és egyedszáma két év alatt elérte a természetes „pócos” vizekre jellemző értékeket. A betelepített réti csikok és széles kárászok jól fejlődtek, ezért 2010-2011 folyamán lápi póc anyahalakat és előnevelt pócokat telepítettünk az Illés-tavakba (génmegőrzés) és eredeti élőhelyükre. 2010-2011 tavaszán a széles kárász és a lápi póc sikeresen leivott az Illés-tavakban, a természetes póc szaporulat megközelítőleg 1000 db. lárvá volt.

Kulcsszavak: lápi póc, réti csik, széles kárász, fajmegőrzés, vizes élőhely-rekonstrukció, szaporítás, állománygyarapítás, telepítés.

### Bevezetés

A veszélyeztetett állatok szaporítása és telepítése gyakori eszköz a természetvédelmi biológiában. Seddon *et al.* (2005) szerint legalább 699

állat- és növényfaj esetében indult visszatelepítési program. Szintén a téma jelentőségét mutatja a közel 30 000 oldalnyi nemzetközi szakirodalom (Bajomi *et al.* 2010). A halak irányában a megérdemelnél kisebb figyelmet mutatnak a természetvédelem művelői (Maitland 1995), a 699 fajtelepítésből csupán 20 foglalkozik halakkal (Seddon *et al.* 2005). Hasonló a helyzet a publikált irodalomban is (Bajomi *et al.* 2010), pedig napjainkban az európai halfajok 37%-a veszélyeztetett (IUCN 2011). A szakirodalomban visszatelepítésnek (*reintroduction*) nevezik azon kísérleteket, amelyek egy faj újra honosítására irányulnak egykori elterjedési területének olyan részén, ahonnan korábban kipusztult. A gyarapítás (*supplementation*) pedig újabb, azonos fajú egyedek hozzáadása egy létező populációhoz. Célja a populáció megerősítése, vagy a genetikai változatosság fenntartása és a beltenyészet elkerülése (Bajomi 2003, IUCN 1998, Storfer 1999).

A lápi póc (*Umbra krameri*) a pócfélék családjának (*Umbridae*) egyetlen európai képviselője, a Duna vízrendszeréhez tartozó reliktum és endemikus faj (Freyhof 2011). A Duna mentén Bécstől a Duna deltáig fordul elő szórványosan, ezen kívül a Dnyeszter folyó alsó szakaszán is élnek populációi. Fő elterjedési területe azonban a Kárpát-medence. Élőhelyei a tiszta és hűvös vizű, dús vegetációjú mocsarak, lápok, holtágak, lassú folyású csatornák és erek. Elsősorban a síkvidéki vízfolyások mentén elhelyezkedő olyan kisebb állóvizekben fordul elő, amelyek korábbi folyómedrek maradványaiból alakultak ki. E speciális, többnyire talajvíz által táplált élőhely-típus (paleopotamon – lásd Guti 1995) gyakorisága jelentősen csökkent a XIX. századi ármentesítéseket követően, és a szabályozott folyók általános mederbeágyazódása következtében csökkenő talajvízszint veszélyezteteti fennmaradásukat napjainkban. A lápi póc mérete 7–8 cm, átlagos életkora négy év. Kiválóan alkalmazkodott a lápi vizek extrém alacsony oxigéntartalmához (Sallai 2005). Mivel fogságban könnyen tartható, a XIX-XX. század fordulóján a bécsi akvarisztikai kereskedőknek hordószámra szállították a Fertő mellékéről. A lápok, mocsarak lecsapolása és a folyószabályozások következtében napjainkra a póc élőhelyeinek száma, kiterjedése – és a hal egyedszáma – töredékére zsugorodott. Az elszigetelt populációk fokozott környezeti és genetikai kockázatnak vannak kitéve, mely e rövid élettartamú halfaj esetében különösen nagy probléma. További veszélyeztető tényezők a csatornakotrások és az inváziós amurgéb (*Perccottus glenii*) térhódítása. Az amurgéb a Tisza mentétől a Kis-Balatonig számos vizünkben megtelepedett már, sok élőhelyről kiszorítva ezzel a lápi póc



populációkat (Erős *et al.* 2008, Sallai 2005). A legfrissebb becslések szerint a teljes európai póc állomány több mint 30%-kal csökkent az elmúlt évtizedben (Freyhof 2011). A lápi póc hazánkban fokozottan védett és szerepel az IUCN Vörös Listáján, mint sebezhető (*vulnerable*) faj. A halfaj szerepel az Európai Unió Élőhelyvédelmi irányelve és a Berni Egyezmény II. függelékében is.

A Tavirózsa Egyesület által 2008-ban elindított mintaprogram fő célkitűzése a lápi póc kárpát-medencei állományának megőrzése és gyarapítása. Jelen cikkünkben a program első három évének eredményeit mutatjuk be.

## Módszerek

### *Élőhely-rekonstrukció*

Az Illés-tavak kialakítására szolgáló Szadai Mintaterület (Pesti-síkság északi része) kiválasztása több kritérium alapján történt. A terület 5 km-es körzetén belül vannak olyan vizek, melyekben korábban élt a lápi póc (Ivacs-tó, Verezegyház) vagy napjainkban is előfordul (I. sz. Pócos-tó, Bitang TT, Szada). Fontos szempont volt, hogy 500 méteren belül nincs jelentős emberi hatás (pl. szennyezés), és a talajvíz szintje max. 1,5 méter mélyen van (lápos-mocsaras élőhelyek). A fák, bokrok általi árnyékoltság legalább 70%-os. A kubikgödör méretű víztereket (50–60 m<sup>3</sup> térfogat, 30–40 m<sup>2</sup> vízfelület, 1–1,5 m átlag, és 2,5 m max. mélység) degradált (gyomos, pl. aranyvesszős) élőhely-foltokban alakítottuk ki. Az inváziós halfajok megtelepedési esélyének csökkentése céljából a talajvíz által táplált vizeknek még időszakosan (pl. áradások révén) sincs kapcsolatuk felszíni vizekkel. A kis vízterek könnyen és kis költséggel monitorozhatók, kezelhetők, illetve kontrollálhatók (pl. esetlegesen megtelepedő inváziós halfajok eltávolítása), másrészt a tervezés és az engedélyeztetés is könnyebb és gazdaságosabb. (Az új élőhelyeket „Illés-tavaknak” neveztük el a II. Katonai Felmérés vonatkozó térképszelvényének felirata alapján.)

### *Potenciális, ismert és újonnan kialakított lápi póc élőhelyek vizsgálata, monitorozása és anyahalak gyűjtése*

A vizek kémiai vizsgálatát Macherey-Nagel VISOCOLOR® ECO tesztkészlettel végeztük. Az oldott oxigént, a kémhatást és a vezetőképességet a helyszínen, műszerekkel mértük (Voltcraft DO-100; PH-100 ATC; LWT-01). A halfaunisztikai vizsgálatokat és az anyahal gyűjtéseket elektromos

halászgéppel (Hans Grassl IG200) végeztük. A zooplankton és a gerinctelen makrofauna állomány vizsgálatokat a Vituki Kft. és a Bioaqua Pro Kft. végezte (VITUKI 2008, 2009, 2010; Bioaqua 2010). A lápi póc egykori és jelenlegi hazai élőhelyei gerinctelen makrofaunájának fajkészletéből (24 fajlista) származtatott bináris adatokat Rogers-Tanimoto hasonlósági függvénnel hasonlították össze (Bioaqua 2010).

### *Szaporítás és nevelés*

A különböző vizekből származó anyahalakat a szaporításhoz elkülönítve, 100 és 700 literes kádakban tartottuk 14 C°-on, a Szent István Egyetem MKK KTI Halgazdálkodási Tanszékén. A vízben a kertészetekben használt, sötétzöld műanyag hálót (Raschel hálót, szembőség: 0,5 cm) helyeztünk el búvóhelynek, mely alatt rövidesen párokba is álltak az ivarérett halak. A kádakba lerakott ikrákat planktonhálójával gyűjtöttük, majd 1,5 literes keltető edényekben keltettük. A lárvák nevelése részben akváriumokban, részben pedig a tanszéki, fóliával bélelt, 10 m<sup>3</sup>-es tóban történt. Előbbi esetben a halak élő eleséget (*Artemia*-t, és *Tubifex*-et) kaptak, a tóban a fő táplálék a vízibolha volt (Müller *et al.* 2011).

## Eredmények

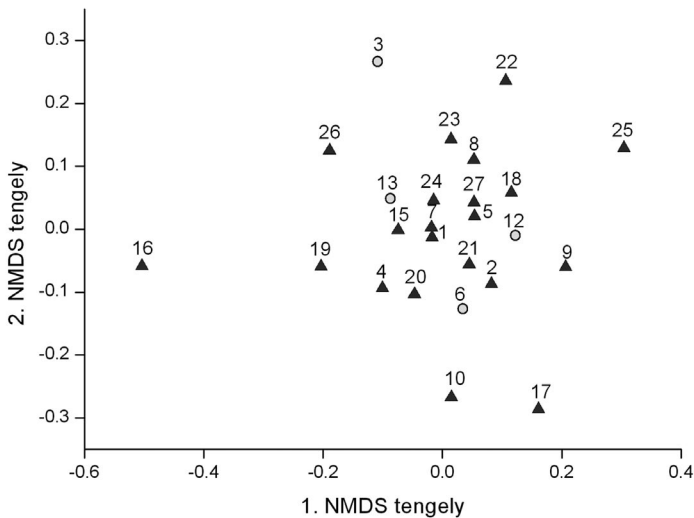
### *Élőhely-rekonstrukció*

2008-2010 között összesen 6 db., egymástól elszigetelt vízteret hoztunk létre a Szada Község Önkormányzata által biztosított Szadai Mintaterületen. Az Illés-tavakat a morfológiai változatosság érdekében szabálytalan partvonallal és mederrel alakítottuk ki. Ezt követően az 1., 3. és 6. sz. Illés-tavakba 5 héten belül érdes tócsagazt (*Ceratophyllum demersum*) és apró békalencsét (*Lemna minor*) telepítettünk (mennyiségek tavanként: 1. sz.: 30+17 liter; 3. sz.: 20+2,5 liter és 6. sz.: 20+0 liter) a veresegyházi Hínáros-csatornából. A hínárral együtt gerinctelen makrofauna és zooplankton fajok is bejutottak az új vizekbe.

### *Potenciális, ismert és újonnan kialakított lápi póc élőhelyek vizsgálata, monitorozása és anyahalak gyűjtése*

2009 júniusában az 1. sz. Illés-tó partjától mindössze 25 méterre új lápi póc élőhelyet fedeztünk fel. A II. sz. Pócos-tónak elnevezett, kb. 15x7 m méretű,

erősen árnyékolt, gyékénnyel és náddal sűrűn benőtt, átlagosan 50 cm mélységű vízben rövid idő alatt 22 db. lápi pócot, 1 db. réti csíkot (*Misgurnus fossilis*) és 1 db. széles kárászt (*Carassius carassius*) fogtunk. A 2000-ben felfedezett I. sz. Pócos-tóban (Tatár & Krenedits 2011) 2008 júniusában vizsgálatot végeztünk, melynek során ismételten megfogtuk a lápi pócot. Az Ócsai Tájvédelmi Körzetben (a „Madárvártán”) három kisebb vizet vizsgáltunk, melyekből az egyikben pócokat, egy másikban pedig széles kárászt fogtunk. 2010 áprilisában a Beregi-Tiszaháton a Csaronda folyóban (Lónya) és a fokozottan védett Bábtaván (Csaroda) vizsgáltuk a halállományt. Előbbi élőhelyen amurgébet és réti csíkot, utóbbin pedig csak amurgébet fogtunk, holott néhány évvel korábban ezekben a vizekben a lápi pócnak még stabil populációi éltek (Sallai 2005). Az egykori és jelenlegi lápi póc élőhelyek makrozoobentonjának összehasonlító statisztikai elemzése azt mutatta ki, hogy nincs számottevő különbség a vizek makroszkópikus gerinctelen fajegyüttese között (1. ábra). Ezért a lápi póc nem a táplálékszervezetek összetételében bekövetkezett változás miatt tűnt el a Bábtaváról és a Csarondáról (Bioaqua 2010), hanem ebben minden bizonnyal az opportunistá táplálkozású amurgébet közvetlen predációja játszhatott fontos



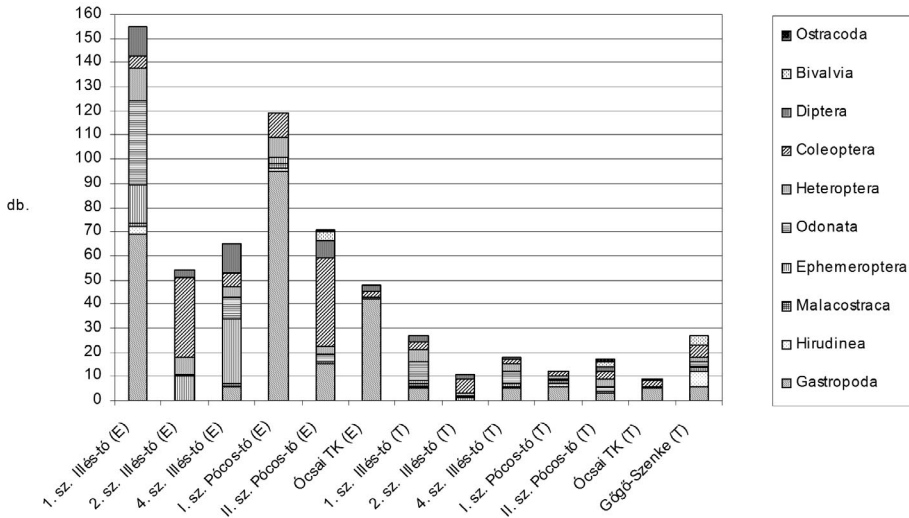
**1. ábra.** Egyes hazai, jelenleg is bizonyítottan lápi póc élőhelyek (20 db. háromszög) és azon élőhelyek, ahonnan a póc az elmúlt 10 évben eltűnt (4 db. kör) összehasonlítása a makroszkópikus gerinctelen fajkészlet adatainak elemzése (nem-metrikus többdimenziós skálázás - NMDS) alapján (Bioaqua 2010). A két pontthalmaz nem különül el egymástól.

szerepet. Az általunk vizsgált lápi póc élőhelyek jellemző növénytársulásai a nádas (*Phragmitetum communis*), a széleslevelű gyékényes (*Typhaetum latifoliae*) és a törpe békalencse hínárok (*Lemnion minoris*) voltak.

A 2010-ben az 1. sz. Illés-tóban a táplálékforrásul szolgáló zooplankton és makrozoobenton fajszám és mennyiség tekintetében is megközelítette, vagy meghaladta a természetes lápi póc élőhelyekre jellemző értékeket. A víz fizikai és kémiai minősége is a természetes vizek értékeihez volt közel. A vizsgált Illés-tavak közül a hínárral telepített 1. sz. Illés-tóban tapasztaltuk a leggazdagabb, a hínármentes 2. sz. Illés-tóban pedig a legszegényebb gerinctelen makrofaunát (1. táblázat, 2. ábra). A jelentős hínárvegetációval rendelkező vizekben a tápanyagfelvétel miatt a nitrogénformák koncentrációja alacsonyabb volt, mint a hínármentes vizekben (2. táblázat). 2011 nyarára az 1. sz. Illés-tóból kipusztult a hínár, a 3. sz. Illés-tóban viszont 68% volt a tócsagaz borítása. A makrozoobenton élőhelyeként és a halak búvóhelyeként is szolgáló hínárvegetáció ökológiai jelentőségét jól mutatja, hogy a 3. sz. Illés-tóban közel kilencszer annyi (114 db.) egynyaras ivadékot fogtunk ugyanannyi idő alatt, mint az 1. sz. Illés-tóban (a vizekben a kihelyezett anyahalak száma hasonló volt).

**1. táblázat.** A lápi halak (lápi póc, réti csík, széles kárász) egyes természetes élőhelyeinek és a mesterségesen létrehozott Illés-tavak zooplankton állományának adatai (VITUKI 2008, 2009, 2010, Bioaqua 2010). \*Az alacsony értékek feltehetően a többi élőhelytől teljesen eltérő hínárvegetációnak köszönhetőek (a víztér nagy részét vastag *Chara sp.* „szőnyeg” tölti ki).

	Vizsgálat ideje	Zooplankton egyedszám (ind./100 l)	Zooplankton taxonszám (db.)
<b>I. sz. Pócos-tó</b>	2008. 06. 20.	6300	18
<b>II. sz. Pócos-tó</b>	2009.07.03.	76020	15
<b>Ócsai TK</b>	2008. 06. 20.	9170	13
<b>Gőgő-Szenke</b>	2010.06.09.	445	10
<b>1. sz. Illés-tó</b>	2009.06.23.	15660	22
	2010.06.17.	44090	13
<b>2. sz. Illés-tó</b>	2010.06.17.	13920	16
<b>4. sz. Illés-tó</b>	2010.06.17.	45*	5*



**2. ábra.** Gerinctelen makrofauna egyedszám (E) és taxonszám (T) nyáron az új Illés-tavakban (2010. június) és a lápi halak természetes élőhelyein (a vizsgálati időpontokat ld. az 1. táblázatban; VITUKI 2008, 2009, 2010, Bioaqua 2010). 1. sz. Illés-tó: hínárral betelepített (*Ceratophyllum demersum* és *Lemna minor*); 2. sz. Illés-tó: hínármentes; 4. sz. Illés-tó: természetes úton betelepült hínárvegetáció (*Chara* sp.).

2010 áprilisában és szeptemberében a szennyezett Gőgő-Szenke-patakból (Szamosköz, Nagyszekeres), a kiszáradó II. sz. Pócos-tóból és az M0 híd feltöltésre ítélt bővítési területéről (Ráckevei-Soroksári Dunaág, Czuczor-sziget TT) összesen 42 db. póc anyahalat mentettünk ki. Ezekből 2010-2011 folyamán 26 egyedat szállítottunk szaporításra a Halgazdálkodási Tanszékre, a többit a Szadai Mintaterületen helyeztük el. A genetikai keveredés elkerülése érdekében a különböző élőhelyekről származó anyahalakat külön-külön tartottuk, majd szaporítás után az 1., 3. és 4. sz. Illés-tavakban helyeztük el. Az anyahalakból vett úszómintákat genetikai vizsgálat céljából elküldtük az MTA BLKI-be.

#### *Szaporítás, nevelés és kihelyezések*

A lápi póc szaporítását 2010 és 2011 áprilisában végeztük. Az ikra lerakásától számított 8. napon jelentek meg az első lárvák, a tömeges kelés a 9. napon következett be. Táplálkozásukat konstans hőmérsékleten (14 °C) a

**2. táblázat.** Az Illés-tavak, a mesterséges tanszéki tó (Tatár 2011) és a természetes kárpát-medencei lápi póc élőhelyek vízfizikai és vízkémiai paramétereit (Sallai 2005; Wilhelm 2008). A természetes vizekre jellemző intervallumokon kívül eső értékeket félkövéren szedtük. Az 1., 4., 5. és 6. sz. Illés-tavak egymástól 25 méteren belül találhatóak. A 2. és 3. sz. Illés-tavak ezektől 200 és 800 méterre helyezkednek el. \* A hínárvegetáció borítása nagyobb, mint 10 %; az 1. sz. Illés-tóból kipusztult a hínár. Vizsgálati időpontok: tanszéki tó: 2010. 08. 18., Illés-tavak: 2011. 08.23.

Vizek neve és kialakításuk időpontja	pH	Vezető-képesség (μS/cm)	oldott O <sub>2</sub> (mg/l)	PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
<b>Tanszéki, fóliával bélelt tó (2008)</b>	6,8	<b>160</b>	<b>0,6</b>	<b>1,00</b>	<b>7,00</b>	0,03	1,5
<b>1. sz. Illés-tó*</b> (2008. 07. 29.)	7,3	<b>1210</b>	1,4	0,50	0,40	0,20	13,0
<b>2. sz. Illés-tó</b> (2008. 07. 29.)	n.a.	720	7,4	0,30	0,25	0,05	5,0
<b>3. sz. Illés-tó*</b> (2009. 07. 01.)	n.a.	590	10,9	0,90	<b>0,05</b>	0,01	1,0
<b>4. sz. Illés-tó*</b> (2009. 07. 03.)	n.a.	950	8,7	0,75	<b>0,05</b>	0,01	0,5
<b>5. sz. Illés-tó</b> (2010. 09. 01.)	n.a.	1080	9,4	0,90	<b>0,44</b>	<b>0,46</b>	25,0
<b>6. sz. Illés-tó*</b> (2010. 09. 02.)	n.a.	820	9,9	<b>0,25</b>	0,05	0,01	1,0
<b>A természetes vizekben mért értékek:</b>	4,7-9,2	205-1180	0,8-12,7	0,4-1,3	0,08-0,43	0-0,23	0,5-35,0

keléstől számított 19. napon kezdték el. A 2010-ben végzett etetési kísérlet során az *Artemia*-val naponta hatszor etetett csoport szignifikánsan nagyobb testhosszt ért el, mint a naponta négyszer etetett csoport. A pócok növekedése az első nyár végére meghaladta (55 mm standard testhossz) a hazai természetes vizekből közölt értékeket (20–38 mm). Öt hónap elteltével az ikrások jóval teltebbek voltak, mint a hímek, jelezve, hogy egyévesen már elérik az ivarérettséget (Müller *et al.* 2011). 2009 őszén túlélési vizsgálat céljából a tanszéken szaporított és felnevelt egynyaras réti csík (Demény *et al.* 2009) és széles kárász ivadékokat (50–50 db.) telepítettünk az 1. sz. Illés-tóba. A halak sikeresen átteleltek: 2010. május végén a réti csíkot és a széles kárászt is visszafogtuk, sőt utóbbi bizonyítottan le is ívott. 2010 tavasza és 2011 ősze között a lápi póc anyahalakat és az előnevelt lárvák egy részét (660 db-ból 382 db-ot) kihelyeztük az 1., 3. és 4. sz. Illés-tavakba, illetve állománygyarapítás céljából az anyahalak származási helyeire (Tatár *et al.* 2010). Az Illés-tavak célja a génmegőrzés és törzsállomány biztosítása

további szaporításokhoz, kísérletekhez, de a halállományok vissztelepítésekhez is felhasználhatók.

2011. augusztus 1-jén mindhárom kihelyezett halfaj egyedeit megfogtuk az 1. sz. Illés-tóban. Az előző évben telepített lápi póc anyahalak és az eredetileg tanszéken nevelt egyedek mellett hálóba kerültek a tavaszi szaporulat ivadécai is. Az 1. és 3. sz. Illés-tóban 4x25 perc vizsgálat során összesen 446 póc ivadékot fogtunk (átlag testhossz: 26,7 mm). Becslésünk szerint még legalább ugyanennyi ivadék van a vizekben. 2011 szeptemberében a 3. sz. Illés-tóból 408 db. ivadékot telepítettünk ki a szülők származási helyére, a Czuczor-sziget Természetvédelmi Területre.

## Értékelés

### *Élőhely-rekonstrukció*

Tapasztalatunk szerint a vizek kialakítását követő 14–22 hónap után már biztonsággal telepíthető lápi póc, és a telepítést követő évben már várható az ivarérett halak szaporodása. Az új élőhelyek 22 hónap elteltével elegendő táplálékbazissal rendelkeznek a halak és ivadékaik számára. A hínárral telepített új vizekben egységnyi idő alatt gazdagabb gerinctelen makrofauna alakult ki, mint a hínármentes vizekben.

### *Potenciális, ismert és újonnan kialakított lápi póc élőhelyek vizsgálata, monitorozása és anyahalak gyűjtése*

Eredményeink azokkal a korábbi kutatási tapasztalatokkal vannak összhangban, melyek szerint az amurgéb térhódítása veszélyezteti a lápi pócot (Sallai 2005). Ugyanakkor dús hínárvegetáció mellett, kis méretű élőhelyeken is nagy denzitású állományai alakulhatnak ki a pócoknak. Az ilyen, jó búvóhelyeket nyújtó, diverz élőhelyeken mindig akadhatnak túlélő példányok – ez lehet a magyarázat arra, hogy például egyes szlovákiai élőhelyeken rövid idő elteltével ismét megjelent (Sallai szóbeli közl.) a korábban kipusztultnak hitt halfaj.

### *Szaporítás, nevelés és kihelyezések*

A lápi póc nem kényes a környezetére, még az extrém vízfizikai és -kémiai értékeket mutató tanszéki tóban sem tapasztaltunk elhullást. A zooplankton és

makrozoobenton egyed- és fajszámok tekintetében nagy a szórás a természetes élőhelyek adatai között, a lápi póc azonban széles táplálékspektrumú, opportunista zoofág faj (Wilhelm 2008). A póc a változó környezethez gyorsan alkalmazkodik, például szállítást követően, kádakba helyezés után már néhány perc elteltével táplálkozik. A szaporító kádakban pedig a Raschel hálón kívül semmi sem volt, az anyahalak a kád aljára tették le ikráikat.

Seddon *et al.* (1999) szerint egy visszatelepítési program akkor nevezhető sikeresnek, ha „*a szaporításból kihelyezett generáció túlél, a szaporításból kihelyezett generáció és utódai szaporodnak, és a létrehozott populáció fennmarad.*” E definíció első két eleme már teljesült, azaz túléltek és szaporodtak a szaporításból kihelyezett generációk. A további két kritérium teljesüléséhez több idő kell, így csak később fog kiderülni, hogy hosszú távon sikeres-e a mintaprogram.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Ezúton fejezzük ki köszönetünket Takács Péternek (MTA BLKI), Krenedits Sándornak (Tavirózsa Egyesület) és Boczonádi Zsoltnak (SZIE Halgazdálkodási Tanszék) akik a terepi munkákban segédkeztek. A Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram elindítását a veresegyházi Tavirózsa Környezet- és Természetvédő Egyesület és a Magyar Telekom Nyrt. támogatása tette lehetővé. Kísérleteinket és vizsgálatainkat a KvVM „Zöld Forrás Program” 2008, 2009, az NKTH, illetve a Bolyai János Kutatói Ösztöndíj pénzügyi támogatásaival végeztük.

## Irodalomjegyzék

- Bajomi, B. (2003): Veszélyeztetett állatfajok visszatelepítésének eredményességét befolyásoló tényezők: a kékcsőréce és az eurázsiai hód magyarországi visszatelepítésének összehasonlító elemzése. Msc. diplomadolgozat. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Genetikai Tanszék. Budapest, 79 pp.
- Bajomi, B., Pullin, A. S., Stewart, G. B. & Takács-Sánta, A. (2010): Bias and dispersal in the animal reintroduction literature. – *Oryx* **44**(3): 358–365.
- Bioaqua (2010): Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram keretében hidrobiológiai vizsgálatok végrehajtása. Kézirat, Bioaqua Pro Kft., Debrecen, 39 pp.
- Demény, F., Lévai, T., Zöldi, L.G., Fazekas, G., Deli, Z., Urbányi, B. & Müller, T. (2009): A réti csík (*Misgurnus fossilis*) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében. – *Pisces Hungarici* **3**: 107–113.
- Erős, T., Takács, P., Sály, P., Specziár, A., György, Á. I. & Bíró, P. (2008): Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) megjelenése a Balaton vízgyűjtőjén. – *Halászat* **101**: 75–77.



- Freyhof, J. (2011): *Umbra krameri*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 26 November 2011.
- Guti, G. (1995): Ecological impacts of the Gabčíkovo River Barrage System with special reference to *Umbra krameri* in the Szigetköz floodplain. – *Annalen des Naturhistorischen Museums* **97B**: 466–469.
- IUCN (1998): Guidelines for re-introductions. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Gland and Cambridge. <http://www.iucnsscrg.org/download/English.pdf>. Megtekintve: 2011. 06. 26.
- IUCN (2011): European Environment: alarming decline in plants, molluscs and freshwater fish. <http://www.iucnredlist.org/news/european-red-list-press-release>. Megtekintve: 2011. 11. 29.
- Maitland, P. S. (1995): The conservation of freshwater fish: past and present experience. – *Biological Conservation* **72**(2): 259–270.
- Müller, T., Balován, B., Tatár, S., Müllerné Trenovszki, M., Urbányi, B. & Demény, F. (2011): A lápi póc (*Umbra krameri*) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében. – *Pisces Hungarici* **5**: 15–20
- Sallai, Z. (2005): A lápi póc (*Umbra krameri*) magyarországi elterjedése, élőhelyi körülményeinek és növekedési ütemének vizsgálata a kiskunsági Kolon-tóban. – In: Barna *et al.* (szerk.): *A Puszta 2005*, Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Túrkeve, pp. 113–172.
- Seddon, P. J. (1999): Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. – *Trends in Ecology & Evolution* **14**: 503.
- Seddon, P. J.; Soorae, P. S. & Launay, F. (2005): Taxonomic bias in reintroduction projects. – *Animal Conservation* **8**: 51–58.
- Storfer, A. (1999): Gene flow and endangered species translocations: a topic revisited. – *Biological Conservation* **87**: 173–180.
- Tatár, S., Sallai, Z., Demény, F., Urbányi, B., Tóth, B. & Müller, T. (2010): Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram. – *Halászat* **103**(2): 70–75.
- Tatár, S. (2011): Lápi póc Adatbázis 1.3./2011 (kézirat). – Tavirózsa Környezet- és Természetvédő Egyesület, Veresegyház
- Tatár, S., Krenedits, S. (2011): *Természeti kincseink védelme Veresegyház térségében*. – Tavirózsa Egyesület, Veresegyház, 120 pp.
- VITUKI (2008, 2009, 2010): A Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram (Tavirózsa Egyesület) keretén belül megvalósult hidrobiológiai vizsgálatok eredményei. Záró jelentések. Kézirat, VITUKI Nonprofit Kft., Budapest, 54 pp.
- Wilhelm, S. (2008): *A lápi póc*. – Erdélyi Múzeum-Egyesület, Kolozsvár, Románia, 118 pp.

## Habitat reconstruction for marshland fish species

Sándor Tatár<sup>1</sup>, Bálint Bajomi<sup>2</sup>, Bence Balován<sup>3</sup>, Balázs Tóth<sup>4</sup>, Zoltán Sallai<sup>5</sup>,  
Ferenc Demény<sup>3</sup>, Béla Urbányi<sup>3</sup> and Tamás Müller<sup>3</sup>

<sup>1</sup> *Doctoral School of Biology, Faculty of Sciences, University of Pécs  
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6., Hungary  
e-mail: tatarsandor@invitel.hu*

<sup>2</sup> *Center for Environmental Sciences, Eötvös Loránd University  
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A, Hungary*

<sup>3</sup> *Department of Aquaculture, Szent István University  
H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., Hungary*

<sup>4</sup> *Danube-Ipoly National Park Directorate  
H-1121 Budapest, Költő u. 21., Hungary*

<sup>5</sup> *Hortobágy National Park Directorate  
H-4024 Debrecen, Sumen u. 2., Hungary*

The goal of the European Mudminnow Conservation Model Program is to conserve and supplement the populations of the internationally important European mudminnow (*Umbra krameri*) in the Carpathian basin. Between 2008 and 2010, we created 6 independent small standing waters (“Illés’ Ponds”) in the Model Area of Szada (Pest plain). We conducted botanical, water chemistry, hydrobiological and fish faunal investigations in the new ponds and in waters where the European mudminnow naturally occurs. We concluded that one of the main risks threatening the European mudminnow populations is the spread of the Amur sleeper (*Perccottus glenii*). In 2009, we have released captive bred weatherfishes (*Misgurnus fossilis*) and crucian carps (*Carassius carassius*) into the 1<sup>st</sup> Illés’ Pond to examine their survival. In 2010–2011, we have bred 26 saved mudminnow mother fish and raised 660 larvae. The physical and chemical water quality and the species number and population sizes of zooplankton and macrozoobenton (the food of mudminnows) in the 1<sup>st</sup> Illés’ Pond have reached the values proper to the natural waters supporting mudminnow populations. Therefore during 2010 and 2011, we released European mudminnow mother fishes and captive bred youngsters to the Illés’ Ponds for the purpose of genetic preservation and to their original habitat as well. In 2010–2011, the European mudminnow and the crucian carp have successfully bred in the Illés’ Ponds – according to our survey, the natural mudminnow progeny counted around 1000 individuals.

Keywords: *Umbra krameri*, *Misgurnus fossilis*, *Carassius carassius*, species conservation, wetland reconstruction, propagation, supplementation, stocking.

# Herpetológiai adatgyűjtés önkéntesek fotói alapján a Kárpát-medencében: előzetes eredmények

Tóth Mihály<sup>1,3\*</sup> és Puky Miklós<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> DE TTK, Hidrobiológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

\*e-mail: toth.mihaly@science.unideb.hu

<sup>2</sup> MTA ÖK Duna-kutató Intézet, 2131 Göd, Jávorka Sándor utca 14.

<sup>3</sup> Varangy Akciócsoport Egyesület

Összefoglaló: Az önkéntesek bevonásával megvalósított természetvédelmi programok esetében fontos szakmai feladat az eltérő tudással rendelkező résztvevők fajhatározási hibáinak minimálisra csökkentése. Ilyen megoldás lehet az, amikor az adatok gyűjtése önkéntesek, az értékelése viszont szakemberek által történik. 2011 májusában a Varangy Akciócsoport Egyesület és a Lokomotív Turista Egyesület egy ilyen, fényképes adatgyűjtést indított a Kárpát-medence kétéltű- és hullófaunájának további feltérképezésére, ami az említett taxonok népszerűsítését is szolgálja. A program első fázisában csaknem 100 adatszolgáltató 28 fajról összesen 515 képet küldött be, ebből a legaktívabb résztvevő 108-at. A kétéltűek közül a kecskebéka-fajcsoportról (*Pelophylax kl. esculentus*), a hullók közül a zöld gyíkról (*Lacerta viridis*) kaptuk a legtöbb felvételt. A beküldött fényképeken látható fajok gyakorisága nem egyezik meg az egyes fajok ismert elterjedési területének nagyságával vagy a fajok gyakoriságával. A képeken látható fajok többnyire kedvelt turista utak mentén is megfigyelhető, nappali életmódú és feltűnő megjelenésű fajok voltak. A vizsgált fajok elterjedésére vonatkozó eredmények mellett a fényképfelvételek különleges színváltozatokat és fejlődési rendellenességeket, valamint jellemző predációs és más interspecifikus kapcsolatokat is ábrázoltak.

Kulcsszavak: fényképes adatgyűjtés, hullók, kétéltűek, turisták.

## Bevezetés

A kétéltűek és hullók megfogyatkozása világméretű probléma (Kiesecker *et al.* 2001, Nyström *et al.* 2007). Az élőhelyeiket érintő antropogén tevékenységek vizsgálata is kiemelkedő fontosságú (Simon *et al.* 2007, 2010). A kétéltű és hulló populációk globális szintű csökkenésének a megállításához alapvető követelmény, hogy rendelkezésre álljon az oltalom alatt álló fajok minél pontosabb elterjedési térképe. Bár már régóta vannak törekvések ebben az irányban (Péchy

2001) és léteznek ilyen céllal készült elterjedési térképek Magyarországra vonatkozóan is (Puky *et al.* 2005), ezek azonban korántsem teljesekek, ha az ország egész területét tekintjük; az egész Kárpát-medencére vonatkozóan pedig ilyen összegző munka csak néhány faj esetében került publikálásra (Dely 1966).

Annak lehetőségéről, hogy egy önkéntesek által végzett adatgyűjtés eredményeit Magyarország herpetológiai adatbázisába integrálhassuk 2011-ben egy előzetes felmérést végeztünk. Arra voltunk kíváncsiak, hogy egy civil részvétellel zajló program keretében hozzáférhetővé válik-e az az adathalmaz, melyet a természetet aktívan járó turisták által készített fényképek jelentenek. Ugyanis feltételezhető, hogy ilyen képek legalább tízezres nagyságrendben létezhetnek, ezek azonban elszórtan, egy-egy számítógépen őrzött vagy kisméretű internetes fotóalbumokban fordulhatnak elő. Ez a közlemény ennek az előzetes felmérésnek az eredményeit ismerteti.

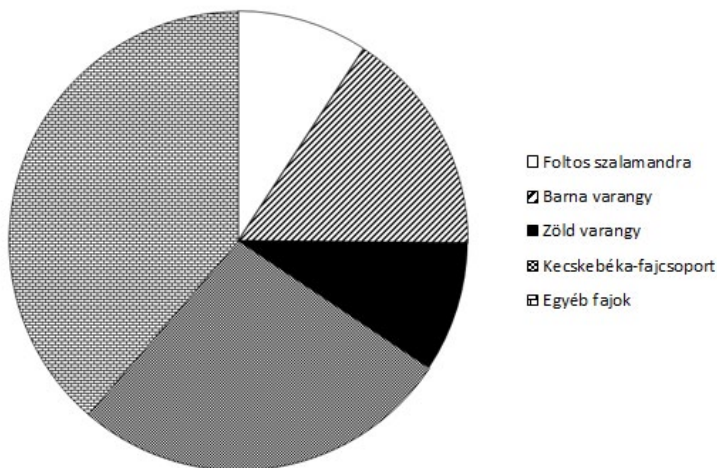
### Módszerek

2011. május 1-én indult útjára a Varangy Akciócsoport Egyesület és a Lokomotív Turista Egyesület közös programjaként a „Láss, alkoss, gyarapíts” fotópályázat és adatgyűjtés. A program felhívását elküldtük Magyarország szinte valamennyi interneten elérhető turista és természetbarát egyesülete számára, emellett több száz túravezetőt is megkerestünk. A fényképeket digitális formában kértük, minőségi elvárást sem képméretben, sem annak minőségében nem kötöttünk ki. Korábban készült és 2011 folyamán fényképezett képeket egyaránt elfogadtunk. A beérkezett fotókon látható kétélűeket és hullóket meghatároztuk, amennyiben az egyértelmű, faj szintű eredményt adott és a további szükséges információk (lelőhely, település, időpont, adatgyűjtő, esetleges megjegyzés) is rendelkezésre álltak, internetes adatbázisba kerültek (a program részletes kiírása a [www.varangy.hu](http://www.varangy.hu) honlapon megtalálható).

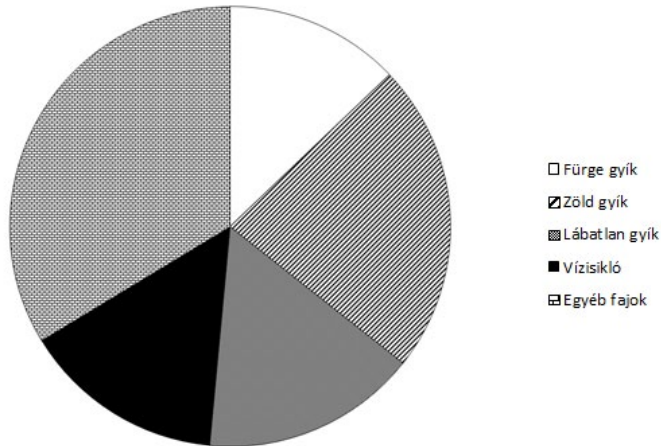
### Eredmények

A program első 5 hónapja alatt 75 önkéntes 515 képet küldött, amelyek 284 független előfordulási adatot jelentettek (egy előfordulási adatnak azt számítjuk, ha egy lelőhelyről kép érkezik az adott fajról, így például 10 ugyanolyan fajt ábrázoló kép ugyanarról a lelőhelyről, csak egy adatnak számít.). A fotókon 28 faj egyedei láthatóak. A képek 89,5%-a érkezett Magyarországról,

4,9%-a Romániából, 2,6%-a Szlovákiából, szintén 2,6%-a Ukrajnából és 0,4%-a Szerbiából. A leggyakrabban megörökített kételtűnek a kecskebéka-fajcsoport (*Pelophylax kl. esculentus*) tagjai bizonyultak (1. ábra), de gyakori volt még a barna varangy (*Bufo bufo*), a zöld varangy (*Epidalea viridis*) és a foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*) is. A kecskebéka-fajcsoportot nem bontottuk szét fajokra, mert vizuálisan nem azonosíthatóak 100%-os biztonsággal. A hüllők közül a zöld gyík (*Lacerta viridis*) volt a leggyakoribb (2. ábra), megelőzve a lábatlan gyíkot (*Anguis fragilis*), a fűрге gyíkot (*Lacerta agilis*) és a vízisiklót (*Natrix natrix*). A fajok elterjedési területe és előfordulási gyakorisága alapján vártnál kevesebb képet kaptunk a zöld levelibékáról (*Hyla arborea*), a barna ásóbékáról (*Pelobates fuscus*) és a vöröshasú unkárol (*Bombina bombina*). A képek között találunk ritka színváltozatokat, ritkán megfigyelhető viselkedési formákat, táplálkozási kapcsolatokat és fejlődési rendellenességet mutató felvételeket is. A beküldött képeknek csupán 41,5%-át határozták helyesen az önkéntesek, míg a képek 54,2%-át nem, vagy pontatlanul azonosították. Tévesztés 4,3%-ban fordult elő. A pontatlan azonosítás kategóriába a „béka”, „gőte”, „gyík” stb. elnevezéseket soroltuk, amikor nem egy létező fajnevet adtak meg a beküldők. A tévesztés kategóriába azok a képek kerültek, amelyekre pontos fajnevet írtak, de az nem egyezett a képen szereplő állattal. Azért kell a kettő között különbséget



1. ábra. A kételtűfajok megoszlása a programra beérkezett előfordulási adatok alapján.



2. ábra. A hüllőfajok megoszlása a programra beérkezett előfordulási adatok alapján.

tennünk, mert az utóbbi kategóriába azok a beküldők tartoznak, akik rendelkeznek bizonyos ismeretekkel és úgy gondolják, hogy az adott fajt felismerik. Így egy más típusú, fotódokumentáció nélküli felmérésnél valószínűleg magabiztosan követnének el tévesztéseket. A leggyakoribb tévedésnek az erdei béka mocsári és gyepi békával történő összekeverése volt, a hüllők esetében a lábatlan gyíkot keverték össze a legtöbbszor az erdei siklóval.

### Értékelés

Világszerte több példa van arra, hogy önkéntesek adatait herpetológiai adatgyűjtésekben felhasználják. Észak-Amerikában 1994 óta működik a North American Amphibian Monitoring Program (Mossman *et al.* 1998), ahol az egész szubkontinens területén végeznek önkéntesek felméréseket vizuális és akusztikus módszerekkel. A Marsh Monitoring Program (Weeber & Vallianatos 1999) is ehhez hasonlóan működik a Nagy Tavak mentén. Az egész világra kiterjedő új program a Global Amphibian BioBlitz (<http://www.inaturalist.org>), mely térképes megjelenítéssel ábrázolja az önkéntesek által észlelt adatokat.

Magyarországon 2009. szeptember 10. óta működik a Vadonleső Program (<http://www.vadonleso.hu>), ahol a gyakori, mindenki számára könnyen felismerhető állat- és növényfajokról tölthetőek fel online adatok. A programot a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium indította el. Herpetológiai szempontból

a foltos szalamandra, a zöld levelibéka és a mocsári teknős szerepel a vizsgált fajok között. A Magyar Madártani Egyesület Kétéltű- és Hullóvédelmi Szakosztálya 2011 áprilisában indított egy „Országos kétéltű és hulló térképezés” elnevezésű programot (<http://herpterkep.mme.hu/>). A módszer ennél a programnál is hasonló a Vadonlesőhöz, azzal a kivétellel, hogy az adatfeltöltéshez regisztráció szükséges. Ezeknél az adatbázisoknál – az adatközlő állításán túl – nem áll rendelkezésre olyan lehetőség, ami a közölt adat érvényességét ellenőrizhetővé teszi (a nyilvánvalóan hibás adatok kizárásán túl).

A „Láss, alkoss, gyarapíts” felmérésben kapott gyakorisági értékek nem egyeznek meg a fajok vélhető valós gyakoriságával, hiszen a beküldött képek többsége a kedvelt turistautak mentén és lakóövezetekben készültek. További eltérést okoz, hogy a fotók nem célzott herpetológiai felmérések, hanem alkalmi észlelések során készültek, ezért jelentős befolyásoló tényező a faj aktivitása, feltűnő megjelenése, mérete, fotózhatósága. A fentiek következtében érkeztethet kevés adat a leginkább éjszaka aktív barna ásóbékáról, a környezetbe beolvadó színezetű zöld levelibékáról, és a kevésbé látogatott alföldi mocsarakban tömeges, de kisméretű vöröshasú unkárról. Feltűnő színezetének köszönheti nagy részesedését a foltos szalamandra és a zöld gyík is.

A képek jelentős többsége az első két hónapban érkezett. Más önkénteseket mozgósító programokban ([herpterkep.mme.hu](http://herpterkep.mme.hu)) is hasonló tendencia figyelhető meg, ezért nagyon fontos, hogy az érdeklődést különböző akciókkal tartsuk fent. Ilyen megfontolásból hirdettünk a legszebb fotók között fotópályázatot, továbbá díjazzuk a legtöbb adatot és a legtöbb fajról adatot szolgáltató önkéntest is.

Ha az önkéntesek által gyűjtött adatokat elemzünk, akkor fontos szempont, hogy az adatokat mire használhatjuk fel. A „Láss, alkoss, gyarapíts” programra beküldött képek jelentős segítséget nyújtanak a kétéltű- és hullótérképezésben. A képek bizonyító erejük, a tévesztés gyakorlatilag kizárható, az adatok ellenőrizhetőek.

Az eddigi tapasztalataink alapján kijelenthető, hogy a „Láss, alkoss, gyarapíts” program beváltotta a hozzá fűzött reményeket, így a programot további társadalmi csoportokra kiterjesztve a jövőben is működtetjük.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Minden résztvevőnek köszönjük, hogy adataikkal hozzájárultak a Kárpát-medence herpetofaunájának megismeréséhez.

## Irodalomjegyzék

- Dely, O. Gy. (1966): Angaben über die Verbreitung des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra* L.) im Karpatenbecken. – *Vertebrata Hungarica* **VIII**(1–2): 69–88.
- Kiesecker, J. M., Blaustein, A. R. & Belden, L. K. (2001): Complex causes of amphibian population declines. – *Nature* **410**: 681–684.
- Mossman, M. J., Hartman, L. M., Hay, R. H., Sauer, J. R. & Dhuey, B. J. (1998): Monitoring long-term trends in Wisconsin frog and toad populations. - In: Lannoo, M. J. (szerk.): *Status and Conservation of Midwestern Amphibians*. University of Iowa Press, Iowa City, IA. pp. 169–198.
- Nyström, P., Hansson, J., Mansson, J., Sundstedt, M., Reslow, C. & Broström, A. (2007): A documented amphibian decline over 40 years: Possible causes and implications for species recovery. – *Biological Conservation* **138**: 399–411.
- Péchy, T. (2001): Segítsen nekünk Magyarország kételtűinek és hullóinek feltérképezésében! – *Madártávlat* **VIII** (2): 21.
- Puky, M., Schád, P. & Szövényi, G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza/Herpetological atlas of Hungary*. Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest.
- Simon, E., Braun, M., Szabó, K., Molnár P. & Tóthmérész, B. (2007): Cink monitorozás *Rana esculenta* fajkomplex egyedeinek vizsgálatával. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 309–317.
- Simon, E., Braun, M. & Tóthmérész, B. (2010): Non-destructive method of frog (*Rana esculenta* L.) skeleton elemental analysis used during environmental assessment. – *Water, Air, & Soil Pollution* **209**: 467–471.
- Weeber, R. C. & Vallianatos, M. (1999): *The Marsh Monitoring Program. 1995 – 1999: Monitoring Great Lakes Wetlands and Their Amphibian and Bird Inhabitants*. Bird Studies Canada, Port Rowan, Ontario, Canada.



## Herpetological data collection using volunteers' photos in the Carpathian Basin: preliminary results

Mihály Tóth<sup>1,3\*</sup> and Miklós Puky<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> *University of Debrecen, Department of Hydrobiology  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.*

\* *e-mail: toth.mihaly@science.unideb.hu*

<sup>2</sup> *Hungarian Academy of Sciences, Danube Research Institute  
2131 Göd, Jávorka Sándor utca 14.*

<sup>3</sup> *Toad Action Group*

An important challenge in volunteer-based nature conservation surveys is to minimise mistakes in species determination. In May 2011 the Toad Action Group and the Locomotiv Tourist Association launched a photo collection to map the herpetofauna of the Carpathian Basin, which also popularise these taxa. Species identification was made by specialists. In the first phase of the programme nearly 100 volunteers sent in 515 photos on 28 species, the most active volunteer sent in 108 pictures. Most pictures had been taken on the *Pelophylax esculentus* complex and *Lacerta viridis*. The frequencies of species on the photos did not correlate with the size of distribution areas and the known national frequencies of species but their presence along popular tourist tracks, diurnal life strategy and conspicuous dorsal pattern. The photographs revealed special colour morphs, deformities, predatory and interspecific relationships, too.

Keywords: amphibian, photographic data collection, reptile, tourist.

# Szemelvények a Vadonleső, önkéntesek munkáján alapuló természet-megfigyelő program első két évének eredményeiből

Váczi Olivér, Bakó Botond, Bata Kinga, Koczka Krisztina,  
Sashalmi Éva, Varga Ildikó és Vozár Ágnes

Vidékfejlesztési Minisztérium, Természetmegőrzési Főosztály  
1055 Budapest, Kossuth Lajos tér 11.  
e-mail: oliver.vaczi@vm.gov.hu

Összefoglaló: Korunk egyik legnagyobb kihívása a biodiverzitás csökkenésének megállítás, a folyamat visszafordítása. Az elterjedt és viszonylag gyakori fajok megfigyelése óriási emberi erőforrás igénye miatt a szakemberekre gyakran kivitelezhetetlen feladatokat ró. A nagyközönség bevonása az ilyen jellegű tevékenységbe rengeteg értékes adatot szolgáltat és szemléletformáló szerepe is jelentős. Ezen célok megvalósítását célozza a 2009 szeptembere óta működő Vadonleső program, melyet a Vidékfejlesztési Minisztérium (VM) tart fent. A program indulásakor 9, jelenleg már 16 könnyen felismerhető, hazánkban elterjedt, védett állat- és növényfaj adatai rögzíthetőek GoogleMap alapú felület segítségével, on-line módban. A beérkezett adatokat az adatbázisba illesztés előtt specialisták validálják. A két éves működés alatt több, mint 4700 megfigyelés érkezett, 1300 körüli adatszolgáltatótól. A legtöbb adatot a keleti sünről (*Erinaceus roumanicus*) kaptuk, de a közönséges mókus (*Sciurus vulgaris*) és a szarvasbogár (*Lucanus cervus*) is előkelő helyen áll a sorban. A rövidebb időintervallumban megfigyelhető növények közül a tavaszi hérics (*Adonis vernalis*) vezet, közvetlenül a hóvirág (*Galanthus nivalis*) és a 2011. év vadvirága, a leánykököröcsin (*Pulsatilla grandis*) előtt. Az eddigi adatok azt mutatják, hogy a kiválasztott, könnyen felismerhető fajok felmérésébe nagyszámú önkéntes szívesen kapcsolódik be, és az általuk szolgáltatott adatok értékes adalékokkal szolgálnak a természetvédelmi munkához.

Kulcsszavak: önkéntesek, adatszolgáltatás, szemléletformálás, védett fajok, elterjedés, NBmR, TIR, környezeti nevelés.

## Bevezetés

Századunk egyik legnagyobb kihívása a biodiverzitás csökkenésének megállítás, a folyamat visszafordítása (Európai Bizottság 2011). A széles társadalmi rétegek környezettudatos gondolkodásának fejlesztése és a fokozatos szemléletváltás megvalósítása kulcsfontosságú, mely nélkül a kitűzött természetvédelmi célok kudarcra vannak ítélve. Az élő környezetre érzékeny szemléletmód kiala-

kításának egyik igen hatékony módszere a társadalom bevonása a gyakorlati természetvédelmi munkába (Dimitrakopoulos *et al.* 2010). A munkafolyamatok legtöbbje bizonyos szakmai felkészültséget, fizikai munkabírást és gyakran speciális eszközöket igényel, mely korlátozhatja a bevonható önkéntesek körét és számát is. Különösen értékesnek tekinthetjük tehát azokat a lehetőségeket, amikor a fent említett korlátozó tényezők nem állnak fenn és a természetvédelmi feladatok megvalósítására tömegeket tudunk megmozgatni.

A biológiai sokféleségre hatással lévő folyamatok hálózata annyira összetett és bonyolult rendszert alkot, hogy teljes egészének ismerete jelenleg utópia. A biodiverzitás állapotának mérése a rendszert alkotó komponensek, kiemelten indikátor szervezetek, vizsgálatával valósítható meg (Horváth *et al.* 1997). Az egyes ökoszisztémák természetvédelmi helyzetének és változásainak jellemzése érdekében, kiszemelt állat- és növényfajok felmérésén keresztül, gyakran jól képzett szakemberekből álló csapat dolgozik, hosszú éveken át. A specialisták száma azonban korlátozott, így tudásukat és kapacitásukat a valóban szakértelmet igénylő feladatok megoldására érdemes igénybe venni. Szép számmal található olyan állomány-felmérési kihívásokat is, amikor nagyszámú felmérő, gyakran időben szinkronizált munkájával érhető el használható eredmény és található olyan módszer, mely rövid idő alatt különösebb előképzettség nélkül elsajátítható és önállóan végezhető (pl. Szép & Nagy 2006). A laikus önkéntesek megfelelő szakmai kontroll melletti bevonása ilyenkor nélkülözhetetlen, emellett nem elhanyagolható szemléletformáló hatással bír.

A szemléletformálás szükségességét belátva és egy közszeretnek örvendő kisemlős fajunk, a közönséges mókus (*Sciurus vulgaris*) erdei ökoszisztémákban betöltött fontos szerepét felismerve indította el 2002-ben a SZIE Állattani és Ökológiai Tanszékének Mókusleső programját. A közönséges mókusok felmérésére önkéntes alapon kitölthető kérdőíveket szerkesztettek, melyet mintegy 3000 hazai általános és középiskolába küldtek szét a szervezők. A visszaérkezett, kitöltött adatlapok azt mutatták, hogy a társadalom nyitott és érett a hasonló kezdeményezésekre (Bösze *et al.* 2003).

Az időközben abbamaradt Mókusleső program csapásirányán, a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) részeként indította el 2009 szeptemberében Vadonleső programját az akkori környezetvédelmi tárca. A program célja már a kezdetektől kettős volt. Egyrészt a társadalom minél szélesebb körének bevonását céloztuk a gyakorlati természetvédelmi munkába, mely az ismeretterjesztésen kívül a környezeti nevelés és a szemléletformálás hatékony

eszköze is. Másrészt gondosan kiválasztott állat- és növényfajok kontrollált felmérésén keresztül hazánk természeti állapotáról kívántunk adatokat gyűjteni.

### Módszerek

A honlap hivatásos arcuattervező és térinformatikus-honlapfejlesztő segítségével történő kialakítása során törekedtünk arra, hogy egy barátságos, meleg színek dominálta, kicsit játékos, ne túl bonyolult felületet hozzunk létre. Az azonnali visszajelzés a felhasználót is szerkesztővé avatja, mely a web2-es alkalmazás legfontosabb jellegzetessége. Az oldal személyesebbé tétele érdekében a programban dolgozó csapat saját arcával is megjelenik.

Mivel a program célmeghatározása is kettős, ezért a fajok kiválasztása során is kettős cél lebegett a szemünk előtt. Először is olyan fajokat választottunk, melyek védettek, az elterjedésükről kevés biztos, recens és kellőképpen széleskörű felmérésből származó adatokkal rendelkezünk, valamint elég gyakoriak ahhoz, hogy bárki találkozhatson velük a tágabb lakókörnyezetében is, emellett jól felismerhetőek és más fajokkal nehezen összetéveszthetőek. A program kezdetekor kiválasztási szempont volt az is, hogy olyan fajokat válasszunk, melyekhez az emberek emocionálisan kötődhetnek, szerethetőek. Minden Vadonlesőn szereplő fajhoz hozzárendeltünk egy felelős szakértőt, aki az adott élőlényvel kapcsolatosan érkező felhasználói levelekre válaszol és adatainak validálásáért felel.

Az adatbejelentés mindig az adat térben való elhelyezésével kezdődik. A Vadonleső oldalán egy GoogleMap alapú térkép segíti a bejelentőt, hogy akár néhány méter pontossággal jelölhesse be észlelését. A rövid adatlap kitöltésekor kötelezően kitöltendő kérdések és opcionális mezők is előfordulnak.

A bejelentéseket a faj felelőse rekordonként áttekinti és amennyiben sem a térbeli helyzetben, sem a bejelentés időpontjában, esetleg más változóban nem talál szokatlan értéket és a felhasználó e-mail címét is megadta, egyenként validálja a pontokat. A validáláson átesett rekordok időszakonként a Természetvédelmi Információs Rendszerbe (TIR) kerülnek át, ahol „adatforrás: vadonleső” jelzéssel szerepelnek. A későbbiekben az itt szereplő adatok – adatforrás jellegétől függő súllyal és megfelelő további ellenőrzés után – a természetvédelmi hatósági döntések, kezelési előírások, beavatkozások megalapozásánál, hazai és nemzetközi jelentési kötelezettségek teljesítésénél, illetve fajvédelmi munka során hasznosulnak.

Az adatok értékelése során a fajokra vonatkozóan a validált adatokat használtuk fel, az összes (validált és nem validált) észleléssel csak az önkéntesek aktivitásának jellemzésekor dolgoztunk. Számos elemzést és összehasonlítást végeztünk az egyes fajokra, azonban itt, terjedelmi korlátok miatt, csak az általunk legérdekesebbnek ítélt eredményeket mutatjuk be. Megpróbáltuk a programban szereplő fajokra a legjellemzőbb eredményeket kiemelni úgy, hogy minél több fajról tudjunk mondani valamit. Azokat a fajokat, melyekről kevés bejelentés érkezett, emiatt kizártuk az elemzésekből. Az elemzések Microsoft Excel táblázatkezelőben, a térképek ArcGIS 9.3 programcsomagban készültek.

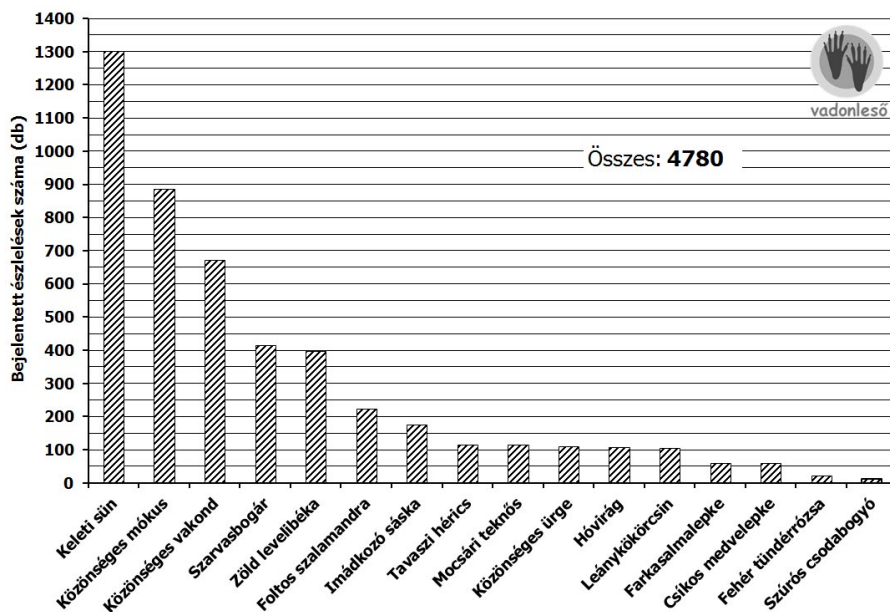
### Eredmények

A program kétéves működése alatt több, mint 4700 megfigyelés érkezett, 1300 körüli adatszolgáltatótól. A bejelentések döntő többsége (98,8%) belföldről érkezett, ezek 48,1%-a települések belterületéről, 26,5%-uk természetvédelmi oltalom alatt álló területről (védett természeti terület, Natura 2000 terület) származik. Ez utóbbi arány nem tér el számottevően a természeti védettséget élvező területeink az ország teljes területéhez viszonyított arányától (23,7%). A bejelentett észlelések számának fajok közötti megoszlását az 1. ábra mutatja. Az összes észlelés és rögzítés időpontjának éves lefutása a 2. ábrán látható. Példaként a rövid virágzási periódussal jellemezhető hóvirág és a többé-kevésbé egész évben aktív közönséges vakond (*Talpa europaea*) észlelési idejének éves változását is ábrázoltuk.

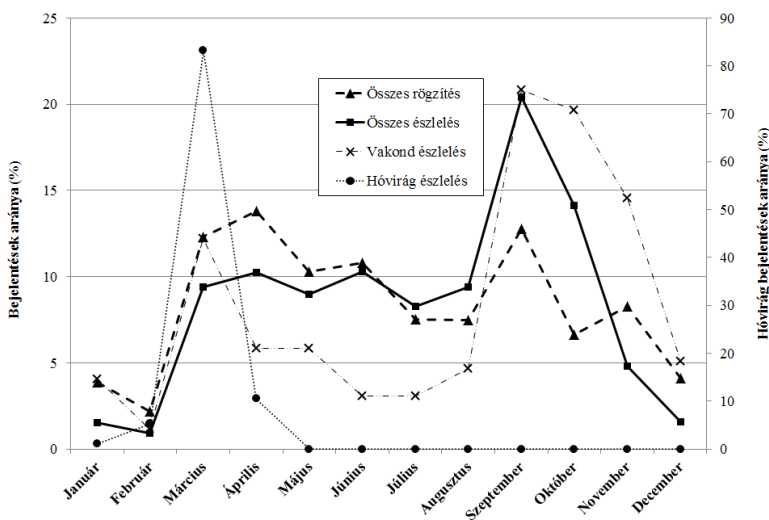
A leánykőrkörcsin bejelentések (95 észlelés) 12,6%-a az élőhelyvédelmi irányelv (92/43/EGK) alapján, a közösségi jelentőségű fajok természetvédelmi helyzetéről 2007-ben elkészített jelentés elterjedési térképén megjelölt területen kívül helyezkedik el (3. ábra).

A tavaszi hérics bejelentések (118) térbeli eloszlásáról elmondható, hogy azok 92,4%-a külterületre esik. Ugyanakkor a bejelentők 84,7%-a nyilatkozta, hogy az észlelése belterületen van, 11,0% szerint külterületen és 4,3% nem töltötte ki ezt a nem kötelező mezőt.

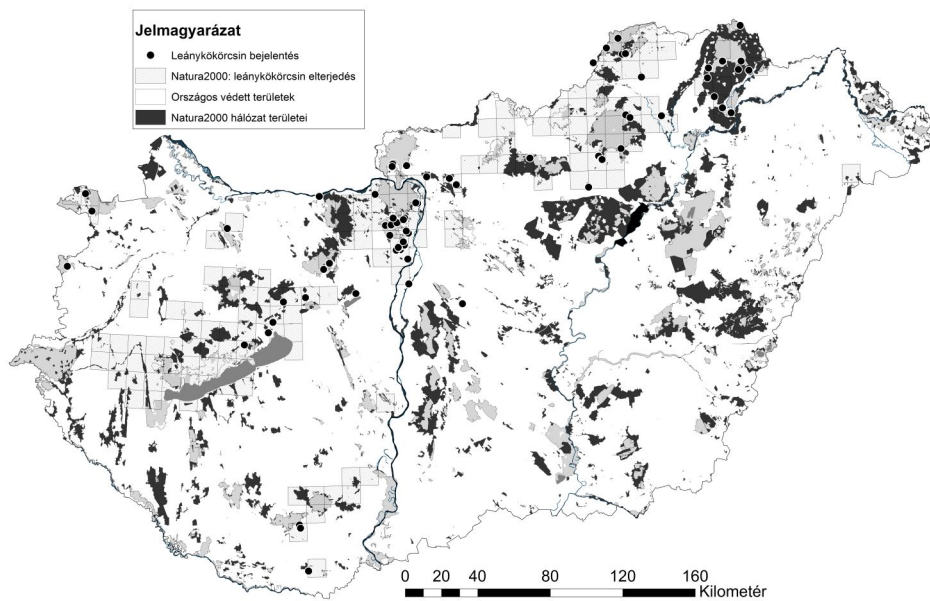
A szarvasbogár esetében a bejelentők (405) 64 esetben jelezték, hogy milyen fafajon figyelték meg az egyedet. A tölgyön 37,5%, fűzfán 28,1%, valamilyen gyümölcsfán 28,1%, míg egyéb lombos fán 6,3% figyelték meg a szarvasbogarat.



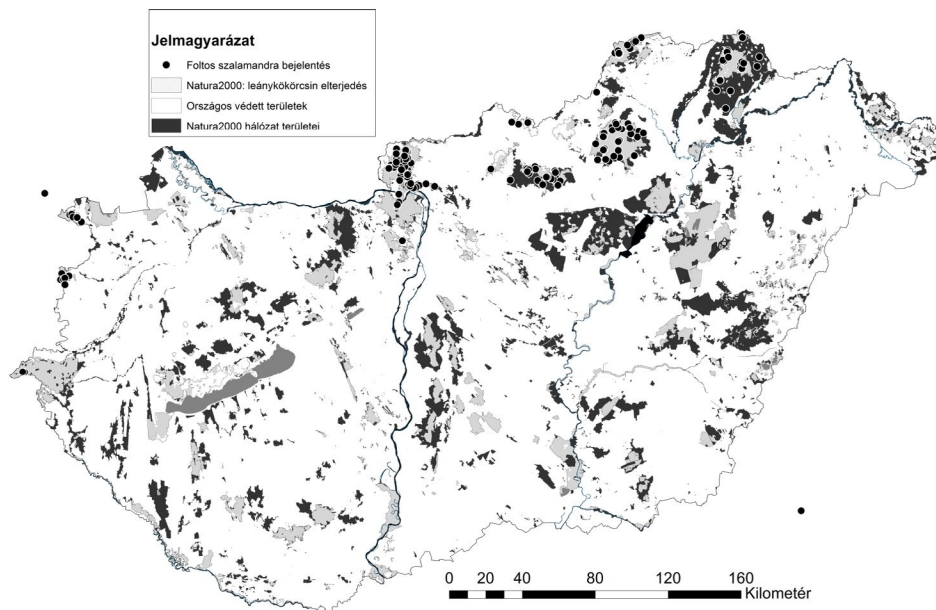
1. ábra. A bejelentések fajok szerinti megoszlása. (2011.11.01. szerinti állapot.)



2. ábra. A bejelentések arányának időbeli alakulása az év során.



3. ábra. Leánykőkörcsin észlelések térképi megjelenítése.



4. ábra. Foltos szalamandra észlelések térképi megjelenítése.

A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*) hazai megfigyelések (208) 87,5%-a természeti oltalom alatt álló területről érkezett (4. ábra).

A közönséges ürge (*Spermophilus citellus*) bejelentések (105) közül azokból az esetekből, amikor az adatszolgáltató megjelölte a területkezelés módját (73), 24,7% kaszálást, 75,3% pedig legeltetést állapított meg. A korábbi ismert közönséges ürgelelőhelyeken kívül 23 új területre vonatkozó megfigyelés történt a Vadonleső működése kapcsán.

A keleti sün észlelések (1256) 24,0%-a elütött állatról, 2,0%-a más okból elhullott egyedről szolgált adatot, míg a fennmaradó 74,0% élő sünről tett bejelentés. A megfigyelt, élő sünök 10,9%-a kap kiegészítő táplálékot az emberektől.

### Értékelés

A Vadonleső program ugyan elsősorban a hazai önkéntesek bevonását célozza, azonban a határon túli magyar anyanyelvűek, valamint a környező országokba látogatók által küldött alkalmi megfigyelések is fontosak az élőlények jobb megismerése szempontjából. A bejelentők között van egy szűkebb bázis, aki rendszeresen, olykor szinte megszállottként keresi a programban szereplő fajokat környezetében és előszeretettel tölti fel az oldalra. Van azonban jelentős számú olyan alkalmi bejelentő is, aki egyetlen megfigyelését tölti fel. A visszajelzések szerint erős motiváló tényező a bejelentés azonnali megjelenése az összesítő térképen, hiszen az adatszolgáltató érzi, hogy hozzájárulhat az elterjedési térkép minél teljesebbé válásához. Egyfajta közösség kialakulásához vezet, amikor a bejelentők szembesülnek mások közeli megfigyeléseivel, illetve azonos fajokkal való hasonló találkozásokkal. Ezt segíti elő a közösségi oldalakon kialakított csoport működtetése is.

A bejelentések térbeli eloszlása alapján elmondható, hogy nem találkoznak többet a bejelentők a programban szereplő fajok példányaival természetvédelmi oltalom alatt álló területeken, mint máshol. A fajok kiválasztása ebből a szempontból tehát sikeresnek mondható, hiszen célunk volt, hogy akár lakott területek közelében is lehessen tenni észleléseket. Ez alól az általános eredmény alól van néhány kivétel, például az életmódjából adódóan speciális környezeti igényekkel rendelkező foltos szalamandra, ahol a bejelentések a védett területek magasabb előfordulási arányát mutatják. Itt a faj megőrzése szempontjából a területi védettséget kiemelt fontosságúnak kell tartanunk. A bejelentések fajonkénti megoszlása mutatja, hogy az első helyen azok az – elsősorban emlős – ál-



latok szerepelnek, melyek közkedveltek és viszonylag könnyű velük találkozni. A rovarok közül a feltűnő és látványos szarvasbogár áll az első helyen, de az imádkozó sáskáról (*Mantis religiosa*) is meglepően sok bejelentés érkezett. A két kiválasztott lepkefaj kicsit „kakukktojásnak” számít, mivel felismerésük nagyobb gyakorlatot igényel. A velük való találkozás valószínűsége kisebb, mert egy átlagos természeti ismeretekkel rendelkező személy figyelmét kevésbé keltik fel. A növények érthető módon szorultak kissé hátrébb, mivel a virágzási idejük az évben jelentősen rövidebb, mint az állatok észlelhetőségének ideje. A néhány hetes tavaszi virágzás ellenére a 2012. *Év vadvirágáról*, a tavaszi héricsről száz feletti bejelentés érkezett.

A megfigyelések időbeli eloszlása szeptemberi maximumot mutat, melyet a legtöbbet látott, leggyakoribb állatfajok észlelésének időbeli lefutása okozhat. Ez különösen érdekes, ha megnézzük, hogy a rögzítések időpontját tekintve a szeptember már egyáltalán nem ilyen kitüntetett. Az adatokból nem dönthető el, hogy a megnövekedett észlelési intenzitást az állatok viselkedése okozza (téli felkészülés, táplálék-felhalmozás), vagy a megfigyelők aktivitása nagyobb az iskolakezdés környékén, bár ez utóbbi esetben a bejelentések száma is várhatóan nagyobb lenne. A tavasszal nyíló növények, így a hóvirág észleléseinek száma egyértelműen a virágzás hónapjának környékére koncentrálódik, ami a bejelentések magas megbízhatóságával kapcsolatban is jelzés értékű.

A hazai összes bejelentés körülbelül fele esik belterületre, ezzel szemben a növényeknél, így a tavaszi hérics esetében is, ez az arány erősen a külterület felé eltoltt, bár ezt a bejelentők nem mindig tudják helyesen megítélni. Az eltolódott arány utal a kiválasztott növények lakott területen kívüli előfordulási helyeire, illetve mutatja, hogy a kertekbe ültetett növények bejelentése nem jellemző. Több faj, mint például a leánykökörcsin, vagy a közönséges ürge esetében, a bejelentések kellő körültekintés és helyszíni visszaellenőrzés után hozzájárulhatnak a nemzetközi jelentési kötelezettségeink teljesítéséhez, további potenciális előfordulási helyekkel gazdagítva eddigi ismereteinket.

A kötelezően kitöltendő és opcionális mezők mellett több esetben is olyan visszajelzések érkeznek hozzánk a szöveges megjegyzéseken keresztül, melyek az adott faj előfordulása, viselkedése, ökológiája kapcsán újabb megközelítési irányokat, vizsgálандó kérdéseket vetnek fel. Jó példa erre a szarvasbogár megfigyelésének körülményeit leíró, az állatok megtalálásának fafajok szerinti eloszlását mutató kiegészítés. Hasonló a keleti sün meglepően nagy arányának emberi táplálását mutató eredmény is. Ez felveti a környezet természetes eltartó képes-

ségénél nagyobb állományméretű keleti sün előfordulás lehetőségét is olyan helyeken, ahol egyébként táplálék limitáció lépne fel. A viszonylag nagy arányban kitöltött, területkezelésre vonatkozó, opcionális mező elemzése a közönséges ürgék esetén alátámasztja a lelőhelyek növényzetkezelésének fontosságát (Kis *et al.* 1998), mégpedig a legeltetés nagyobb jelentőségét a kaszálással szemben. A keleti sün esetében egy kötelezően kitöltendő mező, az egyed állapota szolgál hasznos információval az állatokat veszélyeztető elütések előfordulási gyakoriságáról, melynek térbeli eloszlása a keleti sünök számára különösen veszélyes útszakaszok előfordulására is felhívhatja a figyelmet.

Az első két év tapasztalatainak ismeretében megkezdtük a Vadonleső program továbbfejlesztését. Ennek keretében három területre koncentrálnak: a honlap felületének fejlesztése az adatrögzítés segítése céljából, és a jobb információ szolgáltatás érdekében (kényelmi funkciók beépítése, kitöltési útmutató fejlesztése); a környezeti nevelési szerepnek való jobb megfelelés (információk bővítése, játékok indítása); illetve a bejelentők közösséggé formálása (kirándulások, közös programok szervezése). Már teszt üzemmódban a honlapon elérhető az az alkalmazás, amely egyes mobiltelefon-típusokat alkalmassá tesz az azonnali terepi adatrögzítésre, kihasználva a modern technika (telefonba épített GPS, saját naptár, óra stb.) nyújtotta kényelmi funkciókat.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – A Vadonleső a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium jogutódjaként a VM Természetmegőrzési Főosztálya koordinálásában és finanszírozásában működik. Az arculat kialakításában André Krisztina, a térképes és adatbázis megoldásokban Barton Gábor szerzett elvülhetetlen érdemeket, míg a mobil alkalmazás elkészítése Bélteky Attila munkáját dicséri. Gyermekeink rajzokkal, számos kolléga saját fotókkal járult hozzá a honlap magas színvonalához, akiknek a neve a honlapon olvasható. Ezúton is köszönjük önkénteseink százainak önzetlen hozzájárulását!

## Irodalomjegyzék

- Bösze, Sz., Bakó, B. & Csorba, G. (2003): Research on distribution and ecology of red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Hungary. – Book of abstracts, 3rd International Colloquium on the Ecology of Tree Squirrels and 7th European Squirrel Workshop. Ford Castle, UK
- Dimitrakopoulos, P. G., Jones, N., Iosifides, T., Florokapi, I., Lasda, O., Paliouras, F. & Evangelinos, K. I. (2010): Local attitudes on protected areas: Evidence from three Natura 2000 wetland sites in Greece – *Journal of Environmental Management* **91(9)**: 1847–1854

- Európai Bizottság (2011): *Életbiztosításunk, természeti tőkénk: a biológiai sokféleséggel kapcsolatos, 2020-ig teljesítendő uniós stratégia* – A bizottság közleménye az Európai Parlamentnek, a Tanácsnak, a Gazdasági és Szociális Bizottságnak és a Régiók Bizottságának, Brüsszel, 19 pp.
- Horváth, F., Rapcsák, T. & Szilágyi, G. (szerk.) (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer I. Informatikai alapozás* Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 164 pp.
- Kis, J., Váczi, O., Katona, K. & Altbäcker, V. (1998): A növényzet magasságának hatása a cinegési ürgék élőhelyválasztására. – *Természetvédelmi Közlemények* **7**: 117–123.
- Szép, T. & Nagy, K. (2006): Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005 adatai alapján. – *Természetvédelmi Közlemények* **12**: 5–16.

## Selections from the two years results of the „WildWatcher” volunteer based wildlife registration system

Olivér Váczi, Botond Bakó, Kinga Bata, Krisztina Koczka,  
Éva Sashalmi, Ildikó Varga and Ágnes Vozár

*Ministry of Rural Development, Department of Nature Conservation  
1055 Budapest, Kossuth Lajos sq. 11.  
e-mail: oliver.vaczi@ym.gov.hu*

Halting the loss of biodiversity is one of the biggest challenge of our century. The observation of the widespread and relatively frequent species often means a non-executable task for the experts. Involving the public in this activity provides a huge amount of valuable data and plays a significant educational role. The „WildWatcher” programme started in September 2009 and managed by the Ministry of Rural Development aims to realize the above mentioned goals. At the beginning of the programme the data of 9, at present the data of 15 easily recognizable, widespread, protected animal and plant species can be recorded with the help of a GoogleMap based website. The data are validated by specialists before adding them to a database. 4700 observations of about 1300 participants were recorded during the two-year-long operation. We have received the most data about the hedgehog (*Erinaceus roumanicus*), but the squirrel (*Sciurus vulgaris*) and the stag-beetle (*Lucanus cervus*) are also among the winners. The spring pheasant’s eye (*Adonis vernalis*) was the most „popular” out of the plant species, followed by snowdrop (*Galanthus nivalis*) and pasqueflower (*Pulsatilla grandis*), which was „The wild plant species of the year” in 2011. The data recorded until now show that a large number of volunteers join with pleasure the survey of the easily recognizable species and the data provided by them contribute to the nature conservation work as a valuable input.

Keywords: volunteers, data service, environmental education, protected species, distribution, Hungarian Biodiversity Monitoring System, Hungarian Nature Conservation Information System.

# Gyepék kontrollált égetése, mint természetvédelmi kezelés – alkalmazási lehetőségek és korlátok

Valkó Orsolya<sup>1\*</sup>, Deák Balázs<sup>2</sup>, Kapocsi István<sup>2</sup>,  
Tóthmérész Béla<sup>1</sup> és Török Péter<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Debreceni Egyetem, TTK Ökológia Tanszék  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

<sup>2</sup>Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság  
4024 Debrecen, Sumen utca 2.

\*Debreceni Egyetem Ökológia Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.  
e-mail: valkoorsi@gmail.com

Összefoglaló: A kontrollált égetés olcsó, kis élőlétszám-igényű módszer, amely alkalmas lehet a cserjésedés és erdősödés megakadályozására, az avar-felhalmozódás csökkentésére és spontán tüzesetek megelőzésére. A nem megfelelően alkalmazott égetés azonban kedvezőtlen hatással lehet a gyepi ökoszisztémákra azáltal, hogy segíti természetvédelmi szempontból nemkívánatos (hatékony kompetitor vagy inváziós) fajok előretörését, illetve károsíthatja veszélyeztetett fajok populációit. Tanulmányunkban áttekintjük az égetés gyepi ökoszisztémákra gyakorolt hatásait és az Európában végzett kontrollált égetéses vizsgálatokat. Az észak-amerikai égetéses vizsgálatok példáiból merítve áttekintjük, hogy milyen elemeket lehetne az európai természetvédelmi gyakorlatba átültetni az égetés időzítését, gyakoriságát, az égetés és legeltetés együttes alkalmazását, illetve az égetésnek az inváziós fajok visszaszorításában való felhasználását illetően. Bár az égetés hatásai természetvédelmi szempontból ellentmondásosak, a kontrollált égetésnek bizonyos körülmények között lenne létjogosultsága a gyepék természetvédelmi kezelésében. Az égetés gyakorlati alkalmazásának azonban feltétele az égetni kívánt gyeptípusokban gondosan tervezett kísérletes vizsgálatok kivitelezése és tapasztalatainak összegzése.

Kulcsszavak: avar; biomassza eltávolítás; fajgazdagság; inváziós fajok; kaszálás; legeltetés; tájhasználat; tűz.

## Bevezetés

A természetes gyepék területe és fajgazdagsága Európa-szerte jelentősen csökkent az elmúlt évtizedekben (Bakker & Berendse 1999). Számos gyepterületet fenyeget a kezelés felhagyása, ami hosszú távon (1) avar felhalmozódáshoz (Ryser *et al.* 1995), (2) néhány kompetitor faj előretöréséhez (Kahmen

*et al.* 2002, Köhler *et al.* 2005), (3) cserjésedéshez, erdősődéshez (Hansson & Fogelfors 2000), illetve (4) a gyepekhez kötődő, természetvédelmi szempontból értékes fajok eltűnéséhez (Isselstein *et al.* 2005) vezet. Számos gyepterület természetvédelmi kezelése költséges és gazdasági szempontból nehezen megtérülő; ennek egyik fő oka az állatállomány jelentős csökkenése és az ebből adódó lecsökkent takarmány igény (Isselstein *et al.* 2005). Egyre nagyobb az igény elsősorban a gyakorlati természetvédelem részéről kevésbé költséges, alacsonyabb munkaigényű alternatív kezelési módszerek kidolgozására és alkalmazására (Köhler *et al.* 2005, Liira *et al.* 2009). Ilyen módszer lehet a körültekintően megtervezett kontrollált égetés (*prescribed burning*) alkalmazása.

A kontrollált égetést Észak-Amerikában, Afrikában és Ausztráliában évtizedek óta sikeresen alkalmazzák gyepek természetvédelmi kezelésében (Cummins *et al.* 2007, Fuhlendorf & Engle 2004, MacDougall & Turkington 2007), európai gyepekben azonban eddig csak ritkán és általában kísérleti jelleggel alkalmazták (de lásd például Page & Goldammer 2004).

A kontrollált égetés költséghatékony, kis élőmunka-igényű módszer, amely alkalmas lehet (1) az avar-felhalmozódás csökkentésére (Ryser *et al.* 1995), (2) a cserjésedés és erdősődés megakadályozására (Page & Goldammer 2004), (3) gyeprekonstrukció során a kívánt célállapot irányába zajló vegetációfejlődés irányítására és felgyorsítására (Rowe 2010), illetve a (4) spontán tüzesetek megelőzésére (Baeza *et al.* 2002). Ugyanakkor a nem megfelelően alkalmazott égetés kedvezőtlen hatással lehet a gyepi ökoszisztémákra azáltal, hogy segíti természetvédelmi szempontból nem kívánatos (hatékony kompetitor vagy inváziós) fajok előretörését, illetve károsíthatja veszélyeztetett fajok populációit (Smith 2000).

Emiatt szükséges a kísérletes vizsgálatok és gyakorlati eredmények, tapasztalatok összegzése a kontrollált égetés európai alkalmazhatóságának általános (időzítés, gyakoriság) és specifikus (gyeptípusok, veszélyeztetett fajokra gyakorolt hatások) feltételeiről és korlátairól. Ennek során érdemes a fajkészlet és éghajlat tekintetében leginkább hasonló, észak-amerikai égetéses vizsgálatok tapasztalatait az európai égetéses gyepterületi stratégia kidolgozásában alkalmazni. Égetéses vizsgálatokra azért is szükség van, mivel a spontán tüzek és a szándékos gyújtogatás Európa-szerte jelentős természetvédelmi, egészségügyi és vagyónvédelmi problémákat okoz. Továbbmenve, a klímaváltozás következtében feltehetően számos európai országban szárazabbá és melegebbé válik az éghajlat, ami növelni fogja a spontán tüzesetek valószínűségét (Pausas 1999).

## Módszerek

Tanulmányunkhoz az ISI Web of Knowledge elektronikus keresőrendszerben kerestünk publikációkat az alábbi kulcsszavakat használva: „burn” OR „fire” AND „grassland”. Európai vizsgálatok esetében a keresést bővítettük a „Europe” kulcsszóval illetve az európai országok neveinek felsorolásával, így 219 találatot kaptunk. Ezen túlmenően konzultáltunk prominens égetéssel foglalkozó európai szakemberekkel, és segítségükkel több fontos a keresésben nem szereplő publikációt is figyelembe vettünk. Összesen 11 kontrollált égetéssel foglalkozó európai vizsgálatot találtunk, ezek tapasztalatait az Online Függelékben összegeztük. A igen gazdag és szerteágazó észak-amerikai irodalomból az európai természetvédelmi gyakorlat szempontjából leginkább releváns cikkeket válogattuk be a tanulmányunkba.

### Kontrollált égetés tervezése gyepekben

Az égetés gyepekre gyakorolt elsődleges (élőlények károsodása, avar mennyiségének csökkenése, nyílt felszínek kialakulása), illetve másodlagos hatásait (például magbankra, mikro-élőhelyekre, produktivitásra gyakorolt hatások) Pyke *et al.* (2010) nyomán módosítva és kiegészítve az 1. táblázat foglalja össze. Az égetés hatásai nagymértékben függenek az égetés (1) időzítésétől, (2) gyakoriságától, (3) intenzitásától, illetve (4) a gyeptípustól.

Kontrollált égetés tervezése általánosságban (1) a megfelelő terület kiválasztását, illetve (2) a megfelelő időzítésű, gyakoriságú és intenzitású égetés alkalmazását jelenti. Általánosságban olyan területen javasolható az égetés, ahol az égetés természetes vagy hagyományos kezelésként jelen volt, illetve nem fordulnak elő olyan veszélyeztetett fajok az érintett területen, amelyekre az égetés hatása káros lehet. Az égetés intenzitását számos módon befolyásolhatjuk a kívánt természetvédelmi cél elérése érdekében: ilyen módszer lehet avar és ágak hordása a területre (intenzitás növelése); illetve az avar csökkentése gereblyézéssel, ellentűz és/vagy tűzpázták alkalmazása (intenzitás csökkentése; Pyke *et al.* 2010). Amennyiben az égetés célja pusztán az avar mennyiségének csökkentése, úgy gyorsan égő, de alacsony hőmérsékletű tűzre van szükség. Abban az esetben azonban, ha a cél egy inváziós növényfaj teljes visszaszorítása a vegetációból és a magbankból is, lassan égő és magas hőmérsékletű tűz lehet szükséges. Az ége-

**1. táblázat.** Az égetés általános hatásai a gyepi ökoszisztémákra. Jelölések: +: pozitív hatás; 0: nincs hatás; -: negatív hatás.

Jellemző	Égetés hatása	
	Alacsony intenzitású tűz	Magas intenzitású tűz
Talaj hőmérséklet	+	+
Direkt napsugárzás	+	+
Szabad talajfelszín	+	+
Felvehető tápanyagok	+	-
Nitrogén-fixáció	0/+	-
Mikrobiális aktivitás	+	-
Magbank	0/-	-
Avar mennyisége	-	-
Mikro-élőhelyek	+	+/-
Élő biomassza	-	-
Produktivitás	+	+/-

tés nemkívánatos másodlagos hatásait különféle utókezelésekkel (például céltolt magvetéssel vagy szénaráhordással) csökkenthetjük vagy ellensúlyozhatjuk (Robichaud 2000).

### Kontrollált égetés alkalmazása az európai gyepekben

Európában kevés a gyepok kontrollált égetésével foglalkozó tanulmány (OF, 1. Függelék). Ennek fő oka az, hogy a legtöbb európai országban az égetés alkalmazása tilos vagy nagyon szigorú előírásokhoz kötött. Emiatt számos régióból és gyep típusból egyáltalán nem állnak rendelkezésünkre információk. Az európai vizsgálatok többségében az égetést hosszú távon (3-28 év), általában évente egyszer végezték a novembertől márciusig tartó nyugalmi periódusban. Általában csak egy vagy néhány élőlénycsoportot vizsgáltak, leggyakrabban a növényeket. A legtöbb vizsgálat az égetést a hagyományos kaszálás vagy legeltetés lehetséges alternatívájaként vizsgálta és arra a következtetésre jutott, hogy az évente történő égetés az érintett területek degradációját okozta, így nem tekintették alkalmasnak a vizsgált gyepok struktúrájának és fajgazdagságának



fenntartására. Égetés után sok esetben valamely kompetítor fűfaj (pl. tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*), Kahmen *et al.* 2002, Köhler *et al.* 2005) vált dominánssá, ami középtávon (akár 5-10 év), a fajgazdagság erőteljes csökkenéséhez vezetett. Az égetés pozitívumaként említik azonban az avar menyenyiségének csökkentését, a cserjésedés és erdősödés megakadályozását, illetve néhány veszélyeztetett faj borításának növekedését (mészkő sziklagyepekben csillag őszirózsa (*Aster amellus*), prémes tárnicska (*Gentianella ciliata*) és hegyi zsellérke (*Thesium bavarum*), Köhler *et al.* 2005). Page & Goldammer (2004) sikeresen alkalmazta a kontrollált égetést felhagyott teraszosan művelt szőlőültetvényekben regenerálódott melegkedvelő lejtő-sztyepprétek struktúrájának és fajgazdagságának fenntartásában.

Mit tanulhatunk az észak-amerikai égetéses vizsgálatok tapasztalataiból?

Észak-Amerikában a kontrollált égetés széles körben sikeresen alkalmazott módszer gyepek kezelésében és helyreállításában, de nem csupán, mint a legeltetés és kaszálás lehetséges alternatívájaként, hanem azok kiegészítéseként is alkalmazzák. A történeti különbségekből adódóan az Észak-Amerikában később bekövetkező városiasodás miatt az Újvilágban a tűz természetes zavarásként nagyobb területeken és tovább volt jelen, mint Európában. Az észak-amerikai, zömében C4-es fűvek által dominált gyepek evolúciósan jobban adaptálódtak a tűzhez, mint az európai, zömmel C3-as fűvek által dominált gyepek (Bond *et al.* 2005). Elsősorban az említett okok miatt az észak-amerikai égetéses gyeркеzelési gyakorlat nem minden eleme adaptálható módosítások nélkül Európában.

#### Az égetés időzítése

Észak-Amerikában, a nyugalmi és aktív periódusban zajló égetést, az európai gyakorlattól eltérően egyaránt alkalmazzák, figyelembe véve a természetvédelmi szempontból kívánatos és nem kívánatos fajok fenológiai viszonyait is. A spontán természetes tüzek hatását legjobban a július közepén végzett égetéses vizsgálatok modellezik (Howe 1994). Ez a módszer, az avar eltávolítása mellett alkalmas lehet bizonyos inváziós fajok visszaszorítására is. Az égetés azonban ebben az időszakban jár a legnagyobb természetvédelmi kockázattal (Fuhlendorf *et al.* 2009). A nyári égetés Európában is hatékonyabb lehet bizonyos gyomok,

inváziós vagy erős kompetítor fajok visszaszorításában, mint a nyugalmi időszaki égetés, először azonban a módszer kísérleti tesztelése szükséges.

### Az égetés gyakorisága

Az Észak-Amerikai gyepekben a korábban jellemző természetes zavarási rendszerek helyreállításához, illetve a fajgazdagság fenntartásához két-három éves időközönkénti égetést javasolnak (Fuhlendorf *et al.* 2009). A két égetés között eltelt 2-3 évnyi időt mindenképpen szükségesnek tartják ahhoz, hogy az égetés kedvező hatásai érvényesülhessenek, viszont degradáció ne következzen be (Rowe 2010). Az európai gyepekben az eddig vizsgált évente egyszeri rendszeres égetés helyett ezért gyeptípustól függően legalább három éves időközönkénti égetés hatásának vizsgálata javasolandó.

### Égetés és legeltetés kombinációja („patch burning”)

A tájleptékű heterogenitás növelésére és a természetes zavarási rendszerek helyreállítására dolgozták ki az égetés-legeltetés kombinációján alapuló „patch burning” mozaikos kezelést. Ennek során egy nagyobb területen belül minden évben leégetnek kisebb foltokat, adott foltot 2-3 év elteltével égetik le újra (Cummings *et al.* 2007, Fuhlendorf & Engle 2004). A tűz és a legeltetés együttes alkalmazása térben és időben változó mozaikos gyepszerkezetet hoz létre (tűz-legelés modell, Fuhlendorf & Engle 2001). Nem találtunk példát a módszer európai alkalmazására, így fontos lenne nagyobb kiterjedésű legeltetett gyepterületeken – például a Hortobágy pusztáin vagy hegylábi gyepekben – ennek az észak-amerikai gyepterkezelési gyakorlatban alkalmazott módszernek a tesztelése.

### Inváziós fajok visszaszorítása

Abban az esetben, ha az őshonos és inváziós fajoknak eltérő a fenológiája, a megfelelő időpontban és gyakorisággal alkalmazott égetés alkalmas lehet az inváziós fajok visszaszorítására (Di Tomaso *et al.* 2006, MacDougall & Turkington 2007). A rosszul időzített égetés azonban, akár segítheti is az inváziós fajok terjedését (D’Antonio 2000). Az égetést követően nagy hangsúlyt kell fektetni a megfelelő magvetéssel vagy szénaráfordással történő utókezelésre is (Robichaud

2000). Égetést követően csökken a mérgező gyom és inváziós fajok szekunder metabolit termelése, így egyébként mérgező inváziós fajok is visszaszoríthatóak égetést követő legeltetéssel (lásd *Lespedeza cuneata* esetében; Cummings *et al.* 2007). Emellett, az égetés növelheti a növényvédő szerek kezelések hatékonyságát is (Cummings *et al.* 2007, Di Tomaso *et al.* 2006). Európában is szükség lenne olyan kísérletekre, ahol az égetés inváziós fajokra gyakorolt hatását vizsgálják, hiszen az égetés olcsóbb és természetesebb módszernek tekinthető a vegyszeres kezelések alkalmazásánál (Simmons *et al.* 2007). A módszer tesztelése és alkalmazása olyan területeken javasolható, amelyek jelentősen degradáltak és inváziós fajokkal erősen fertőzöttek, így az égetés nem jár különösebb természetvédelmi kockázattal. Számos amerikai eredetű inváziós faj visszaszorítására azonban az égetés önmagában nem megfelelő módszer, sőt elősegítheti további térnyerésüket (pl. selyemkóró (*Asclepias syriaca*), Johnson & Knapp 1995; kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*), Simmons *et al.* 2007). Ugyanakkor az említett vizsgálatokat az inváziós fajok eredeti előfordulási helyein végezték; Európai megtelepedési helyeik jellemzői azonban jelentősen eltérnek eredeti élőhelyeiktől, így a kapott eredmények csak korlátozottan alkalmazhatóak a hazai természetvédelmi gyakorlatban.

### Következtetések

Az irodalmi adatok alapján az égetés hatásai természetvédelmi szempontból elmentmondásosak, azonban a kontrollált égetésnek lenne létjogosultsága bizonyos körülmények között a gyepek természetvédelmi kezelésében. Az égetés alkalmazása leginkább a hagyományosan égetéssel is kezelt gyepekben javasolt, illetve olyan esetekben, amikor az avar-felhalmozódás csökkentése nem oldható meg más módon. Az égetés gyakorlati alkalmazásának további feltétele az égetni kívánt gyeptípusokban gondosan tervezett kísérletes vizsgálatok kivitelezése és tapasztalatainak összegzése, különös tekintettel a konzervációökológiai szempontból fontos célfajok és inváziós fajok állományaira gyakorolt hatás tekintetében.

\*

Köszönetnyilvánítás – A szerzők köszönik az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíj (TP); a TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007, a TÁMOP 4.2.2/B-10/1-2010-0024, és az OTKA PD 100192 anyagi támogatását.

## Irodalomjegyzék

- Baeza, M. J., Luís, D., Raventós, J. & Escarre, A. (2002): Factors influencing fire behaviour in shrublands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk. – *Journal of Environmental Management* **65**: 199–208.
- Bakker, J. & Berendse, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – *Trends in Ecology & Evolution* **14**: 63–68.
- Bond, W. J., Woodward, F. I. & Midgley, G. F. (2005): The global distribution of ecosystems in a world without fire. – *New Phytologist* **165**: 525–538.
- Cummings, D. C., Fuhlendorf, S. D. & Engle, D. M. (2007): Is altering grazing selectivity of invasive forage species with patch burning more effective than herbicide treatments? – *Rangeland Ecology & Management* **60**: 253–260.
- D'Antonio, C. M. (2000): Fire, plant invasions, and global changes. – In: Mooney, H. A. & Hobbs, R. J. (szerk.): *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington DC, USA, pp. 65–93.
- DiTomaso, J. M., Brooks, M. L., Allen, E. B., Minnich, R., Rice, P. M. & Kyser, G. B. (2006): Control of invasive weeds with prescribed burning. – *Weed Technology* **20**: 535–548.
- Fuhlendorf, S. D., Engle, D. M., Kerby, J. & Hamilton, R. (2009): Pyric herbivory: Rewilding landscapes through the recoupling of fire and grazing. – *Conservation Biology* **23**: 588–598.
- Fuhlendorf, S. D. & Engle, D. M. (2004): Application of the fire–grazing interaction to restore a shifting mosaic on tallgrass prairie. – *Journal of Applied Ecology* **41**: 604–614.
- Hansson, M. & Fogelfors, H. (2000): Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. – *Journal of Vegetation Science* **11**: 31–38.
- Howe, F. H. (1994): Response of early- and late-flowering plants to fire season in experimental prairies. – *Ecological Applications* **4**: 121–133.
- Isselstein, J., Jeangros, B. & Pavlů, V. (2005): Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe- A review. – *Agricultural Research* **3**: 139–151.
- Johnson, S. R. & Knapp, A. K. (1995): The influence of fire on *Spartina pectinata* wetland communities in a northeastern Kansas tallgrass prairie. – *Canadian Journal of Botany* **73**: 84–90.
- Kahmen, S., Poschlod, P. & Schreiber, K.-F. (2002): Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. – *Biological Conservation* **104**: 319–324.
- Köhler, B., Gigon, A., Edwards, P. J., Krüsi, B., Langenauer, R., Lüscher, A. & Ryser, P. (2005): Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. – *Perspectives in Plant Ecology* **7**: 51–67.
- Liira, J., Issak, M., Jõgar, Ü., Mändoja, M. & Zobel, M. (2009): Restoration management of a floodplain meadow and its cost-effectiveness – the results of a 6-year experiment. – *Annales Botanici Fennici* **46**: 397–408.
- MacDougall, A. S. & Turkington, R. (2007): Does the type of disturbance matter when restoring disturbance-dependent grasslands? – *Restoration Ecology* **15**: 263–272.

- Page, H. & Goldammer, J. G. (2004): Prescribed burning in landscape management and nature conservation: The first long-term pilot project in Germany in the Kaiserstuhl viticulture area, Baden-Württemberg, Germany – *International Forest Fire News* **30**: 49–58.
- Pausas, J. G. (1999): Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: A simulation approach. – *Journal of Vegetation Science* **10**: 717–722.
- Pyke, D. A., Brooks, M. L. & D’Antonio, C. (2010): Fire as a restoration tool: A decision framework for predicting the control or enhancement of plants using fire. – *Restoration Ecology* **18**: 274–284.
- Robichaud, P. R., Beyers, J. L. & Neary, D. G. (2000): Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. General technical report RMRS-GTR-63. U.S. Department of Agriculture, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado.
- Rowe, H. I. (2010): Tricks of the trade: Techniques and opinions from 38 experts in tallgrass prairie restoration. – *Restoration Ecology* **18**: 253–262.
- Ryser, P., Langenauer, R. & Gigon, A. (1995): Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. – *Folia geobotanica & phytotaxonomica* **30**: 157–167.
- Simmons, M. T., Windhager, S., Power, P., Lott, J., Lyons, R. K. & Schwope, C. (2007): Selective and non-selective control of invasive plants: the short-term effects of growing-season prescribed fire, herbicide, and mowing in two Texas prairies. – *Restoration Ecology* **15**: 662–669.
- Smith, J. K. (szerk.) (2000): *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 1. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 83 pp.

## Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak.

Függelék 1: Az európai gyepekben végzett kontrollált égetéses vizsgálatok főbb eredményei.

## Prescribed burning as a potential tool in grassland conservation and management

Orsolya Valkó<sup>1\*</sup>, Balázs Deák<sup>2</sup>, István Kapocsi<sup>2</sup>, Béla Tóthmérész<sup>1</sup> and Péter Török<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *University of Debrecen, Department of Ecology, H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1., Hungary*

<sup>2</sup> *Hortobágy National Park Directorate, H-4024 Debrecen, Sumen utca 2.*

Prescribed burning is a conservational tool with relatively low implementation costs that can be used in several ways in the management of grasslands. The specific goal of burning projects in European grasslands are to (i) maintain or create open landscapes, (ii) to reduce litter, (iii) to speed up succession towards target grasslands and to (iv) suppress wildfires by decreasing fuel loads with prescribed burning. However inappropriate burning can have serious negative impacts on grassland ecosystems by promoting the dominance of untargeted species (e.g. competitor grasses, invasive species) and by damaging several endangered plant and animal species (especially invertebrates) which can lead to the loss of species richness in the long run. In our study we discuss the effects of burning on grassland ecosystems, and we review the European attempts of grassland conservation by burning. We point out what can be adapted to the European conservation practice from North-American burning studies regarding the timing and frequency of burning, the combination of burning with grazing and the use of burning in invasive control. Although the effects of burning on grasslands are contradictory from a conservation point of view, carefully designed prescribed burning can be applied as a conservation measure in grasslands. We stress out, however, that carefully designed case studies are necessary to clarify in which circumstances burning can be applied with a special emphasis on the effects of burning on target species of conservation and on invasive and weedy species.

Keywords: biomass removal; fire; grazing; invasive species; land use; litter; mowing; species richness.

## A Palicsi-tó ökoszisztéma szolgáltatásai – híd a természetvédelmi szakma és a lakosság között

Vinkó Tamás<sup>1</sup>, Szabados Klára<sup>2</sup> és Vesna Kicošev<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Arcus Környezetvédő Egyesület*

*Szerbia, 24300 Topolya, Iskola u. 2., e-mail: arcuske@gmail.com*

<sup>2</sup> *Tartományi Természetvédelmi Intézet*

*Szerbia, 21000 Újvidék, Radnička 20a., e-mail: novi.sad@pzzp.rs*

Összefoglaló: Esettanulmányunk a Palics Természeti Park (Park Prirode Palić) példáján keresztül mutatja be a természetvédelem és a lakosság közötti kommunikáció egyik kísérletét, melynek célja a természetvédelmi érdekű területhasználati változások és korlátozások elfogadásának megkönnyítése. A mezőgazdasági tájba ágyazott védett területen az idegenforgalom fejlesztésével is össze kell hangolni a természetvédelmi törekvéseket, ami számos érdekellentétet eredményez. A természetvédelmi felmérés eredményei, valamint irodalmi adatok alapján meghatároztuk a tó és környéke által nyújtható ökoszisztéma szolgáltatásokat, illetve azokat a beavatkozásokat, melyek növelik ezek minőségét. A célcsoportokkal való szóbeli és írásos kommunikáció eredményeként kirajzolódtak a legtöbb konfliktust okozó korlátozások, valamint az egyes csoportok érdekeihez fűződő ökoszisztéma szolgáltatások. Az eredmények arra utalnak, hogy a legtöbb korlátozással szembesülő csoport egyúttal a legtöbb olyan ökoszisztéma szolgáltatás hasznélvezője, melyek minősége javulhat a védelmi intézkedések alkalmazásával.

Kulcsszavak: érdekellentét, ökoszisztéma szolgáltatások, idegenforgalom, Palics.

### Bevezető

Agrártájba ágyazott természetvédelmi területeink fenntartásához nemcsak a környező megművelt területek hatásait, de a mezőgazdasággal foglalkozó lakosság érdekeit is figyelembe kell venni (Henle *et al.* 2008). Mivel az ilyen tájtípusban igen kevés természetes vagy természetszerű terület maradt fenn, fokozottan jelentkezik az igény a kikapcsolódást, idegenforgalmat lehetővé tevő fejlesztések iránt, ami tovább szélesíti a természeti értékeket veszélyeztető hatások skáláját (Gössling 2002, Van der Duim & Caalders 2002). A törvények és szabályozások ugyan a környezeti problémák enyhítésének leghatékonyabb

módjai, de az emberek nagy része kényszerként éli meg alkalmazásukat, míg az ismeretterjesztés és az értékrend megváltoztatása tartósabb eredményeket ígér (Takács-Sánta 2009). A természetvédelmi célú korlátozások zöme szemben áll a területhasználat mindennapi, elfogadott gyakorlatával (Szabados 2011), ami a természet (alul)értékelésének klasszikus elveit (Gomez-Baggethun *et al.* 2010, Kovács *et al.* 2011) tükrözi. A lakosság sokszor véli hátráltatónak, feleslegesnek és érthetetlennek a természetvédelmi célú beavatkozásokat (Kelemen *et al.* 2009), ami megnehezíti a védelmi előírások megvalósítását. Az ökoszisztéma szolgáltatások elvén alapuló értékelések (Kovács *et al.* 2011, Millennium Ecosystem Assessment 2005) a természetes rendszereknek a gazdaságra és az emberi jólétre való hatásait kísérelik meg felbecsülni. Ez különböző módszerekkel történhet (Kelemen *et al.* 2010, Kovács *et al.* 2011), melyek közül többek eredményességét is vitatják (Gomez-Baggethun *et al.* 2010, Norgaard 2010), de maga a megközelítés megkönnyíti a természetes és természetközeli rendszerek szerepének és jelentőségének a megértését.

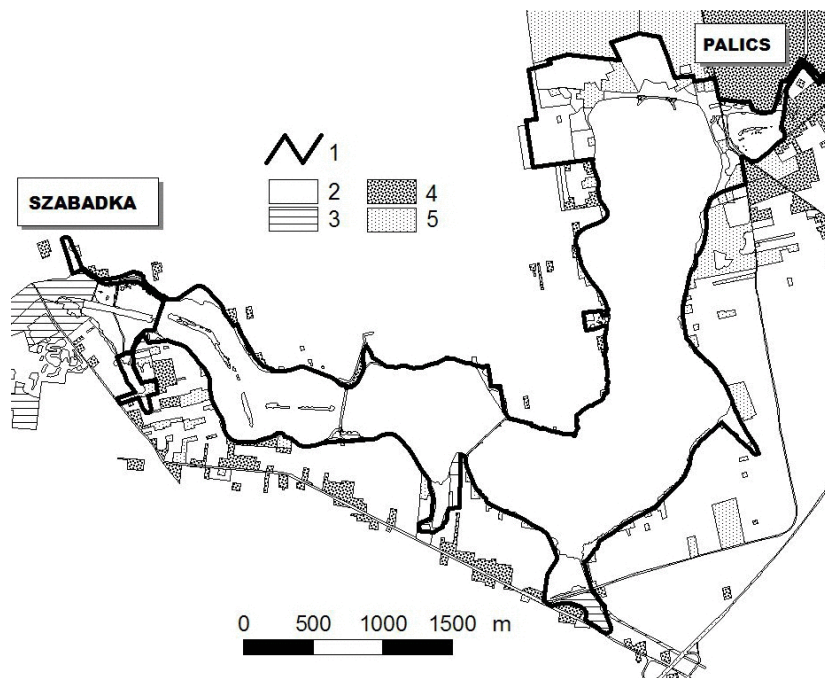
Az idegenforgalmi övezetet is magába foglaló Palics Természeti Park védelmi előírásai is több, a tó vízminőségének javítását, a tó és környéke értékes élővilágának megóvását szolgáló tiltást, területhasználat-szabályozást és tájatalakítást írnak elő (Szabados & Kicošev 2011), melyek célja nem minden esetben egyértelmű a laikusok számára. Ezek elfogadását megkönnyítendő, a terület védelmét szavatoló önkormányzati határozatot megelőző közmeghallgatás céljaira készült el a tó és környéke által biztosított ökoszisztéma szolgáltatások és a javasolt természetvédelmi előírások közötti kapcsolatokat bemutató értékelés. Célja, hogy az érdekelteket megismertesse azokkal az ökoszisztéma szolgáltatásokkal, melyek minősége a védett terület állapotától függ, és az érintettek számára rövid és hosszú távon is kedvezőek.

## Módszerek

### *A vizsgált terület bemutatása*

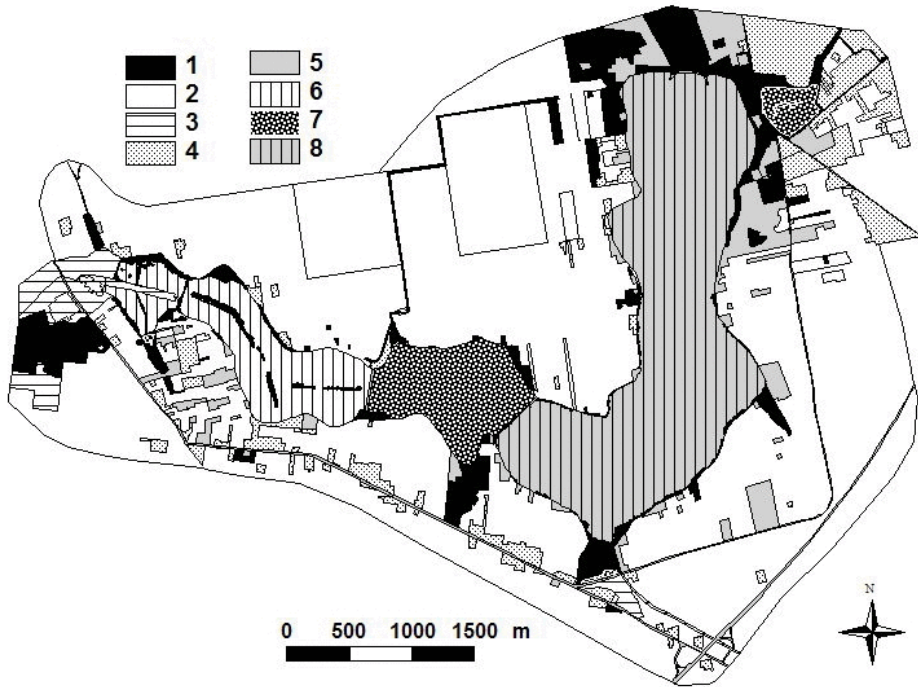
Az 1997-ben létrehozott Palics Természeti Park a Vajdaság északi részén, Szabadka és Palics települések között terül el. A 712 hektáros védett terület magába foglalja az 5,7 km<sup>2</sup> felületű Palicsi-tavat és a tó északi részét körülvevő idegenforgalmi övezetet (1. ábra). A Természeti Park része a Szabadkai Tavak és Puszták Fontos Madárelőhelynek (IBA - Important Bird Area), a park és a





**1. ábra.** A védett terület határa (1 - A Palics Természeti Park védett területének határa, 2 – Palicsi-tó, természetes és természetközeli élőhelyek, 3 – ipari zóna, 4 – település, 5 – tanyák és idegenforgalmi létesítmények).

fürdő pedig kulturális örökségünk részeként került védelem alá. A keleti és a nyugati partvonal mentén immár két évszázada szántók területnek el, kisszámú tanyával, melyek többsége az utóbbi évtizedekben hétvégi házakká alakult (Vinkó 2010). A homokvidék és a Bácskai-löszhát határán kialakult sekély, szikes tó vízháztartására már a 16. század óta jelentős mértékben kihatottak az emberi beavatkozások (Hovány 2002), melyek a XIX. század közepétől fokozódtak, a tó teljes átalakulását idézve elő (Szöllösi 1999). Ekkor kezdődött meg a fürdő kiépítése az északkeleti parton, a 8 km hosszú tó másik vége viszont Szabadka város szennyvizének befogadjává vált. A kiédesedett és elmocsarasodott tavat az 1970-es években tisztítás céljából kiszárították, medrét pedig a városi szennyvíztisztítóból érkező víz biológiai utókezelésének céljából töltésekkel alegységekre osztották (1. ábra). A Természeti Park állapotát felülvizsgáló tanulmány (Szabados & Kicošev 2011) a kikotort iszaptól formált szigetek és a parkerdő madárvilágának gazdagsága, valamint a tónak a madárvonulásban betöltött sze-



**2. ábra.** A Palicsi-tó és környékének területhasználati térképe (1 – természetes és természetközeli élőhelyek és zöldfelületek, 2 – mezőgazdasági területek, 3 – gazdasági jellegű tevékenység területe, 4 – lakóhely jellegű terület, 5 – idegenforgalmi jellegű terület, 6 – gazdasági jelleggel hasznosított vízfelület, 7 – élőhely jellegű vízfelület, 8 – idegenforgalmi jelleggel hasznosított vízfelület).

repe alapján javasolja további védelemre a területet. Emellett megállapítja, hogy a jelenlévő védett kétéltű- és hullófajok száma az élőhelyvesztés miatt folyamatosan csökken, valamint a vidraállomány és a denevérfajok védelme is újabb erőfeszítéseket kíván. Mivel a természetes élőhelyek csak apró foltokban maradtak fenn (Vinkó 2010), a ritka fajok zöme az antropogén eredetű, vagy jelentősen átalakított, de természetközeli állapotúnak tekinthető élőhelyekhez kötődik. A védelmi előírások célja egyrészt a területhasználat összehangolása az élőhelyek minőségének megőrzésével, illetve javításával, másrészt egyes fajok, pl. a vidra (*Lutra lutra*), a szerezcsensirály (*Larus melanocephalus*) és fajcsoportok (kétéltűk és hullók) fennmaradásának biztosítása.

### *Használt módszerek*

Munkánkhoz a saját terepbejárásainkból származó adatok mellett a 2011-ben lezajlott természetvédelmi felmérés eredményeit összefoglaló tanulmány (Szabados & Kicošev 2011) két fejezetét (a veszélyeztető tényezőket és a javasolt védelmi intézkedéseket, valamint a terület bölcs hasznosításának lehetőségeit) használtuk fel. Az ökoszisztéma szolgáltatások meghatározásához a Millennium Ecosystem Assessment (2005) felosztását használtuk, a területhasználat egyes formái (mezőgazdaság, vadászat, stb.) számára kiemelten fontos szolgáltatásokat pedig a Természetvédelmi Intézet tanulmányából (Szabados & Kicošev 2011) vettük át. Ugyancsak e tanulmány eredményeinek segítségével határoztuk meg, hogy a természeti értékek megőrzésére irányuló tilalmak és korlátozások mely ökoszisztéma szolgáltatások fenntartását, illetve minőségi javulását teszik lehetővé.

Az élőhelytérképből származtatott területhasználati térkép (2. ábra) segítségével határoztuk meg a területhasználat legjelentősebb hatással bíró jelenlegi, a területrendezési tervek segítségével pedig a jövőbeli módjait. A természetvédelmi felmérés keretében zajlott öt megbeszélés, valamint a védelmi előírások javaslatára beérkezett 50 bírálat szolgált alapul az érdekcsoportok elkülönítéséhez és tájékozottságuk (meg)becsléséhez. Venn-diagrammal ábrázoltuk a csoportok viszonyát a korlátozások/tiltások és a területhasználatra közvetlenül ható ökoszisztéma szolgáltatások halmazaihoz.

## Eredmények

### *Tájékozottság*

A különböző helyi szervezetekkel és csoportokkal való találkozások, valamint a védelmi javaslatokra beérkező bírálatok egyaránt az érdekeltek teljes tájékoztatlanságáról árulkodtak. Nemcsak az idegenforgalmi befektetők, de a sporthorgászok sincsenek tisztában sem a tónak, mint élő rendszernek a működésével, sem az egyes területhasználati módok okozta zavarások jelentőségével. Általánosan elterjedt tévhitek, hogy a nádasok szennyezik a vizet, a halak és a vízminőség javításának érdekében a vízszintet egyenletesen és minél magasabban kell tartani, valamint hogy a túlevelű fák és bokrok javítják a levegő minőségét. Egyedül a szennyvíz és a városi víztisztító kérdéskörében mutatkozott megfelelő tájékozottság.

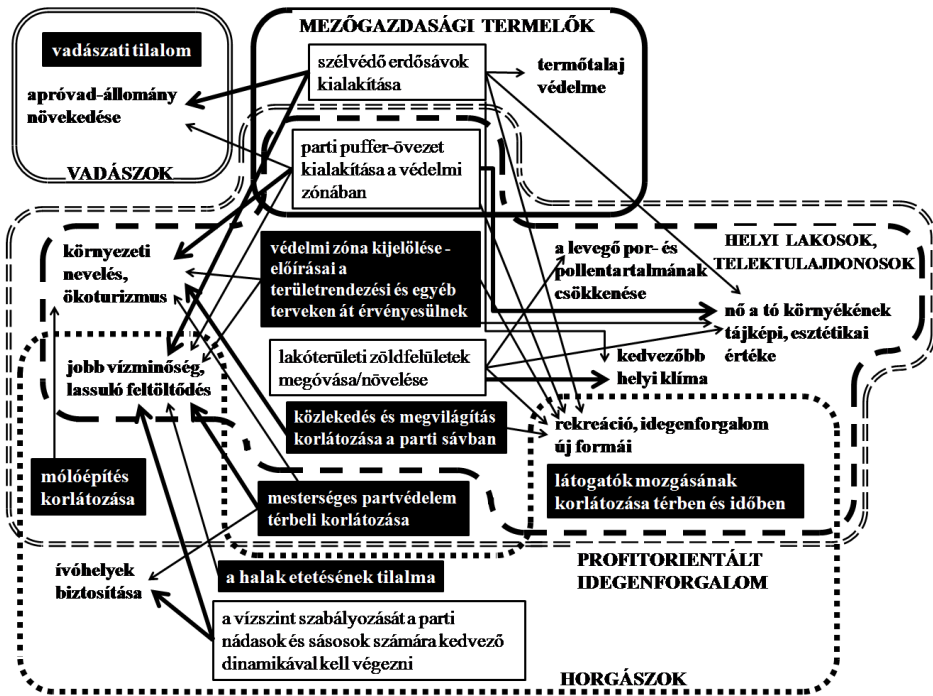
### *Konfliktusokat kiváltó előírások*

A korlátozások közül a látogatók mozgásának és a partmenti sávban zajló tevékenységek zónák szerinti korlátozása (mindkettő az emberi zavarásra érzékeny fajok védelmét szolgálja) váltotta ki a legnagyobb ellenállást. Az északi mederszakasz partvonalának felén már kiépült mesterséges partvédelem terjedésének tiltása, valamint a nádasok és a mocsári növényzet visszaszorulását okozó túl magasan tartott vízszint csökkentésére vonatkozó javaslat egyaránt értetlen-ségbe ütközött.

A javasolt kötelezettségek közül kettő vonatkozik az érintettek nagy részére. Egyik a természetközeli növényzettel borított, 6-20 m szélességű zöld sáv kialakítása a part mentén, amely egyebek mellett csökkentené a diffúz szennyezést és növelné a hullók és kétéltűek szaporodási és hibernálási lehetőségeit. A másik javaslat a beépített telkek zöldfelületeire vonatkozik (zöldfelületek és lombhullató fák arányának meghatározása). Mindkettő megvalósítása jelentős munkát és nem kevés anyagi ráfordítást igényelne a helyi önkormányzat részéről és csak a lakosság túlnyomó többségének támogatásával valósítható meg.

### *Érdekcsoportok és érdekek*

A védett területen öt jelentős érdekcsoportot különítettünk el (3. ábra), melyek közül a természetvédelmi intézkedések által leginkább érintettek a profitorientált idegenforgalom képviselői, valamint helyi lakosok és telektulajdonosok csoportja, melyek kénytelenek alkalmazkodni a területrendezésre és a tó használatára vonatkozó előírásokhoz is. A területrendezési tervek által meghatározott fejlesztési célok a profitorientált turizmust helyezik előtérbe, ami az érdekcsoport erősödését fogja maga után vonni. Mindkét csoport érdeke a minél jobb vízminőség és a rendezett, kellemes üdülő- illetve lakókörnyezet kialakítása. Az alapvető érdekellentétet a partvonal magántulajdonban tartása és átalakítása iránti igény jelenti, amely az egyébként is végletekig leromlott parti sáv teljes megsemmisülését vonná maga után. A sporthorgászok csoportja a legnépesebb, de a legkevésbé szervezett. Érdekük a jó vízminőség és az ívóhelyek (nádasok, mocsaras partszakaszok) biztosítása, de az erre szolgáló rendelkezéseket (a megfelelő parti sáv kialakulásához szükséges vízszintcsökkentés, a halak etetésének tiltása) ellenzik. Támogatják a parti zöld védősáv kialakítását. A mezőgazdasági termelők jelenleg nagy számban vannak jelen a területen, de a partok tervezett beépítésével számuk és jelentőségük csökkenni fog. A gazdáknak csak a széle-



**3. ábra.** A legfontosabb területhasználói csoportok viszonya a természetvédelmi előírásokhoz, illetve a hatásukra feltételezhetően javuló ökoszisztéma szolgáltatásokhoz (félkövér betűkkel ábrázolva). A fekete kitöltésű mezők a korlátozásokat/tiltasokat, a fehérek a támogatandó fejlesztéseket tartalmazzák, a nyilak vastagsága hatásuk becslült intenzitását mutatja az ökoszisztéma szolgáltatásokra.

sebb parti övezetben kialakítandó szélvédő sávokból származna haszna, hiszen a területen igen jelentős a szélérózió. Csak a magánkézen lévő szántók rovására lenne kialakítható a több funkciót is ellátó, nélkülözhetetlen parti zöldsáv (jelenleg a parton lévő „természetes” növénytáv szélessége alig 3-5 m), amiből a gazdálkodóknak csak jelentéktelen haszna származhat. Legkevesebb érdekeltek a vadászok, hiszen a tavon már 15 éve tilos a vadászat. Habár a szélvédő sávok kialakításakor vadgazdálkodási szempontokat is figyelembe lehetne venni, ennek jelentőségét nem ismerték fel.

### *Természetvédelmi előírások és ökoszisztéma szolgáltatások*

A területre vonatkozó védelmi előírásokat 7 tiltás/korlátozás és 4 fejlesztési javaslat formájában csoportosítottuk, kapcsolataikat az ökoszisztéma szolgáltatásokkal a 3. ábra szemlélteti. Két kifejezett tiltáshoz (vadászati tilalom, látogatók mozgásának korlátozása) nem kapcsolódik közvetlen ökoszisztéma szolgáltatás, míg a területhasználat lépcsőzetes korlátozása a védelmi zónában (a parti övezet 20, 50 és 200 m-es sávjában) 4 szolgáltatás minőségének javítását tenné lehetővé. A fejlesztési javaslatok közül a 6-20 m szélességű partmenti puffersáv kialakítása 5 különböző szolgáltatásra lehet hatással. Öt előírás hivatott biztosítani a vízminőség javítását és a tó feltöltődésének lassítását, és ugyanennyi nyújt lehetőséget a kikapcsolódás és az idegenforgalom új formáinak fejlesztéséhez a területen.

### Értékelés

A kapott eredmények arra utalnak, hogy a kötelező közmeghallgatásra való felkészülés alkalmával az ökoszisztéma szolgáltatás szempontú áttekintés elősegítheti a területhasználókkal való párbeszédet. Az ilyen irányú munka következő lépése közgazdász(ok) bekapcsolása kell, hogy legyen, ami lehetővé teszi az előnyök és hátrányok számszerűsítését és pénzbeli értékének meghatározását.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönettel tartozunk a területkezelő Palics-Ludas Közvállalat munkatársainak, valamint Szabadka város önkormányzatának az érdekelt felekkel zajló munka megszervezéséért és a találkozások lebonyolításához nyújtott szakmai segítségükért.

### Irodalomjegyzék

- Gomez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. & Montes, C. (2010): The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. – *Ecological Economics* **69**:1209–1218.
- Gössling, S. (2002): Global environmental consequences of tourism. – *Global Environmental Change* **12**: 283–302

- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L. G., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R. F. A., Niemelä, J., Rebane, M., Wascher, D.M., Watt, A. & Young, J. (2008): Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe – A review. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **124**(1-2.): 60–71.
- Hovány, L., 2002: *Palicsi-tó*. – Vizeink nyomában. Grafoprodukt, Szabadka. 111–116 pp.
- Kelemen, E., Málóvics, Gy. & Margóczy, K. (2009): Ökoszisztéma szolgáltatások felmérése során feltárt konfliktusok az Alpári-öblözetben. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 119–133.
- Kelemen, E., Bela, Gy. & Pataki, Gy. (2010): Módszertani útmutató a természet adta javak és szolgáltatások nem pénzbeli értékeléséhez. *ESSRG Füzetek*, 2. szám, SZIE KTI Környezetgazdaságtani Tanszék, Környezeti Társadalomkutatók Csoport, Gödöllő.
- Kovács, E., Pataki, Gy., Kelemen, E. & Kalóczkai, Á. (2011): Az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalma a társadalomkutató szemszögéből. *Magyar tudomány*, 2011. (172. évf.) 7. sz. 795–801.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Norgaard, R. B. (2010): Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. – *Ecological Economics* **69**: 1219–1227.
- Szabados, K. (szerk.) (2011): *Primena principa održivog korišćenja područja značajnih za očuvanje biodiverziteta u okviru ekološke mreže u APV*. Pokrajinski zavod za zaštitu prirode, Novi Sad, 80 pp.
- Szabados, K. & Kicošev, V. (szerk.) (2011): *Park Prirode “Palić” – Studija Zaštite*, Tartományi Természetvédelmi Intézet, Újvidék, Szerbia, 2011
- Szöllősi, Gy. (1999): *A Palicsi-tó vize 1781-től 1999-ig*. – Grafoprodukt, Szabadka, 156 pp.
- Takács-Sánta, A. (2009): Kiütlehetőségek a környezeti válságból. Vázlat a közlegelők tragédiája elkerülésének lehetőségeiről. Kovász 2009/1-4, <http://kovasz.uni-corvinus.hu>
- Van der Duim, R. & Caalders, J. (2002): Biodiversity and tourism – Impact and interventions. – *Annals of Tourism Research* **29**(3): 743–761.
- Vinkó, T. (2010): *A Palicsi-tó vízminősége, természetvédelmi értéke és tájhasználata napjainkban*. Diplomamunka. Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar, Ökológiai Tanszék.

## **Ecosystem services of Lake Palics – communication tool between the conservationists and the local community**

Tamás Vinkó<sup>1</sup>, Klára Szabados<sup>2</sup> and Vesna Kicošev<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Arcus Ecological Association,  
Školska 2., 24300 Bačka Topola, Serbia, e-mail: arcuske@gmail.com*  
<sup>2</sup> *Institute for Nature Conservation of Vojvodina Province,  
Radnička 20/a, 21 000 Novi Sad, Serbia, e-mail: novi.sad@pzzp.rs*

This is a case study of Nature Park Palics presenting an attempt to find an effective way of communication between nature conservation and the local community, with the aim to facilitate the adoption of land-use changes and restrictions necessary for the site protection. The protected area is not only embedded in agricultural landscape, but the conservation efforts should be harmonised with the development of tourism, as well, which arises number of conflicts. Based on the results of conservation evaluation and literature data, both ecosystem services that could be provided by the Lake Palics (including surroundings) and the interventions necessary to improve their quality, were determined. Restrictions that cause most conflicts, and the ecosystem services related to each interest group were revealed by organised meetings and written communication. Outcomes suggest that the groups facing the most significant constraints are expected to get most of the benefits of ecosystem services improved by implementing conservation measures.

Key words: conflict of interests, ecosystem services, tourism, Palics.



# Adatok a Mátra-hegység ászkarák (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) faunájához, különös tekintettel az út menti élőhelyekre

Vona-Túri Diána<sup>1</sup> és Szmatona-Túri Tünde<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Eötvös József Középiskola

3360 Heves, Dobó út 29. E-mail: turidia@freemail.hu

<sup>2</sup> Mátra Erdészeti, Mezőgazdasági és Vadgazdálkodási Szakképző Iskola

3232 Mátrafüred, Erdész út 11.

Összefoglaló: Dolgozatunkban azt vizsgáltuk, milyen hatással van az utak menti bolygatottság az ászkarákok fajösszetételére. Vizsgálatainkat a Mátra-hegység három kistáján, a Keleti-Mátraalján, a Déli-Mátrában és a Magas-Mátrában végeztük. A mintavételezés természetes élőhelyeken és az utak menti régiókban történt, hogy az élőhelyek természetességi-zavartsági állapotát és az ott élő fajok viszonyait vizsgáljuk. A Mátra természetes élőhelyeiről 15 szárazföldi ászkarák faj lett kimutatva, míg a közutak mentén mindössze 13 faj bukkant fel. Az utak melletti élőhelyeken egy természetes élőhelyekhez ragaszkodó faj, a lombos erdőkben a zavart élőhelyek két faja is megtalálható volt. Továbbá sikerült kimutatni a területről egy ritka kárpáti elemet (*Trachelipus difficilis* Radu, 1950). Eredményeink alapján jól látszik, hogy az antropogén tényezők hatására új ászkafajok jelennek meg, továbbá számos faj nem képes olyan ütemben alkalmazkodni a környezet változásához, amilyen intenzitással nő az urbanizált területek mérete. E ritka ászkafajok fennmaradásához és egyedszámának növekedéséhez elengedhetetlen a természetes élőhelyek megővése, további erdőrezervátumok és különleges természet-megőrzési területek létrehozása, valamint a természetvédelmi kezeléseket továbbfejlesztő kutatások végzése.

Kulcsszavak: Mátra-hegység, szárazföldi ászkarák, specialista, generalista, természetes, antropogén, út menti.

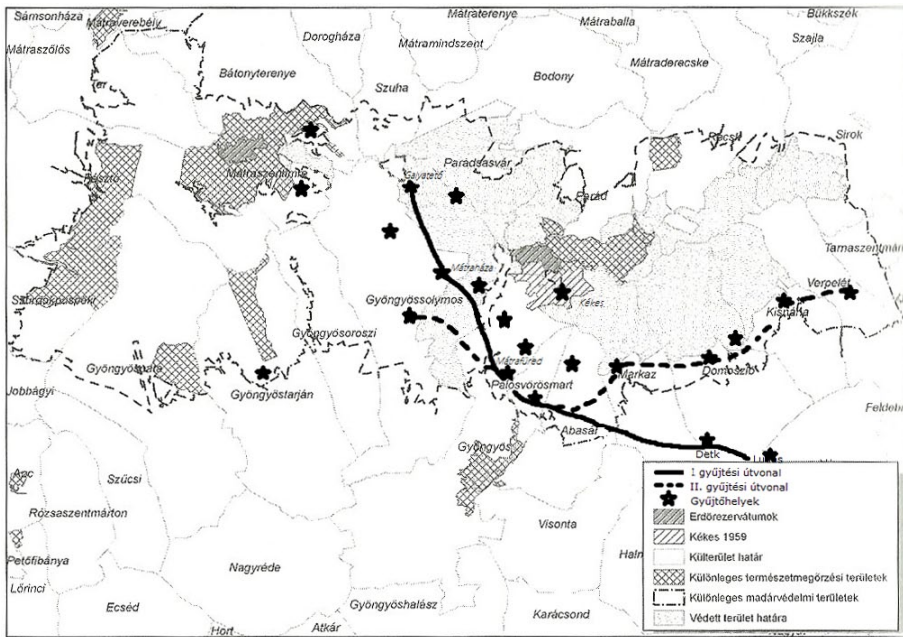
## Bevezetés

A szárazföldi ászkarákok makrodekomponáló szervezetek, amelyek részt vesznek a szerves anyag lebontásában (Dombos & Gestel 2003). Egyes élőhelyeken fontos, néha nélkülözhetetlen elemei a lebontó alszisztémának (Hornung *et al.* 2007). Az ászkarákok talaj-aktív vagy felszín-aktív életmódot folytató makro-gerinctelenek, melyek alacsony diszperziós rátával rendelkeznek, de igen érzékenyen reagálnak bizonyos környezeti kulcsfaktorok meglétére vagy

hiányára (Hornung *et al.* 2011), azonban a kedvező kitettségű mikroklíma zugaiban lévő mikro-élőhelyeken nagy eséllyel maradnak életben (Solymos *et al.* 2009). Magyarország szárazföldi ászkarák fajainak száma jelenleg 57-re tehető (Vilisics & Hornung 2010), az Északi-középhegységéből eddig publikált ászkafajok száma 29 (Forró & Farkas 1998, Kontschán 2004, Solymos *et al.* 2009). A nagy kiterjedésű, változatos domborzatú és alapközetű Északi - középhegység ászkarák faunájáról nincs átfogó képünk (Vilisics & Hornung 2010), bár az egyre növekvő ászkafaunisztikai kutatások egyre több adatot szolgáltatnak a tájegység szárazföldi ászkarák faunájához. Az Északi-középhegység, geológiai változatosságának és földtani jellemvonásainak köszönhetően egyedülálló ászkarák együttesekkel rendelkezik (Vilisics *et al.* 2008), melyet Allspach (1996), Kontschán (2003, 2004) Kontschán *et al.* (2006), Vilisics *et al.* (2008) és Vilisics & Hornung (2010) adatai igazolják. Az egyre növekvő antropogén hatás – ami a Mátra-hegységet is érinti – nagyban befolyásolja a természetes környezet struktúráját, élővilágát és annak diverzitását, veszélybe sodorva ezzel az adott területen élő élőlény-együtteseket (Kleijn & Sutherland 2003). A Mátra vidék területén 12141 hektárnyi Mátrai Tájvédelmi Körzet jött létre a természeti értékek védelmére. Gyűjtési területeink közül, számos élőhely védettség alatt áll (1. ábra). A Gyöngyösi Sár-hegy Természetvédelmi Terület két mintavételi pontnak is ad helyet. A gyöngyösi Sás-tó egyéb természetvédelmi értékek egyike, valamint a Fallóskúti-rétek és a Verpeléti Vár-hegy a Natura 2000 területek között van számon tartva. Ezt a hálózatot az élőhelyek, egyes növény- és más állatfajok védelmére kijelölt különleges természet-megőrzési területek, illetve a madarak védelmére kijelölt különleges madárvédelmi területek alkotják (Magos *et al.* 2010). Munkánk célja, hogy a Mátra-hegységben élő szárazföldi ászkarák együttesekről szolgáltatassunk hiánypótló adatokat, mert az ászkarák ritkaságán-gyakoriságán alapuló élőhelyi értékelési rendszer (TINI= Terrestrial Isopod Naturalnes Index) (Hornung *et al.* 2011) kidolgozásában szerepe lehet. Emellett arra is keressük a választ, hogy a specialista és generalista fajok milyen arányban jelennek meg az utak mentén és a természetes élőhelyeken.

### Módszerek

Jelen dolgozat a Mátra-hegységben végzett vizsgálaton alapul, amely a természetközeli élőhelyekre és közutak melletti régióra korlátozódott. Az I. számú gyűjtési útvonal a Déli-Mátraaljától a Központi-Mátraig fut, Ludastól Ga-



**1. ábra.** Mátrai védett területek, a gyűjtési útvonalak és a gyűjtőhelyek a természetes és bolygatott élőhelyeken.

lyatetőig. Ennek az útszakasznak a hossza 37,9 km, melynek egész területére aszfalt útburkolat jellemző. Hét települést szel át. Ludas és Pálosvörösmart közötti szakaszon a forgalom közepes intenzitású, ugyanis mellékutakról és alsórendű utakról van szó. Ezt követő Mátrafüred és Galyatető közötti szakaszon a forgalom jelentős mértékű, mert a 24-es főút egy részét képezi. A II. számú útvonal a Keleti-Mátraalján húzódik végig, Gyöngyössolymost és Verpelétet összekötve. Hossza 30,2 km, burkolata aszfalt. Hét települést érint, melyen az átmenő forgalom igen intenzív (1. ábra). Az útszakaszokon eltérő viszonyok figyelhetők meg. Erdőszegély, patakpart, árok és lakott területek váltják egymást. Mind a természetes élőhelyeken, mind az utak mentén eltérő növénytakarások uralkodnak (1. táblázat). A gyűjtések 2008 – 2010 között zajlottak. Az egyedek begyűjtése az utak mentén a közúttól maximum 3 m távolságban történt egyelésekkel. Talajcsapadék kihelyezésére nem volt lehetőségünk, mert az utak mellett uralkodó viszonyok nem engedték azok használatát. Az adott évek márciusától októberéig végeztük az egyelések gyűjtését. Ennek folyamán a talaj szintjére ereszkedve kézzel vagy csipesszel összegyűjtöttük a megjelent

**1. táblázat.** A mintavételi helyek élőhely típusai, növényzete és az alkalmazott gyűjtési módszerek.

Betűkód	Élőhely	út/természetközeli	Növénytársulás	Gyűjtési mód
A	Ludas	út	gyomtársulás	egyelés
B	Detk	út	gyümölcsös	egyelés
C	Pálosvörösmart	út	gyomtársulás	egyelés
D	Mátrafüred	út	gyertyános-tölgyes	egyelés
E	Mátrafüred	természetközeli	gyertyános-tölgyes	egyelés
F	Sástó	út	cseres-tölgyes	egyelés
G	Sástó	természetközeli	cseres-tölgyes	egyelés
H	Csórét	természetközeli	gyertyános-tölgyes	egyelés
I	Mátraháza	természetközeli	tölgyes-bükkös	egyelés
J	Galyatető	természetközeli	hegyi rét, fenyves	csapda, egyelés
K	Galyatető	út	szubmontán bükkös	egyelés
L	Kékestető	természetközeli	xerotherm tölgy	egyelés
M	Mátraszentimre	természetközeli	szteppesedő hegyi rét	egyelés, csapda
N	Bátonyterenye	természetközeli	forrásláp	csapda
O	Gyöngyössolymos	út	gyomtársulás	egyelés
P	Markaz	út	bokorerdők	egyelés
G	Domoszló	út	bokorerdők	egyelés
R	Domoszló	természetközeli	patakparti ligeterdő	egyelés
S	Kisnána	út	bokorerdők	egyelés
T	Verpelét	út	gyomtársulás	egyelés
U	Gyöngyöstarján	természetközeli	cseres- tölgyes	egyelés
V	Sár-hegy	természetközeli	láp-rét, lejtősztepp-rét	csapda
Z	Sár-hegy	természetközeli	cseres-tölgyes	egyelés

egyedeket. A ráfordítási idő mintánként 15 perc volt. A természetes élőhelyeken az egyeléses módszer mellett lineáris vonalban elhelyezett kétpoharas élvefogó csapdákat használtunk, mivel számos védett területen végeztük a vizsgálatot. A begyűjtött anyagból kizárólag az ászkarákokat dolgoztuk fel, a pohárba kerülő további egyedeket szabadon engedték. A csapdákat 10 cm átmérőjű fedett, műanyag poharak képezték, melyekből gyűjtőhelyenként 4 csapdászor került kihelyezésre az erdőszegélytől 3 m távolságban. Egy csapdászor 3 pohárból tevődött össze, a csapdák egymástól való távolsága 3 m volt. A talajcsapdás gyűjtéseket az adott évek májusában és szeptemberében végeztük, mely folyamán a poha-

rak kétnaponta lettek ürítve. Legnagyobb egyed-és fajszámban egyeléses módszerrel történt az ászkafajok begyűjtése (2. táblázat). A begyűjtött anyag 75%-os etil-alkoholban lett konzerválva. A fajok azonosítása sztereomikroszkóp és fénymikroszkóp segítségével, Schmidt (1997), Hopkin (1991) illetve, Berg & Wijnhoven (1998) határozói alapján történt. A feldolgozott ászkafajok tudományos neveinél Schmalzfuss (2003) katalógusát vettük alapul. A begyűjtött anyagot a Szent István Egyetem Állatorvos-tudományi Kar Ökológiai Tanszékének Crustacea Gyűjteményben helyeztük el.

**2. táblázat.** A gyűjtött fajok listája és a gyűjtési módok.

Fajnév (Species)	Egyelő gyűjtés (Hand sampling)	Talajcsapdázás (Pitfall traps)
Ligiidae		
<i>Ligidium hypnorum</i> (Cuvier, 1792)	X	-
Trichoniscidae		
<i>Trichoniscus pusillus</i> Brant, 1833	X	-
<i>Hyloniscus riparius</i> (C. Koch, 1838)	X	-
<i>Androniscus roseus</i> (C. Koch, 1838)	X	-
<i>Haplophthalmus mengii</i> (Zaddach, 1844)	X	-
<i>Haplophthalmus montivagus</i> Verhoeff, 1941	X	-
Philosciidae		
<i>Lepidoniscus minutus</i> (C. Koch, 1838)	X	-
Platyarthridae		
<i>Platyarthrus hoffmannseggii</i> Brandt, 1833	X	-
Trachelipodidae		
<i>Porcellium collicola</i> (Verhoeff, 1907)	X	X
<i>Trachelipus nodulosus</i> (C. Koch, 1838)	X	X
<i>Trachelipus rathkii</i> (Brandt, 1833)	X	X
<i>Trachelipus ratzeburgii</i> (Brandt, 1833)	X	-
<i>Trachelipus difficilis</i> (Radu, 1950)	X	-
Cylistidae		
<i>Cylisticus convexus</i> (De Geer, 1778)	X	-
Agnaridae		
<i>Orthometopon planum</i> (Budde-Lund, 1885)	X	-
Porcellionidae		
<i>Porcellio scaber</i> Latreille, 1804	X	-
<i>Porcellio spinicornis</i> Say, 1818	X	-
<i>Porcellionides pruinosus</i> (Brandt, 1833)	X	-
Armadillidiidae		
<i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804)	X	X
<i>Armadillidium versicolor</i> Stein, 1859	X	-

## Eredmények

A vizsgálat folyamán 20 ászkafaj került begyűjtésre 584 egyedszámban (3. táblázat). A területekről kimutatott fajok száma a hazai fauna 35 % -át, míg az Északi-középhegységből eddig publikált fajok 69 %-át teszi ki. Mivel nem történt talajcsapdázás az utak mentén, a begyűjtött anyag vizsgálata nem terjed ki az egyedszámbeli különbségekre a természetközeli élőhelyeken és az utak menti régióban. A Mátra-hegység természetes élőhelyeiről 15 szárazföldi ászkarák faj lett kimutatva, míg a közutak mentén csupán 13 faj bukkant fel. 7 ászkafaj (*Ligidium hypnorum*, *Lepidoniscus minutus*, *Trichoniscus pusillus*, *Haplophthalmus montivagus*, *Trachelipus ratzeburgii*, *Trachelipus difficilis* és *Armadillidium versicolor*) kizárólag a természetes élőhelyeken jelent meg. Ezzel szemben 5 másik faj (*Haplophthalmus mengii*, *Androniscus roseus*, *Cylisticus convexus*, *Porcellio scaber* és *Porcellionides pruinosus*) csupán az utak mentén volt kimutatható. A begyűjtött fajok közül 8 (*Hyloniscus riparius*, *Platyarthrus hoffmannseggii*, *Porcellium collicola*, *Trachelipus nodulosus*, *Trachelipus rathkii*, *Orthometopon planum*, *Porcellio spinicornis* és *Armadillidium vulgare*) megtalálható volt mind közutak mentén, mind természetes élőhelyeken (3. táblázat).

## Értékelés

Hornung és munkatársai (2007) szerint a szárazföldi ászkák életmenet-jellemzői (r-K felosztás avagy sztenodinamikus – eurodinamikus felosztás) és az ökomorfológiai típusok (talaj-aktív, felszín-aktív) kiegészítik egymást. A beosztás az adott faj előfordulási helyének természetességi-zavartságai állapotát, valamint hazai elterjedését jelzi. (Hornung *et al.* 2007). Ezen ismereteket összegezve dolgoztuk fel a begyűjtött fajokat (4. táblázat), amely szerint a korlátozott elterjedésű fajok, melyek kizárólag természetes élőhelyekről kerültek elő (*L. hypnorum*, *T. pusillus*, *H. montivagus*) rejtett életmódot folytató, kis testméretű sztenodinamikus fajok. Az elterjedésüket segíti az emberi tevékenység, főként a növények földlabdáival történő széthurcolhatóság (Hornung *et al.* 2007). Egyes felszín-aktív életmódot folytató fajok (*L. minutus*, *T. ratzeburgii*, *T. difficilis*) szintén erősen kötődtek a lombos erdők nyújtotta körülményekhez, bolygatott helyeken nem jelentek meg. Míg a *H. montivagus* kifejezetten lombos erdőkből került elő, a *H. mengii* kizárólag az utak menti bolygatott helyeken volt jelen,

**3. táblázat.** Az egyes mintavételi helyeken előfordult fajok gyakorisága és egyedszáma. Az élőhelyek betű kódjai megegyeznek a 1. táblázatban leírtakkal.

Fajok (Species)	Élőhelyek (Sampling sites)																									
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	Z			
<i>Ligidium hyporum</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1		
<i>Trichoniscus pusillus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3		
<i>Hyloniscus riparius</i>	-	-	2	12	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19		
<i>Androniscus roseus</i>	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7		
<i>Haplophthalmus mengii</i>	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	7		
<i>Haplophthalmus montivagus</i>	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4		
<i>Lepidoniscus minutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	2	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16		
<i>Platyarthrus hoffmannseggii</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	1	-	-	-	6		
<i>Porcellium collicola</i>	-	-	-	1	-	-	-	1	-	8	1	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	19		
<i>Trachelipus nodulosus</i>	7	9	10	-	-	-	-	-	7	-	-	7	-	-	17	-	3	-	10	8	-	1	-	79		
<i>Trachelipus rathkii</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	19	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	163		
<i>Trachelipus razeburgii</i>	-	-	-	-	-	-	-	9	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	11		
<i>Trachelipus difficilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3		
<i>Cylisiticus convexus</i>	-	3	6	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	1	1	-	16	-	-	-	-	42		
<i>Orthometopon planum</i>	-	-	-	5	-	1	17	-	4	-	-	-	11	-	-	-	-	2	2	-	3	-	-	45		
<i>Porcellio scaber</i>	-	-	5	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	55		
<i>Porcellio spinicornis</i>	-	-	-	1	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5		
<i>Porcellionides pruinosus</i>	2	7	9	9	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28		
<i>Armadillidium vulgare</i>	2	1	7	-	-	-	-	-	-	2	-	-	15	-	5	-	1	-	1	6	-	27	3	70		
<i>Armadillidium vericolor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1		
<b>Összesen</b>	<b>11</b>	<b>22</b>	<b>45</b>	<b>93</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>18</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>11</b>	<b>1</b>	<b>10</b>	<b>70</b>	<b>1</b>	<b>29</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>32</b>	<b>15</b>	<b>7</b>	<b>170</b>	<b>3</b>	<b>584</b>		

**4. táblázat.** A feldolgozott fajok “Természetességi besorolás” kategóriái (Hornung *et al.* 2007, 2009, Vilisics & Hornung 2010 alapján), életmenet-jellemzőik (Hornung *et al.* 2007 nyomán) és a mintahelyeken való előfordulási gyakoriságuk. NF=természetes, gyakori, NR= természetes, ritka, DF= zavart, gyakori, DR=zavart, ritka, G=generalista, U=bizonytalan, c = creeper- talajba ásó (K-starégista); S = surface active- talajfelszíni aktivitású (R-starégista), specialista=pontszerűen előforduló (mintahelyek 1-5%-án), generalista=elterjedt (mintahelyek 75-100%-án).

Fajok	Természetességi besorolás	Életmenet-jellemzők	A fajok mintahelyeken való előfordulási gyakorisága (%)
<i>Ligidium hypnorum</i>	NF	c	4%
<i>Trichoniscus pusillus</i>	G	c	4%
<i>Hyloniscus riparius</i>	G	c	13%
<i>Androniscus roseus</i>	DR	c	4%
<i>Haplophthalmus mengii</i>	G	c	9%
<i>Haplophthalmus montivagus</i>	NR	c	4%
<i>Lepidoniscus minutus</i>	NF	S	17%
<i>Platyarthrus hoffmannseggii</i>	G	c	17%
<i>Porcellium collicola</i>	G	S	30%
<i>Trachelipus nodulosus</i>	G	S	43%
<i>Trachelipus rathkii</i>	G	S	22%
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>	NF	S	13%
<i>Trachelipus difficilis</i>	NR	S	4%
<i>Cylisticus convexus</i>	DF	S	30%
<i>Orthometopon planum</i>	NF	S	35%
<i>Porcellio scaber</i>	DF	S	9%
<i>Porcellio spinicornis</i>	DR	S	13%
<i>Porcellionides pruinosus</i>	DF	S	22%
<i>Armadillidium vulgare</i>	G	S	48%
<i>Armadillidium versicolor</i>	DR	S	4%

alátámasztva Vilisics & Hornung (2010) megfigyeléseit. A *P. spinicornis*, és az *A. versicolor*, melyek zavart élőhelyek ritkán előkerülő fajai (Hornung *et al.* 2009), a vizsgálat során természetes élőhelyeken is előfordultak, bizonyítva ezzel adaptálódó képességüket. Az utak mentén és a természetes élőhelyeken is egyaránt kimutatott 8 faj nagy része (*H. riparius*, *P.hoffmannseggii*, *P. collicola*, *T. nodulosus*, *T. rathkii*.) hazánkban széles körben fordul elő (Kontschán *et al.*



2006). E fajok sikeresen adaptálódnak és terjednek el, valószínű, hogy ez a képességük, sikerük titka. Ezek a generalista fajok gyakran kozmopoliták (pl. *A. vulgare*) természetközeli és zavart élőhelyeken egyaránt megjelennek (Hornung *et al.* 2009). Az *O. planum*, mint természetes élőhelyen élő faj (Hornung *et al.* 2009) is felbukkant mindkét területen, jelezve ezzel azt a képességét, mellyel képes kiaknázni más környezeti viszonyok által nyújtotta lehetőségeket. Nagyrészt zavart élőhelyen gyakori r-stratégista fajok (*C. convexus*, *P. scaber*, *P. pruinosus*) (Hornung *et al.* 2009) előkerüléséről tudunk beszámolni a közutak mentén, mely fajok elterjedésének hátterében jó diszperziós képességük áll, nagy szaporodási potenciállal rendelkeznek és kiaknázzák a kihasználatlan lehetőségeket (Hornung *et al.* 2007). Az *A. roseus* zavart élőhelyek ritkán megjelenő faja is kimutatható volt az utak mentén. A Mátra- hegység fajgazdagságát meghatározza a fajkészlet, ami kárpáti (*T. difficilis*), atlantikus (*T. ratzeburgii*), közép-európai (*L. minutus*, *P. collicola*, *T. rathkii*), és ritka (*A. versicolor*) elemekből tevődik össze. Az emberi tevékenység következtében az eredeti fauna eltűnik és az ökológiai háttérváltozók alapján véve megváltoznak (Farkas & Vilisics 2006). A fajok egy része alkalmazkodott ezekhez az antropogén körülményekhez, más részük – főleg a csekély terjedési képességű élőlények, mint a szárazföldi ászkarák (Sólymos *et al.* 2009) – természetközeli mikro-habitatokban találtak menedéket. A kevésbé alkalmazkodóképes ritka ászkafajok fennmaradásához nélkülözhetetlen a mikroklima zugokban lévő élőhelyek antropogén hatástól való megóvása. Védelmük érdekében javasolt a természetközeli élőhelyek fenntartása, illetve védelem alá helyezése, további erdőrezervátumok és különleges természet-megőrzési területek létrehozása, valamint a természetvédelmi kezeléseket megalapozó és azokat továbbfejlesztő kutatások végzése.

\*

*Köszönetnyilvánítás* – Köszönettel tartozunk Vilisics Ferencnek, aki a fajok revízióját végezte és Kontschán Jenőnek a határozásban nyújtott segítségével. Köszönet Túrinné Kiss Magdolnának és Vona Ádámnak a terepi munka során tanúsított kitarásukért.

### Irodalomjegyzék

- Allspach, A. (1996): The terrestrial Isopods of the Bükk National Park (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). – In: Mahunka, S. (szerk.): *The fauna of the Bükk National Park. II.* Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 71–74.

- Berg, M. P. & Wijnhoven, H. (1998): Landpissebedden. Een tabel voor de landpissebedden (Crustacea; Oniscidae) van Nederland en België. – *Wetenschappelijke Mededelingen KNNV*, **221**: 1–80.
- Dombos, M. & Van Gestel, C. A. M. (2003): Eszik-e vagy iszák? – kadmium szennyezés vizsgálata a táplálékon és a talajnedvességen keresztül a Porcellio scaber ászkarákon. – In: Dombos, M. & Lakner, G. (szerk.): *6. Magyar Ökológus Kongresszus, előadások és poszterek összefoglalói*, Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza, p. 75.
- Farkas, S. & Vilisics, F. (2006): A Mecsek szárazföldi ászkarák együttese (Isopoda: Oniscidea). – *Folia Comloensis* **15**: 25–34.
- Forró, L. & Farkas, S. (1998): Checklist, preliminary distribution maps, and bibliography of woodlice in Hungary. – *Miscellanea Zoologica Hungary* **12**: 21–44.
- Hopkin, S. P. (1991): A Key to the Woodlice of Britain and Ireland. – *AIDGAP, Field Studies*, **7**: 599–650.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Szlávecz, K. (2007): Hazai szárazföldi ászkarák fajok (Isopoda, Oniscidea) tipizálása két nagyváros, Budapest és Baltimore (ÉK Amerika) összehasonlításának példájával. – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 47–58.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Sólmos, P. (2009): Ászkarák együttesek (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) felhasználhatósága élőhelyek minősítésében. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 381–395.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Solymos, P. (2011): Élőhelyek minősíthetősége ászkarák faunájuk (Isopoda, Oniscidea) összetétele alapján. – In: Lengyel, Sz., Varga, K. & Kosztyi, B. (szerk.): *VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, program és absztrakt-kötet*. Magyar Biológiai Társaság, Budapest, p. 117.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? – *Journal of Applied Ecology* **40**: 947–969.
- Kontschán, J. (2003): Néhány ritka ászkarák (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) újabb előfordulási adatai Magyarországról. – *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis Suppl.* **27**: 43–48.
- Kontschán, J. (2004): Néhány adat az Északi-középhegység ászkarák faunájához (Crustacea: Isopoda: Oniscidae). – *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis Suppl.* **28**: 91–93.
- Kontschán, J., Hegyessy, G. & Csordás, B. (szerk.) (2006): *Abauj és Zemplén tájainak makroszkopikus rákjai (Crustacea)*. – Abauj-Zemplén Értékeiért Közhasznú Egyesület, Sátoraljaújhely, 89 pp.
- Magos, G., Szabó, Sz., Szuromi, L. & Urbán, L. (2010): Természetvédelem a Mátrai tájegységben. – In: Baráz, Cs., Dudás, Gy., Holló, S., Szuromi, L. & Vojtkó, A. (szerk.): *A Mátra Tájvédelmi Körzet Bükk nemzeti Park Igazgatósága*, Eger, pp: 373–398.
- Schmalfuss, H. (szerk.) (2003): *World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea)*. – *Stuttgarter Beitrage zur Naturkunde. Serie A. Biologie* **654**: 341 pp.
- Schmidt, C. (1997): Revision of the European species of thegenus Trachelipus Budde-Lund, 1908 (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). – *Zoological Journal of the Linnean Society* **121**: 129–244.

- Sólymos, P., Vilisics, F., Kemencei, Z., Páll-Gergely, B., Farkas, R., Nagy, A., Kisfali, M. & Hornung, E. (2009): Globális változás, lokális túlélés: kitettség és nedvességi grádiens hatása avarlakó gerinctelenekre aggteleki töbrök alapján. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 396–411.
- Vilisics, F. & Hornung, E. (2010): Újabb adatok Magyarország szárazföldi ászkarákfaunájához (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). – *Állattani Közlemények* **95**(1): 87–120.
- Vilisics, F., Nagy, A., Sólymos, P., Farkas, R., Kemencei, Z., Páll-Gergely, B., Kisfali, M. & Hornung, E. (2008): Data on the terrestrial Isopoda fauna of the Also-hegy, Aggtelek National Park, Hungary. – *Folia Faunistica Slovaca* **13**(4):19–22.

## New data to the terrestrial isopoda (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) fauna of Mátra-mountains , especially the wayside regions

Diána Vona-Túri <sup>1</sup> and Tünde Szmatona-Túri <sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Eötvös József Secondary School*

*29. Dobó street Heves 3360, e-mail: turidia@freemail.hu*

<sup>2</sup> *Matra Vocational School of Forestry, Agriculture and Wildlife Management*

*11. Erdész street Mátrafüred 3232*

In our thesis we have examined what influence the wayside disturbance has on the composition of isopod species. Our research has been carried on three microregions of the Mátra-mountains, on the Eastern Bottoms of the Mátra, in the South Mátra and in the High Mátra. Samples have been retained on the natural habitats and on the wayside regions in order to examine the naturalness- disturbance conditions and the relationships of the species living there. Fifteen terrestrial isopod species have been revealed from the natural habitats of the Mátra, while only thirteen species have been found on the wayside regions, while two species of the disturbed habitats have been found in the leafy forests. Furthermore, a rare Carpathian element has been successfully disclosed, the (*Trachelipus difficilis*, RADU, 1950) species. On the base of our results it evidently seems that new isopod species appear on the influence of anthropogenic factors, furthermore a lot of species are not able to adapt to the environmental changes to such a rapid pace as the extent of the urban areas grow. The survival and increase of these rare isopod species depend indispensably on preserving their natural habitats, even originating further forest reserves and special conservation areas, as well as accomplishing further developments on conservation management.

Keywords: the Mátra Mountains, terrestrial Isopod, specialist, generalist, natural, anthropogenic, wayside.

## Contents

Ádám, Sz. and Malatinszky, Á.: Landscape history and vegetation of the Islands of Szőny	23
Angyal, D.: Invertebrate fauna of the Mánfai-kőlyuk Cave (Mecsek, SW Hungary) in the light of utilization by waterworks – previous results	33
Babocsay, G. and Vági, B.: Disappearing large whip snakes – increasing citizen involvement in the Amphibian and Reptile Conservation Group of BirdLife Hungary	44
Baranyai, E.: Assessment of air contaminants based on foliage dust and leaves along an urbanization gradient	57
Biró, É., Óvári, M., Varga, A. and Bódis, J.: Landscape history and protected plant species of Vergyáalom vine-yard hill (Zala county)	66
Biró, Zs., Katona, K., Bleier, N., Lehoczki, R., Újváry, D., Szilágyi, Zs., Markolt, F. and Szemethy, L.: Impact of wild boar on protected plant species in a game preserve in Kőrösladány	76
Bolla, B.: Invasive control at Csengődi Plain	81
Csecserits, A., Rédei, T., Lupták, R. and Somodi, I.: Factors affecting vegetation type and species composition on old-fields in the foothills of Pilis mountains	93
Csengeri, E. and Nótári, K.: Estimation of care services on the Hortobágy lick land	104
Csicsek, G. and Ortmann-né Ajkai, A.: Secondary succession of herbs on a recultivated coal-mine refuse dump near Komló (SW Hungary)	114
Csonka, D., Halasy, K., Mrak, P., Štrus, J. and Hornung, E.: The morphological background of the habitat adaptation of <i>Armadillidium</i> (Isopoda: Oniscidea) species	126
Czóbel, Sz., Pap, K., Huszti, E., Szirmai, O., Pándi, I., Németh, Z., Vikár, D. and Penksza, K.: Preliminary results of ex situ restoration of open sandy grassland community based on seed-mix sowing	138
Debnár, Zs.: Effects of size, isolation and grazing intensity of sandy grasslands on vegetation-dwelling spider assemblages	149

Endrédi, A., Molnár, A. and Nagy, J.: Ex-situ conservation of <i>Vicia biennis</i>	158
Flórián, N., Kavecsánszki, A. and Ladányi, M.: Frog rescue project and a framing approach at the Tápió-Hajta area	170
Fülep, T.: Faunal changes of triclads (Platyhelminthes: Tricladida) in the watercourses of the Garadna and Szinva streams, Bükk mountains, NE Hungary	178
Gubányi, A., Wohlfart, R., Ficsor, J., Gergely, A., Hahn, I., Krámer, T., Ronkay, L., Mohácsiné Simon, G. and Scharek, P.: Habitat simulation model for rehabilitation measures in the floodplain of Szigetköz, Hungary	190
Halasi-Kovács, B. and Váradi, L.: The role of inland fisheries in the biodiversity of the Hungarian aquatic ecosystems	201
Hatvani, I. G., Kovács, J. and Korponai, J.: Optimizing sampling frequency using variograms on the example of the Kis-Balaton Water Protection System	210
Herczeg, R., Horváth, B., Stercz, B., Tóth, D., Somogyi, B. and Horváth, Gy.: Grazing's effect on occupancy of rodent species on mosaic area as a disturbing factor	223
Horváth, R.: Effect of urbanization on ground-dwelling spiders	233
Jakusch, P., Jakuschné, K. T. and Kardis, E.: Environmental education and care of talent by organizing eco-camps	238
Jakusch, P., Tokai, R., Földes, T. and Anda, A.: Application of MRI in the examination of the effects of Kolontár red mud catastrophe on plants	246
Juhász, L., Kövér, L. and Gyüre, P.: Nesting biology of Debrecen's Hooded Crow ( <i>Corvus cornix</i> L. 1758) population	256
Kalóczkai, Á., Kelemen, E. and Pataki, G.: Agri-environmental schemes through the lens of farmers	266
Kiss, Á., Korompai, T., Kozma, P., Katona, G., Tóth, J. P. and Varga, Z.: Individual species and communities of species in the xerotherm oak forests of Mátra Mountains important for nature conservation (Insecta: Lepidoptera)	275
Kiss, O., Felde, O. and Moskát, Cs.: The role of mosaic grasslands in agricultural systems for preserving feeding sites of Rollers ( <i>Coracias garrulus</i> )	282
Komoly, C., Türei, D., Csathó, A. I., Pifkó, D., Juhász, M., Somodi, I. and Bartha, S.: The effects of sowing grass seeds on the abundance of common ragweed ( <i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.) in a young abandoned field near Tiszaalpár, Hungary	293

---

Kutasi, Cs., Szél, Gy., Kádár, F. and Markó, V.: Protected ground beetles (Col.: Carabidae) in agricultural landscape in Hungary	304
László, Z. and Tóthmérész, B.: Local and landscape-scale effects on multiparasitoid coexistence	314
Lisztes, A., Végvári, Zs., Varga, M., Mózes, E. and Barta, Z.: Population change and potential food base of the shorebirds on the Nagy-szik of the Hortobágy (preliminary results)	325
Lukács, B. A. and Radócz, Sz.: The effects of precipitation growth on vegetation transitions in alkaline habitat complexes	337
Malatinszky, Á., Ádám, Sz., Benicsek, M., Bundai, Zs., Fehérvári, B. and Filó, A.: Involvement of volunteers into environmental education of age 8-18: 25 years of the Hedgehog Camps	346
Margóczy, K., Málóvics, Gy., Gébert, J. and Roboz, Á.: Ecosystem services, to whom?	358
Mérő, T. O. and Bocz, R.: Effect of grassland restoration on small mammal assemblages in Egyek-Pusztakócs (Hortobágy National Park)	369
Miglécz, T. and Tóth, K.: Role of local seed bank in recovery of loess grasslands	382
Nagy, D.: Rove beetle assemblages (Staphylinidae) of plantations and a native oak forest	392
Nagy, G. G. and Czúcz, B.: Ecological assessment of three lowland landscape areas based on botanical and ornithological indicators	401
Ónodi, G. és Csörgő, T.: The habitat preference of the Great-spotted Woodpecker ( <i>Dendrocopos major</i> Linnaeus, 1758) in a mosaic habitat	414
Ortmann-néAjakai, A., Csicsek, G., Bölöni, J. and Horváth, F.: Development of a floodplain <i>Quercus robur</i> forest reserve: abandonment and artificial gaps	424
Pinke, Zs.: The Role of Regulation Services of Ecosystem and the Cost-Based Analysis in the Conversion of Areas Endangered by Excess Surface Water into Wetlands	434
Rákóczi, A. M. and Samu, F.: Long- and short-term changes in the spider assemblages of Sas-hegy (Budapest, Hungary), with special respect to recent grassland rehabilitation treatments	446
Rozner, Gy., Ferincz, Á. and Miókovics, E.: Data to the distribution of Golden Ringed Dragonfly ( <i>Cordulegaster bidentata</i> Sélys, 1843) and Large Golden Ringed Dragonfly ( <i>Cordulegaster heros</i> Theischinger, 1979) in Bakony Mountains	455

---

Szabó, Gy.: The effect of grassland restoration on wild bee assemblages, in Hortobágy National Park (Hungary)	466
Szekeres, B., Belényesi, M., Prommer, M. and Tóth, L.: Habitat preference of the Saker Falcon ( <i>Falco cherrug</i> ) in the Hevesi-sík Area, Eastren Hungary	479
Szmatona-Túri, T. and Vona-Túri, Diána: The newer occurrence of the hungarian miner spider ( <i>Nemesia pannonica</i> Herman, 1879) in Hungary	486
Tatár, S., Bajomi, B., Balován, B., Tóth, B., Sallai, Z., Demény, F., Urbányi, B. and Müller, T.: Habitat reconstruction for marshland fish species	498
Tóth, M. and Puky, M.: Herpetological data collection using volunteers' photos in the Carpathian Basin: preliminary results	505
Váczai, O., Bakó, B., Bata, K., Koczka, K., Sashalmi, É., Varga, I. and Vozár, Á.: Selections from the two years results of the „WildWatcher” volunteer based wildlife registration system	516
Valkó, O., Deák, B., Kapocsi, I., Tóthmérész, B. and Török, P.: Prescribed burning as a potential tool in grassland conservation and management	526
Vinkó, T., Szabados, K. and Vesna, K.: Ecosystem services of Lake Palics – communication tool between the conservationists and the local community	536
Vona-Túri, D. and Szmatona-Túri, T.: New data to the terrestrial isopoda (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) fauna of Mátra-mountains, especially the wayside regions	548